



# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México. Síntesis a 2023

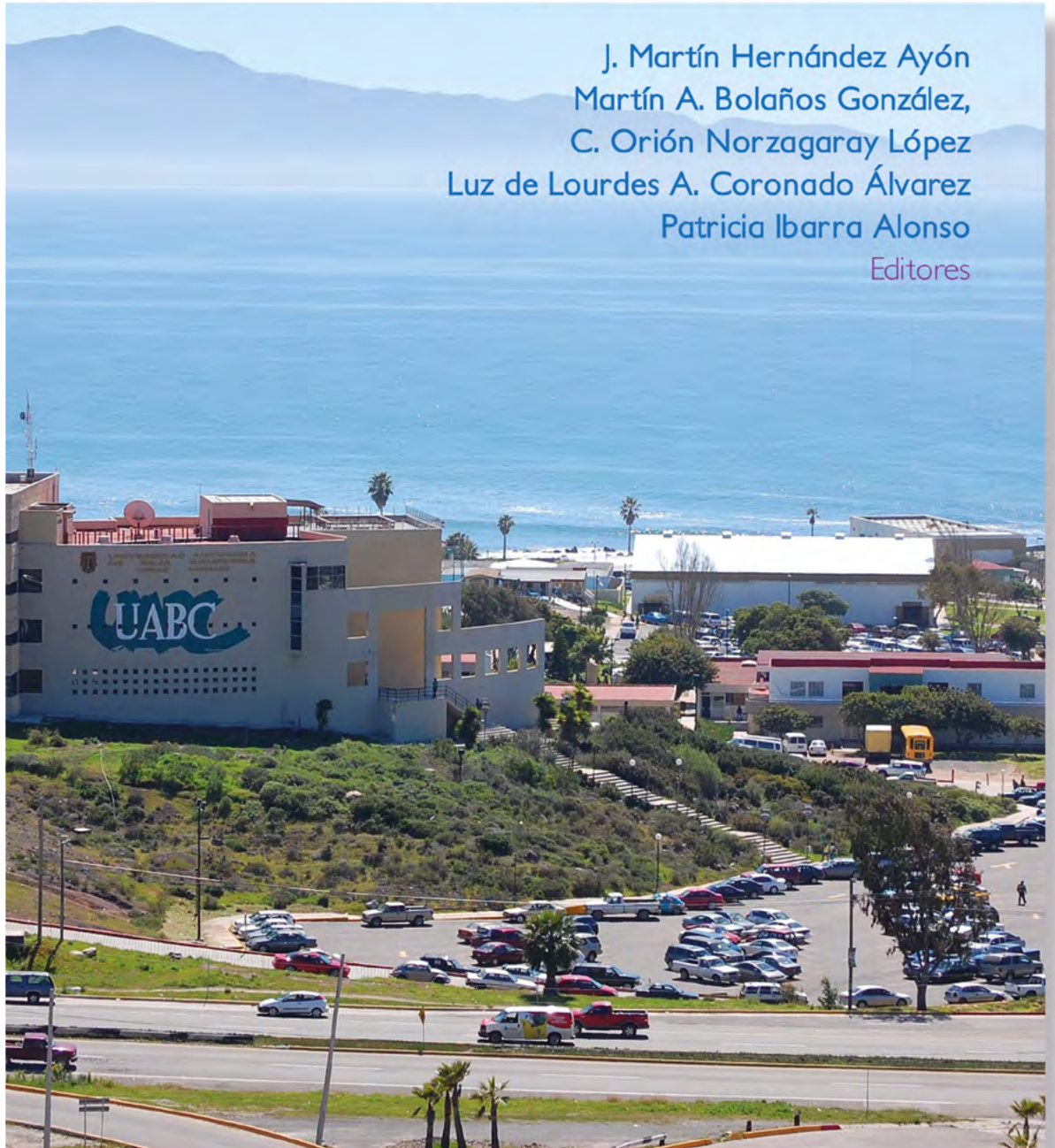
PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO

2023

Año 5

Número 5

J. Martín Hernández Ayón  
Martín A. Bolaños González,  
C. Orión Norzagaray López  
Luz de Lourdes A. Coronado Álvarez  
Patricia Ibarra Alonso  
Editores



**PM<sub>C</sub>**  
Programa Mexicano del Carbono  
RED TEMÁTICA DEL CONACYT



**io**  
Instituto de  
Investigaciones  
Oceanológicas

**Stanford** | México Clean  
Economy 2050

**THE OCEAN  
FOUNDATION**





**Forma correcta de citar:**

Hernández Ayón J. M.; Bolaños González M. A.; Norzagaray López C. O.; Coronado Álvarez L. e Ibarra Alonso P. (Editores). 2023. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2023. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 326 p.

Programa Mexicano del Carbono A.C.  
Calle Chiconautla No. 8 Interior A  
Colonia Lomas de Cristo, Texcoco, Estado de México, México

---

[www.pmcarbono.org](http://www.pmcarbono.org)

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).  
Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

---

Diseño Gráfico: Oscar J. Velázquez R.

---

ESTADO ACTUAL DEL CONOCIMIENTO DEL CICLO DEL CARBONO Y SUS INTERACCIONES EN MEXICO. Año 5, No. 5, enero - diciembre de 2023. Es una publicación anual editada por el Programa Mexicano del Carbono, A.C., calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México. Tel. +52 (595) 951•2182, [www.pmcarbono.org](http://www.pmcarbono.org) Editor responsable: José Martín Hernández Ayón. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2022-121910292200-102, ISSN 2954-4882. Ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número: José Martín Hernández Ayón, Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México, fecha de última modificación, diciembre de 2023.

# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2023

---

J. Martín Hernández Ayón, Martín A. Bolaños González,  
C. Orión Norzagaray López, Luz de Lourdes A. Coronado Álvarez  
y Patricia Ibarra Alonso

---

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono (PMC)  
Universidad Autónoma de Baja California (UABC)

Ensenada, Baja California, México

Diciembre 2023

# Índice de Revisores

**DR. CARLOS ORIÓN NORZAGARAY**

Instituto de Investigaciones Oceanológicas,  
Universidad Autónoma de Baja California

**DRA. CECILIA CHAPA BALCORTA**

Universidad del Mar

**M. EN C. CLAUDIA J. OLIVAS CASTILLO**

Instituto Tecnológico de Sonora

**DR. ENRICO ARTURO YÉPEZ GONZÁLEZ**

Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente,  
Instituto Tecnológico de Sonora

**DR. JAIME GARATUZA PAYÁN**

Instituto Tecnológico de Sonora

**DRA. LUZ DE LOURDES A. CORONADO ÁLVAREZ**

Universidad Autónoma de Baja California

**DRA. MARÍA SUSANA ALVARADO BARRIENTOS**

Red de Ecología Funcional

INECOL

# Índice de Revisores

**DRA. MARIELA FUENTES PONCE**  
Universidad Autónoma Metropolitana  
Unidad Xochimilco

**DR. MARTÍN A. BOLAÑOS GONZÁLEZ**  
Posgrado en Hidrociencias  
Colegio de Postgraduados

**DRA. MASULY G. VEGA PUGA**  
Instituto Tecnológico de Sonora

**ING. MAYTE F. REYES HERNÁNDEZ**  
Instituto Tecnológico de Sonora

**DR. VICTOR MANUEL SALAS AGUILAR**  
Universidad Autónoma de Ciudad Juárez

**DRA. SUZUKY PINTO GONZÁLEZ**  
Instituto Tecnológico de Sonora





# Prólogo

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) se complace en presentar al público, como cada año desde su formación en 2005, la Síntesis Nacional del 2023, obra que conjunta el esfuerzo realizado por numerosos científicos, tanto nacionales como extranjeros, para impulsar la investigación y el avance en el conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México.

Como ya es tradición, durante el XIV Simposio Internacional del Carbono en México se presentaron 73 contribuciones en las diversas áreas temáticas que conforman el Comité Científico: Atmósfera, Ecosistemas Acuáticos, Ecosistemas Costeros, Ecosistemas Marinos, Ecosistemas Terrestres y Sistemas Agropecuarios. Por cuarto año, en respuesta a los eventos mundiales que acontecen en relación a la pandemia, y en proceso de recuperación de la normalidad, el evento tuvo lugar de manera virtual bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono y la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), ubicada en Ensenada, B.C.

El Simposio se enfocó en los temas transversales prioritarios de los estudios del carbono en México: almacenes y flujos de carbono entre distintos reservorios, relación entre la diversidad biológica y el ciclo del carbono, Análisis del estado actual del Centro Nacional de Datos Oceanográficos de México, economía del carbono, desarrollo bajo en carbono, modelación y síntesis de la dinámica del carbono, mitigación estratégica de GEI y sobre los retos que afronta la Red Latinoamericana de Acidificación del Océano. Se promovió la aportación científica del PMC hacia la restauración y conservación de ecosistemas naturales como estrategia para la mitigación del cambio climático.

Los trabajos expuestos, todos de excelente calidad académica, se sometieron a la opinión de la comunidad científica, dando lugar a intensas jornadas de discusión, con una visión multidisciplinaria y multi institucional, siempre bajo una óptica de integración del conocimiento de las diferentes áreas sobre el Ciclo del Carbono y sus interacciones. Además, se contó con una importante participación de jóvenes científicos y, teniendo como premisa el interés común, se discutieron los nuevos paradigmas de investigación sobre el Ciclo del Carbono y sus tecnologías de estudio, con la finalidad de continuar con la labor emprendida por sus mentores hace más de quince años, de desarrollar modelos y estrategias ex profeso para México, acordes con sus necesidades, su realidad política, económica, social y ambiental. Cada investigación aquí plasmada representa, por tanto, el esfuerzo de la comunidad científica por mejorar las condiciones del país.

Se agradece enormemente el interés y entusiasmo en participar en este colectivo científico, y se espera que esta publicación sea un aliciente más para continuar en la consecución de las metas en tan relevante tema.

**José Martín Hernández Ayón**

**Coordinador General  
Programa Mexicano del Carbono**



# CONTENIDO

## CAPÍTULO 1

### ATMÓSFERA

15

- |     |  |    |
|-----|--|----|
| 1.1 | Desarrollo de un dispositivo de bajo costo para el monitoreo de intensidad UV y temperatura en zonas urbanas | 16 |
| 1.2 | Interacciones Suelo-Planta-Atmósfera durante condiciones húmedas y secas del Valle del Yaqui, México         | 23 |
| 1.3 | Mapeo isotópico de fuentes atmosféricas de agua en un agro-ecosistema de trigo en el Valle del Yaqui, México | 30 |

## CAPÍTULO 2

### ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

35

- |     |  |    |
|-----|--|----|
| 2.1 | Carbono en la Dinámica Fluvial del Río Nexapa  | 36 |
| 2.2 | Dinámica de la materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) en dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México   | 43 |
| 2.3 | Variación espacial y temporal de CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O disuelto en lagos kársticos tropicales | 52 |
| 2.4 | Biomasa zooplanctónica y máximo profundo de clorofila en un lago monomítico cálido   | 59 |
| 2.5 | Flujo de carbono particulado a los sedimentos de dos lagos tropicales kársticos  | 65 |
| 2.6 | Variación temporal de la biomasa del zooplancton de un lago monomítico tropical durante eventos El Niño y La Niña            | 71 |
| 2.7 | Caracterización óptica de la materia orgánica disuelta en la cuenca media y baja del río Usumacinta, México                  | 77 |
| 2.8 | Biomasa del zooplancton de dos lagos kársticos tropicales con estado trófico contrastante                                    | 85 |



2.9	Reciclamiento del Carbono en condiciones anóxicas en los canales de Puente de Urrutia, Xochimilco	90
2.10	Biomasa zooplanctónica durante la circulación de un lago monomíctico cálido	96

## CAPÍTULO 3

# ECOSISTEMAS COSTEROS 103

3.1	Almacén de carbono en suelo de manglares en proceso de restauración	104
3.2	Evaluación de la partición del intercambio neto del ecosistema en sitios subtropicales mediante datos SIF	111
3.3	Almacenes de carbono aéreo en manglares conservados y en restauración: Yucalpetén y Progreso, Yucatán	117
3.4	Temperatura satelital como proxy para el cálculo de omega aragonita en Bahía de los Ángeles	123
3.5	Reducción de los almacenes de carbono en pastos marinos de una zona impactada del caribe mexicano	132
3.6	Estimación del carbono azul secuestrado por <i>Zostera marina</i> en el estero de Punta Banda B.C.	137
3.7	Carbono orgánico en sedimentos de pastizales marinos en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos	143
3.8	Almacenes de carbono aéreo por condición en manglares de Sisal, Yucatán	149
3.9	Carbono almacenado en raíces de manglares áridos y semiáridos del noroeste de México	155
3.10	Almacenes de carbono y potencial de captura en un área de manglar degradado en Xcalak	161

## CAPÍTULO 4

# ECOSISTEMAS MARINOS 167

4.1	Estacionalidad de la salinidad superficial en el Pacífico mexicano mediante el uso de información satelital	168
-----	---	-----

4.2	Estacionalidad en los FCO <sub>2</sub> en la región de las grandes islas del Golfo de California	174
4.3	Abundancias relativas de pterópodos y su relación con la acidificación en el Golfo de Tehuantepec durante marzo-abril de 2021	180
4.4	Relación Alcalinidad Total-Salinidad en las aguas superficiales de la Bahía Todos Santos, Ensenada	186
4.5	Variabilidad de las masas de aguas y el carbono inorgánico disuelto en dos remolinos de mesoescala en el Sistema Frontal de Baja California Sur, México.	191
4.6	Flujos de CO <sub>2</sub> océano-atmósfera durante las temporadas de post-tehuano y tehuano en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México	198
4.7	Distribución vertical de tres variables del sistema de carbonatos cercanas al núcleo de la zona de mínimo de oxígeno en México	204

## CAPÍTULO 5

# ECOSISTEMAS TERRESTRES 211

5.1	Carbono orgánico en suelos con nopal verdura en laderas de los volcanes Tláloc-Teuhtli, Sierra Chichinautzin, CdMx	212
5.2	Implicaciones del estrés evaporativo en pastizales cultivados a lo largo de un gradiente altitudinal: Un estudio en la Cuenca del Río Usumacinta, México	219
5.3	Efecto de la sequía en la asimilación de carbono y la producción de biomasa del cultivo de trigo	226
5.4	Servicios ecosistémicos y la biodiversidad de la zona semiárida el municipio de Tepezalá, Aguascalientes, Méx.	232
5.5	Carbono orgánico en suelos con manejo forestal de Calpan, Puebla	239
5.6	Redes Bayesianas del carbono orgánico del suelo en el Parque Nacional La Montaña Malinche, México	244
5.7	Carbono en pasto y suelo en el municipio de Jesús María, Aguascalientes	252
5.8	Almacén de carbono en un bosque Oyamel-Pino-Encino en un ANP de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo	258

## CAPÍTULO 6

# SISTEMAS AGROPECUARIOS

267

6.1	Efecto del calentamiento nocturno sobre el rendimiento y relaciones hídricas del cultivo de trigo ( <i>Triticum aestivum</i> L.)	268
6.2	Respiración del suelo en sistemas silvopastoriles y monocultivo de pasto en Tenosique, Tabasco	277
6.3	Distribución de carbono orgánico en el suelo del sistema milpa intercalado con árboles frutales	284
6.4	Cálculo del coeficiente de cultivo para Avena de invierno en una región semiárida	290
6.5	Diseño de un sistema agroforestal para un ecosistema típico de selva baja caducifolia	296
6.6	Captura de carbono en sistemas tradicionales: “Coo yuu” en la Mixteca Alta	302
6.7	Niveles de sustentabilidad de sistemas agroforestales de cacao en comunidades del Estado de Tabasco, México	308
6.8	Estimación de la huella de carbono de la cadena productiva de café orgánico bajo sombra	313
6.9	Incremento del carbono lábil por obras de conservación en pastizales pastoreados del norte de México	320

1

Atmósfera



## 1.1. Desarrollo de un dispositivo de bajo costo para el monitoreo de intensidad UV y temperatura en zonas urbanas

Flores-Lugo Juliana A.<sup>1,\*</sup>; Ortega-Blanco Christian A.<sup>2</sup> y Méndez-Barroso Luis A.<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora, México.

<sup>2</sup> Instrumentación Teria Scientific. Ciudad Obregón, Sonora

<sup>3</sup> Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, LANRESC

\*Autor para correspondencia: juliana.flores213026@potros.itson.edu.mx

### Resumen

La exposición prolongada a altas temperaturas y niveles de radiación UV causan graves problemas de salud, inclusive en casos extremos, la muerte. Ciudad Obregón, Sonora, cuenta con temperaturas extremadamente altas (~50°C) y altos niveles de radiación UV durante el verano. Sin embargo, la ciudad actualmente no cuenta con redes de monitoreo de temperatura y radiación UV que alerte a la población sobre el riesgo de exposición a la intemperie. En este trabajo se pretende desarrollar un dispositivo de bajo costo que permita la medición de radiación UV, temperatura y humedad relativa en zonas urbanas. El costo total del dispositivo fue de \$946 MXN (\$56.0 USD) y consistió en un microcontrolador ESP32-DEVKitC, un sensor de UV (ML8511) y un sensor de temperatura/humedad relativa (SHT10). El ML8511 no tiene protección contra la intemperie, es necesario encontrar un tipo de cristal que no interfiera en la detección de la radiación UV del sensor. La reducción de costos con este dispositivo es de alrededor del 98% en comparación con el costo de los radiómetros generalmente utilizados (\$15,000-\$50,000 MXN). El periodo de monitoreo incluyó los meses de julio-octubre de 2023, los datos se transmitieron remotamente vía Wifi y se almacenaron en un archivo de Google Drive. Los resultados indicaron que el dispositivo fue capaz de seguir el comportamiento diurno de la radiación UV. El dispositivo de bajo costo puede ser utilizado como herramienta base para la implementación de un sistema de alerta temprana ante altos niveles de radiación UV y temperaturas extremas en zonas urbanas.

**Palabras clave:** *Radiación ultravioleta; sistemas de monitoreo; ciencia ciudadana; vulnerabilidad térmica.*

### Abstract

Prolonged exposure to high temperatures and levels of UV radiation can cause serious health problems, including in extreme cases, death. Ciudad Obregón, Sonora, has extremely high temperatures (~50°C) and high levels of UV radiation during the summer. However, the city currently does not have temperature and UV radiation monitoring networks to alert the population about the risk of outdoor exposure. This work aims to develop a low-cost device that allows the measurement of UV radiation, temperature, and relative humidity in urban areas. The total cost of the device was \$946 MNX (\$56.0 USD) and consisted of an ESP32-DEVKitC microcontroller, a UV sensor (ML8511), and a temperature/relative humidity sensor (SHT10). The ML8511 does not have weather protection, it is necessary to find a type of glass that does not interfere with the detection of UV radiation from the sensor. The cost reduction with this device is around 98% compared to the cost of used radiometers (\$15,000-\$50,000 MNX). The monitoring period included the months of July-October 2023 where the data was transmitted remotely via Wi-Fi and stored in a Google drive file. The results indicated that



the device was able to follow the diurnal behavior of UV radiation. These results indicate that the low-cost device can be used as a basis for the implementation of an early warning system against high levels of UV radiation and extreme temperatures in urban areas.

**Keywords:** *Ultraviolet radiation; monitoring systems; citizen science; thermal vulnerability.*

## Introducción

La sobreexposición a temperaturas extremas y los altos niveles de radiación ultravioleta (UV) pueden causar una serie de efectos adversos en la salud humana e inclusive, en casos extremos, la muerte. En el año 2020 se registraron más de 120,000 defunciones por cáncer de piel y unos 15 millones de personas presentaron ceguera a causa de cataratas, donde aproximadamente el 10% fue causado por la exposición a radiación UV (EPA, 2015; OMS, 2022). Por ello, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece los niveles de radiación UV que potencialmente pueden producir daños a la salud, a fin de adoptar medidas protectoras. En cuanto al impacto adverso por calor extremo, se tiene registro de 393 muertes en México durante el periodo 2002-2010, donde la mayoría de las muertes fueron en los estados de Sonora y Baja California (Martínez y Bandala, 2017). Obregón es la segunda ciudad más poblada del estado de Sonora, con temperaturas extremadamente altas de 50°C, que durante las olas de calor pueden alcanzar los 56°C (Díaz y Calvario 2017; Salah, 2020) y altos niveles de radiación UV con promedios diarios de hasta 7 kW/cm<sup>2</sup> (obtenidos de imágenes satelitales; The World Bank, 2017). A pesar de ello, la Estación Sinóptica Meteorológica Automática (ESMA) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) que se encuentra en Ciudad Obregón, se encuentra fuera de servicio y los datos no se encuentran disponibles al público. Ante este escenario resulta indispensable el establecimiento de una red de monitoreo meteorológico urbano para informar a la población sobre el riesgo a la salud al exponerse al aire libre y puedan tomar las precauciones necesarias. Los sensores de bajo costo son una alternativa factible como sustituto de las tecnologías actuales de monitoreo meteorológico. Dichos sensores tienen la particularidad de que su precio puede variar entre los \$100 y los \$2500 pesos (EPA, 2017), además de tener la capacidad de presentar información en tiempo real generando datos en volumen suficiente y disponibles en todo momento (García y Rico, 2020). El presente trabajo tiene como objetivo crear un dispositivo de monitoreo meteorológico de bajo costo, que incluya la observación de radiación UV, temperatura y humedad relativa que sirva de base para la implementación de un sistema de alerta temprana que pueda advertir a la población de Obregón ante altos niveles de radiación UV y temperaturas extremas y tomar las medidas de precaución adecuadas.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El prototipo del sistema de monitoreo se instaló en el campus Centro del Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON centro) en Ciudad Obregón, al sur del estado de Sonora, México. El clima es cálido y árido (BW (h') w (e')) con temperatura media anual de 24°C, y una máxima de hasta 50°C en verano y la mínima de 16°C en enero (Díaz y Calvario 2017).

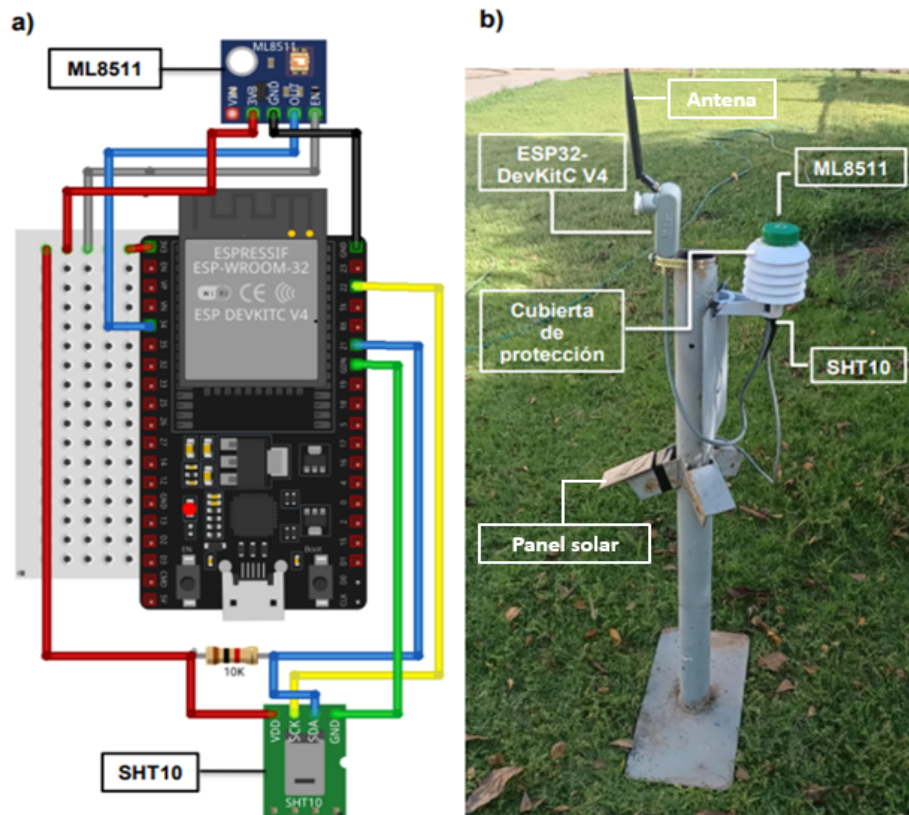
### *Integración del dispositivo de monitoreo de intensidad UV, temperatura y humedad relativa*

Para medir la temperatura y humedad relativa se utilizó el sensor SHT10 (\$113) resistente a la intemperie cuya precisión es de 4.5 % para las lecturas de humedad y de 0.5°C para las lecturas de temperatura. En cuanto a la medición de la intensidad UV, se utilizó el sensor ML8511(\$125 pesos)

que detecta longitud de onda en el rango de 280 nm a 390 nm de luz y emite una tensión analógica que está linealmente relacionada con la medida de intensidad UV ( $\text{mW}/\text{cm}^2$ ). Estos sensores se conectaron a una placa de desarrollo ESP32-DevKitC (\$92); un microcontrolador de bajo costo y bajo consumo de energía que cuenta con conectividad Wi-Fi y Bluetooth integrada, el cual, se introdujo en una caja con tapa de acero galvanizado (\$45) para su protección contra la intemperie y se le conectó una antena (\$200) para la señal de Wi-Fi. La cubierta de protección para el sensor temperatura/humedad SHT10 se creó a partir de Filamento Sunlu PETG blanco con una impresora 3D (costo de impresión 3D: \$150). La fuente de energía del dispositivo consistió en un panel solar de 5 voltios (\$168), conectado a un módulo de carga TP4056 (\$53) y este a una batería recargable de 3.7 voltios reciclada un vaperador electrónicos, lo cual permite reducir los costos de desarrollo del dispositivo en general, debido a que no es necesario obtener una nueva batería cada vez que se agote la carga (como sería en el caso de las baterías no recargables). El dispositivo se instaló y programó para tomar mediciones cada 15 min (a partir del día 10 de junio de 2023) y enviar los datos de los sensores vía Wi-Fi a una hoja de cálculo en Google Drive para ser almacenados y consultados en tiempo real.

### *Desempeño de la protección del sensor UV*

El sensor ML8511 no cuenta con un sistema de protección o sellado por lo que el sensor queda expuesto a factores ambientales como la humedad, polvo y agua. Por lo tanto, se evaluaron dos prototipos del sensor ML8511 para determinar si existe algún efecto de atenuación en la radiación por el material utilizado para la protección. El primer sensor no contó con ningún tipo de protección mientras que el segundo fue cubierto con una pantalla de cristal de zafiro. Los dos prototipos se instalaron y estuvieron en funcionamiento durante dos días para determinar si existe algún tipo de atenuación en la radiación. Para análisis de los datos, construcción de las series de tiempo y gráficos se utilizó el paquete estadístico R.



**Figura 1. a) Diagrama de conexión de los componentes del dispositivo: El sensor de temperatura y humedad SHT10 cuenta con cuatro pines de conexión: VCC (3-5 V CC), tierra (GND), reloj (SCK) y datos (SDA). El sensor de UV ML8511 cuenta con cinco pines de conexión, aunque solo se necesitan 3 para su funcionamiento; OUT, tierra (GND) y 3V3 (alimentación). b) Dispositivo instalado y en funcionamiento en ITSON campus centro.**

## Resultados y discusión

En cuanto a la integración del dispositivo, el resultado fue un dispositivo inalámbrico con protecciones básicas contra la intemperie (Figura 1.b) y un costo final de \$946 pesos, el cual entra en la gama de costo típico de compra para sensores de bajo costo (\$100 a \$2500 pesos; EPA, 2017), en comparación con los radiómetros UV de banda ancha que son los dispositivos más utilizados para medir radiación UV a nivel de suelo; modelos como EKO, Solar Light y Scintec/Kipp & Zonen con precios que rondan entre los \$15,000 a \$50,000 pesos (Peña, 2018; Serrano et al., 2022). Esto representa una significativa reducción de costos de alrededor del 93% y 98% en comparación con los radiómetros de banda ancha de alto costo, los cuales son dispositivos pesados, no portátiles y caros, sin embargo, la calidad de datos de estos radiómetros es conocida y constante en una variedad de condiciones, tienen una duración operativa de 10+ años y se necesita capacitación de personal para poder utilizarlos. En contraste, la calidad de datos de los sensores de bajo costo puede variar de un sensor a otro en diferentes condiciones meteorológicas, tiene una duración operativa breve de 1 año o puede tornarse menos sensible con el paso del tiempo, sin embargo, pueden ser utilizados con poca o nada de capacitación (EPA, 2017). Por estas características se considera que el dispositivo de bajo costo puede ser utilizado como herramienta base (incluso en la ciencia ciudadana) en la implementación de un sistema de alerta temprana en zonas urbanas y no para monitoreo reglamentario.

De acuerdo con los resultados de las pruebas realizadas (durante dos días) de los prototipos del sensor ML8511 con y sin protector para la intemperie (Figura 2.1), se encontró que el prototipo con protector de cristal de zafiro (UV 2) sí atenúa la radiación UV detectada por el sensor (p. ej. a las 12:40 a.m. del día 1 la atenuación en la radiación UV fue de 2.43 mW/cm<sup>2</sup>, a excepción de las horas 8:39 a.m., 10:39 a.m., 11:40 a.m., y 13:40 p.m. del día 1 y las horas 9:46 a.m., 11:31 a.m., 12:32 p.m. y 14:32 p.m. del día 2, donde los resultados fueron inconsistentes, ya que el prototipo UV 2 (sensor con protector) detectó mayor intensidad UV que el prototipo UV 1 (sensor sin protector), p.ej. a las 11:31 a.m. del día 2 el prototipo UV 2 atenuó 0.34 mW/cm<sup>2</sup> y a las 9:46 a.m. y 14:32 p.m. atenuó 0.15 mW/cm<sup>2</sup>. Estos resultados indican que el cristal zafiro no es viable como protector para el sensor de radiación UV, ya que interviene en la correcta detección de la intensidad UV. Las posibles causas de la atenuación son: absorción de ciertas longitudes de onda dentro del rango de la radiación UV por el cristal de zafiro, inclinación del sensor que afecta la intensidad de UV y polarización creada por el cristal, por lo tanto, el sensor ML8511 se instaló sin protector contra la intemperie.

1)

Día 1			Día 2		
Hora	UV1 (mW/cm <sup>2</sup> )	UV 2 (mW/cm <sup>2</sup> )	Hora	UV1 (mW/cm <sup>2</sup> )	UV 2 (mW/cm <sup>2</sup> )
06:38	0.04	0.03	06:30	0.16	0.09
07:39	0.72	0.63	07:30	0.55	0.44
08:39	1.69	1.71	08:30	1.05	0.87
09:39	3.31	2.65	09:46	2.18	2.33
10:39	3.49	3.77	10:31	3.6	2.84
11:40	4.1	5.02	11:31	3.72	4.06
12:40	5.88	3.45	12:32	4.57	5.17
13:40	3.36	3.44	13:32	5.71	3.61
14:41	2.83	2.08	14:32	3.37	3.52
15:41	2.95	1.89	15:33	2.96	2.12
16:41	1.22	1.03	16:33	0.96	0.79
17:42	0.46	0.38	17:33	0.38	0.33
18:42	0	0	18:34	0.05	0.04

2)

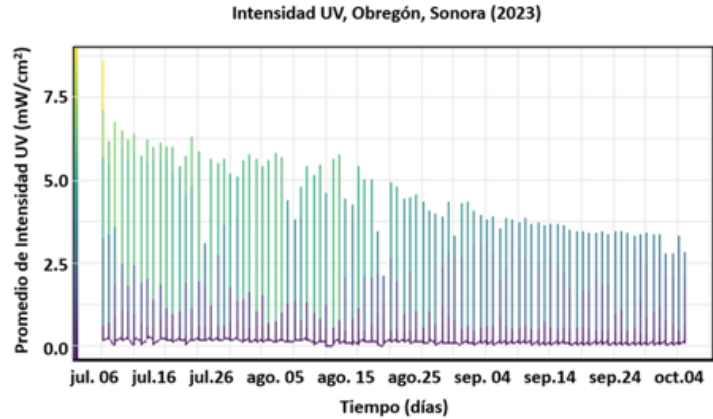


Figura 2. Prueba de atenuación UV y gráfica de serie de tiempo. 1) Resultados de la prueba realizada para detectar atenuación de radiación UV entre prototipo 1 sin protector (UV 1) y prototipo con protector de cristal de zafiro (UV 2), 2) Gráfica de serie de tiempo diaria del promedio de intensidad UV (mW/cm<sup>2</sup>) durante los meses de julio-octubre 2023.

En cuanto a los análisis estadísticos, se realizaron análisis de serie de tiempo de las variables de intensidad UV (mW/cm<sup>2</sup>), temperatura (°C) y humedad relativa (%), registradas durante el periodo de estudio (julio-octubre 2023). La Figura 2.2 muestra la variación temporal de la intensidad de radiación UV. El mes de julio fue el que presentó mayor intensidad UV, manteniéndose entre 5.5 mW/cm<sup>2</sup> a 6.5 mW/cm<sup>2</sup>, el día con mayor radiación UV fue el día 07 de julio con alrededor de 9 mW/cm<sup>2</sup>, sin embargo, se aprecia que conforme pasan los meses el promedio de IUV va disminuyendo, los meses septiembre y octubre presentaron el menor promedio de intensidad UV (por debajo de 3 mW/cm<sup>2</sup>).

La Figura 3.a muestra que los niveles de radiación UV se encuentran por debajo de 2 mW/cm<sup>2</sup> durante las primeras horas de la mañana (6-8 hrs). Conforme avanza el día, el promedio horario de la intensidad aumenta gradualmente, alcanzando su punto máximo (4.95 mW/cm<sup>2</sup>) cerca del mediodía. En cuanto a la desviación estándar, es más amplia en horas de mayor intensidad (10 a 14 hrs), indicando una variabilidad mayor en los valores de radiación UV. A medida que la intensidad UV disminuye (a partir de las 14 hrs), la desviación estándar también disminuye, sugiriendo una mayor consistencia en los valores durante esas horas.

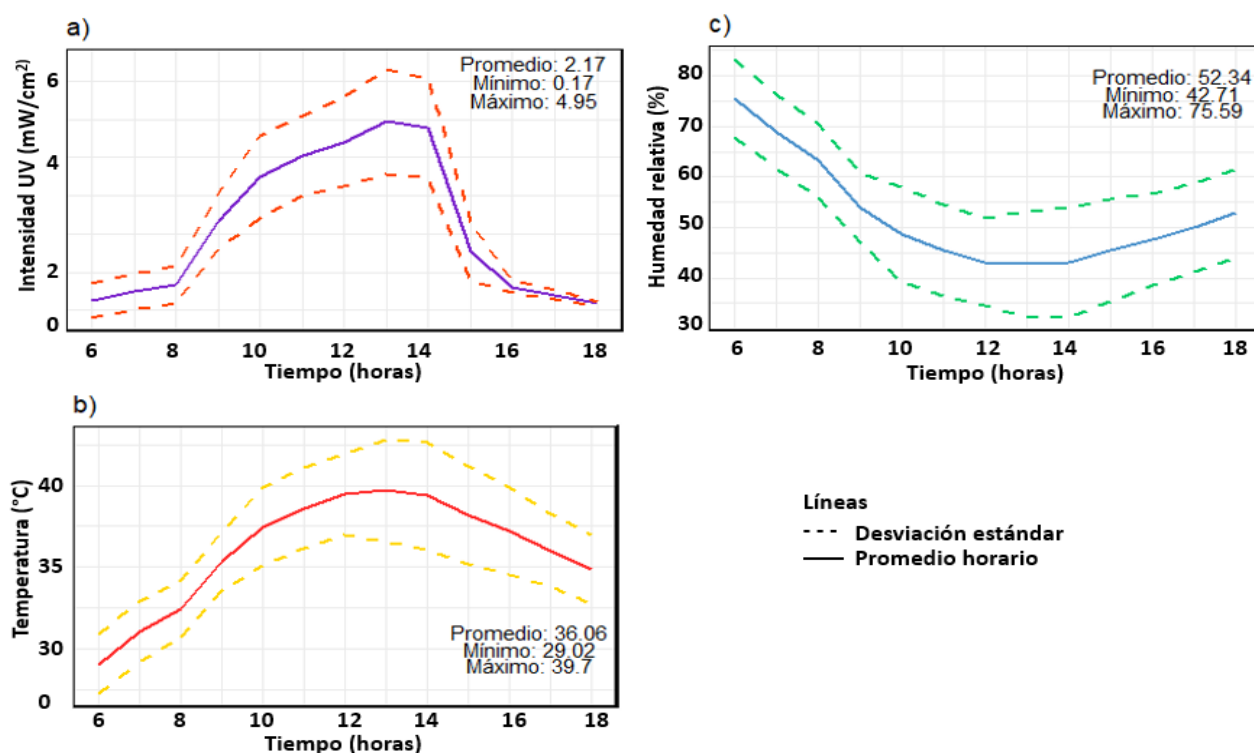


Figura 3. Gráficas de series de tiempo del promedio horario de julio-octubre 2023, las líneas sólidas indican el promedio y las líneas punteadas indican la desviación estándar. a) Promedio horario de Intensidad UV ( $\text{mW}/\text{cm}^2$ ), b) Promedio horario de Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y c) Promedio horario de Humedad relativa (%).

Respecto al promedio horario de temperatura (Figura 3.b), se observa una tendencia parecida a la de la intensidad UV (Figura 3.a). Los valores más altos de temperatura se presentan durante el día entre las 10 y 16 hrs (cuando el sol se encuentra en su máxima elevación), mientras que a partir de las 16 horas en adelante (cuando el sol comienza a ocultarse) la temperatura comienza a disminuir lentamente e incrementa gradualmente al amanecer. El valor máximo es de  $40^{\circ}\text{C}$ , el mínimo de  $29^{\circ}\text{C}$  y el promedio de  $36^{\circ}\text{C}$ . En cuanto a la desviación estándar se observa que la temperatura varía más con relación al promedio horario durante las 10-18 horas del día, mientras que entre las 6 y 8 hrs los valores de temperatura están relativamente cerca del promedio horario, por ende, hay poca variación entre ellos. Por otro lado, la temperatura (Figura 3.b) y la humedad relativa (Figura 3.c) están inversamente relacionadas, lo que significa que a medida que aumenta la temperatura (entre las 10-14 hrs), la humedad relativa disminuye y viceversa. Esto es debido a que el aire más cálido puede contener más humedad en forma de vapor de agua, lo que resulta en una disminución relativa de la humedad (Martínez-Ramírez, 2008).

## Conclusiones

Se desarrolló un dispositivo de bajo costo capaz de monitorear radiación UV, temperatura y humedad relativa con capacidad de transmitir la información remotamente permitiendo su visualización en tiempo real. El dispositivo tuvo un costo total de \$946 MXN (\$56.0 USD). Las pruebas realizadas del prototipo con protección de cristal de zafiro (UV2) probaron que el protector utilizado atenuaba la radiación UV, por lo que el sensor ML8511 se instaló sin protección a la intemperie, por lo tanto, es necesario realizar más pruebas para encontrar un material viable que proteja al sensor ML8511 y que no interfiera con su capacidad de detección en la intensidad UV para proporcionar mayor duración operativa a dicho sensor. Se identificaron los patrones horarios en la intensidad UV y



temperatura, encontrando que los valores más altos se presentan entre las 10 y 14 horas del día. Estos resultados indican que el dispositivo fue capaz de seguir el comportamiento diurno de dichas variables y puede ser utilizado como herramienta base para la implementación de un sistema de alerta temprana para advertir a la población ante altos niveles de radiación UV y temperaturas extremas.

## Literatura citada

- Díaz-Caravantes, R. E. y J. E. Calvario-Parra. 2017. Percepción del riesgo a las altas temperaturas de los migrantes que transitan por Sonora. *Migraciones internacionales*, 9:237-267.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2015. Efectos de la radiación UV en la salud. <https://espanol.epa.gov/espanol/efectos-de-la-radiacion-uv-en-la-salud> (Consulta: agosto 30, 2023).
- EPA (Environmental Protection Agency). 2017. Cómo evaluar sensores de bajo costo mediante la colocación con monitores del método de referencia federal. <https://www.epa.gov/air-sensor-toolbox> (Consulta: diciembre 18, 2023).
- García Navarrete G. y Rico Soto K. G. 2020. Sensores de bajo costo para el monitoreo de la calidad del aire, *Epistemus*, 13:30-37. DOI: 10.36790/epistemus.v13i27.108.
- Martínez-Austria, P. F., and E.R. Bandala. 2017. Temperature and heat-related mortality trends in the Sonoran and Mojave Desert region. *Atmosphere*, 8(3), 53. DOI: 10.3390/atmos8030053.
- Martínez-Ramírez J. N. 2008. Uso de diferentes cubiertas plásticas en invernaderos para mejorar los efectos de radiación, temperatura y humedad relativa. Trabajo terminal, especialidad en Química Aplicada. Centro de Investigación en Química Aplicada. Saltillo, Coahuila, México. 71 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2022. Radiación ultravioleta. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ultraviolet-radiation> (Consulta: agosto 30, 2023).
- Peña Martínez C. M. 2018. Predicción de la irradiancia solar con un sistema de visión artificial para horizontes de tiempos cortos “Nowcasting”. Tesis de Maestría. Centro de investigaciones en óptica A.C. Aguascalientes, Aguascalientes, México 100 p.
- The World Bank (2020). Solar resource data: Solargis. <http://globalsolaratlas.info> (Consulta: Agosto 30, 2023).
- Salah, R. (2020). Altas temperaturas y vulnerabilidad social: las/los adolescentes jornaleras/os en el Poblado Miguel Alemán. Tesis de Maestría en Ciencias Sociales. El colegio de Sonora. Hermosillo, Sonora. 208 p.
- Serrano A. Abril-Gago J. y García-Orellana C.J. 2022. Development of a Low-Cost Device for Measuring Ultraviolet Solar Radiation. *Frontiers in Environmental Science*, 9737875. DOI: 10.3389/fenvs.2021.737875

## 1.2. Interacciones Suelo-Planta-Atmósfera durante condiciones húmedas y secas del Valle del Yaqui, México

Sotomayor-Quijada, Liczy G.<sup>1,\*</sup> y Sánchez-Mejía Zulia M.<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias de Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

\* Autor para correspondencia: liczy.sotomayor213282@potros.itson.edu.mx; zulia.sanchez@itson.edu.mx

### Resumen

Estudiar la dinámica de la capa límite planetaria (ABL) es complejo, por lo que utilizar modelos atmosféricos en conjunto de datos micrometeorológicos son una herramienta muy útil para determinar los flujos e interacciones que existen entre la atmósfera y el suelo. La estabilidad atmosférica y la turbulencia que se genera están relacionadas directamente con lo que sucede en el suelo y con fenómenos meteorológicos a escala regional. Es por ello que el estudio es realizado en el sector agrícola más importante de México, el Valle del Yaqui, el cual carece de monitoreo integrado de procesos suelo-planta-atmósfera. Este trabajo presenta una simulación para conocer la dinámica de la atmósfera en diferentes etapas fenológicas del cultivo en verano en el Valle del Yaqui. El software que se utilizó es CLASS, con un total de 4 simulaciones, estudio de la estabilidad atmosférica con Pasquill-Gidffor con datos observados y un análisis de imágenes fenológicas. Se observaron diferencias en la altura de la capa límite planetaria en diferentes etapas fenológicas, así como un dominio de calor sensible en condiciones secas y diferentes cantidades de CO<sub>2</sub> durante el periodo julio a octubre.

**Palabras claves:** *Calor sensible; Calor latente; CLASS; Capa límite planetaria*

### Abstract

Studying the dynamics of the planetary boundary layer (ABL) is complex, so using atmospheric models with micrometeorological datasets is a very useful tool to determine the fluxes and interactions that exist between the surface and the atmosphere. Atmospheric stability and turbulence are related to surface characteristics and meteorological phenomena on a regional scale. Therefore, we targeted the most important agricultural sector in Mexico, the Yaqui Valley, which lacks integrated monitoring of soil-plant-atmosphere processes. This work summarizes a model exercise with simulations during the development of summer crop in the Yaqui Valley. We used CLASS, with a total of 4 simulations, a study of atmospheric stability with Pasquill-Gidffor, observed data categorized by phenological, and phenocams. Differences in the height of the planetary boundary layer were observed in different phenological stages, as well as a dominance of sensible heat in dry conditions and different amounts of CO<sub>2</sub> during the period from July to October.

**Keywords:** *Sensible heat; Latent heat; CLASS; planetary boundary layer*

### Introducción

Los gases de efecto invernadero (GEI) generados por la agricultura contribuyen al 13.4% de los GEI a nivel mundial, del cual México aporta el 1.3%. A nivel nacional la agricultura y ganadería contribuye en un 12.3% del total de GEI, principalmente con fertilizantes nitrogenados como el óxido nitroso N<sub>2</sub>O (GONZALEZ-ESTRADA y Camacho Amador, 2017).

Las actividades agrícolas durante la preparación del terreno son una fuente muy importante de diseminación de material particulado (MP) (Manoj K. Shukla, 2014). Esto debido a que, en la

preparación de terreno se fragmenta el suelo a partículas pequeñas y pueden ser transportadas a la atmósfera (Ongley, 2007). La capa límite planetaria (ABL) por sus siglas en inglés (Atmospheric Boundary Layer) es la sección de la atmósfera más cercana a la Tierra, en el que se da el ciclo del agua y en donde se dispersan partículas de gas o sólidos (Venegas, 1986). La estabilidad de la atmósfera dependerá de los cambios bruscos de temperatura que se genera en la ABL. A mayor temperatura el aire se eleva y al chocar con el aire frío se generan remolinos provocando inestabilidad (Holton y Hakim, 2012). Las partículas en la superficie se dispersan en función de varios factores como la turbulencia y estabilidad atmosférica, el tipo de suelo, tamaño de partículas, compactación de suelo, cobertura vegetal y humedad de suelo. Se ha notado que en áreas donde la agricultura es altamente productiva, existe una estrecha conexión con las emisiones de partículas de suelo que son llevadas hacia la atmósfera. Además, se identifica un posible papel en la absorción y transporte de materia orgánica e inorgánica (Manoj K. Shukla, 2014).

El modelo CLASS (Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model) es un modelo simulador permite analizar las interacciones superficie-atmósfera, así como los procesos de transporte de partículas a la atmósfera en relación a la capa límite planetaria (Bosman y Krol, 2023).

En México el 49.97% del territorio se emplea en la agricultura (FAO, 2022). Utilizando prácticas agrícolas intensivas, por medio de riego por gravedad y alto consumo de fertilizantes sintéticos, plaguicidas agrícolas (Parra-Cota *et al.*, 2018). Debido a que el Valle del Yaqui cuenta con 235,000 ha de superficie dedicada a la agricultura (Naylor *et al.*, 2001), representa un área importante para México. Se destaca que en el Valle del Yaqui la falta de información es un área de oportunidad para el monitoreo continuo de variables climatológicas, partículas y gases en la atmósfera, así como las condiciones que generan su dispersión. Es por ello que el objetivo de este trabajo es caracterizar las condiciones atmosféricas durante la etapa fenológica del sorgo en verano que resultan en una emisión de partículas del suelo a la atmósfera, a través de datos colectados en el observatorio ecohidrológico y el modelo CLASS, con el fin de generar información para los tomadores de decisiones.

## Metodología

### *Área de estudio*

El área de estudio está ubicada en la región del Valle del Yaqui (Figura 1), el cual se encuentra el noroeste del país en el estado de Sonora, México. La precipitación promedio anual es de 377 mm y a temperatura promedio anual 25°C y el promedio máximo anual es de 45°C.



**Figura 1.** Valle del Yaqui Sonora, México; Punto rojo indica ubicación del observatorio ecohidrológico en el Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui

### *Instrumentación*

El Instituto Tecnológico de Sonora estableció un observatorio ecohidrológico en el Valle del Yaqui en colaboración PIEAES y el Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui con las coordenadas Latitud



27.411167°, Longitud -110.134731°, (GMT/UTC -7). El observatorio cuenta con una estación micrometeorológica integrada (ClimaVUE TM50, Campbell Scientific, USA), Sensor de humedad de suelo (SoilVUE10, Campbell Scientific, USA) y un sistema de covarianza de vórtices (LI-7500DS and SmartFlux 3 System, LICOR Nebraska, USA), además de una cámara fenológica Moultrie (Modelo MCG-13271, PRADCO Outdoor Brands).

### Diseño experimental

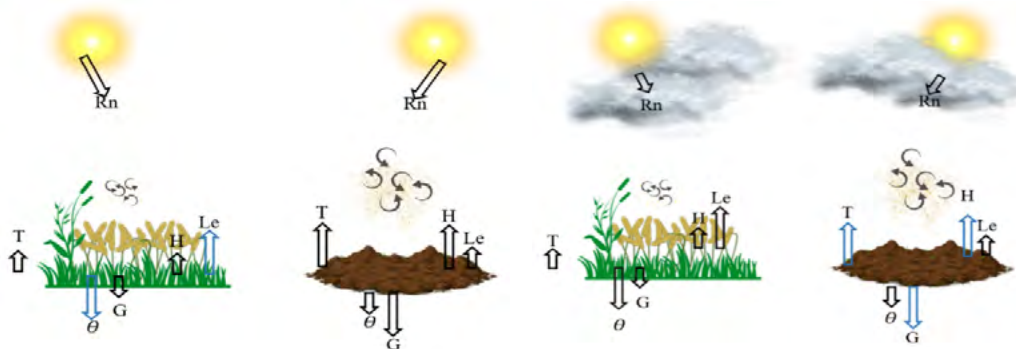
Se han recolectado datos micrometeorológicos y fotografías fenológicas desde el 2019 durante el cultivo de trigo (*Triticum*) y sorgo (*Sorghum vulgare*), así como del horizonte de cielo. El cultivo de trigo es de ciclo invierno-primavera y el del sorgo verano-otoño. Aquí se analizan datos del 26 de julio al 13 de octubre del 2021.

### Procesamiento de datos

Los datos se procesaron en Eddy Pro (Versión 7.0.9), siguiendo la metodología estandarizada de (Delgado-Balbuena et al., 2020). La resolución temporal de las bases de datos fue a media hora.

### Modelo conceptual

El equilibrio de radiación de la superficie es determinado mediante el flujo neto de energía radiante ( $R_n$ ) y es absorbido por la superficie como almacenamiento de calor en el suelo ( $G$ ) o humedad de suelo ( $\theta$ ) según las particularidades del cultivo, como puede ser la diferencia entre una parcela recién húmeda y con vegetación o una parcela sin vegetación y seca. Cuando el calor sale de la superficie se distribuye en calor sensible ( $H$ ) el cual calienta el aire, y calor latente ( $Le$ ) es el vapor de agua que se evapora o condensa sobre la tierra, y esas variables son empleada en el estudio de la turbulencia atmosférica y en la formación de la ABL. La humedad del suelo desempeña una función crucial en la distribución de esta energía térmica, cuando hay una presencia de radiación hay turbulencia en la atmósfera.



**Figura 2.** Modelo conceptual de dispersión de partículas en el Valle del Yaqui en condiciones humedad, secas y con poca o bastante  $R_n$ .  $R_n$  (Radiación neta),  $T$  (Temperatura),  $\theta$  (humedad del suelo)  $G$  (flujo de calor del suelo),  $Le$  (Calor latente) y  $H$  (Calor sensible), flechas circulares simulan ser dispersiones por las condiciones generadas. El tamaño de flecha indica la magnitud según sea el caso de la variable o condición y el color azul indica mayor o menor cambio según la condición.

### Etapas fenológicas

Los datos observados se categorizaron por etapas fenológicas del sorgo (Cuadro 1), teniendo 4 etapas con distinto desarrollo de vegetación, así como datos a distintas profundidades del suelo por el Soil Vue

obteniendo datos  $R_n$ ,  $T$ ,  $Le$  y  $H$ , mientras que para  $\theta$  y  $G$  se realizaron promedios ponderados de 1 día en específico de cada etapa fenológica.

**Cuadro 1. Fechas de las etapas fenológicas del sorgo y porcentaje de cobertura, con respecto a la profundidad de la humedad**

Etapa	Fecha	%	cm
1	26 Julio-13 Agosto	60% suelo, 40 % Cultivo	5 cm Suelo desnudo y 5 cm suelo con Cultivo
2	13 Agosto-30 Septiembre	0% suelo, 100% Cultivo	30 cm Suelo desnudo y 30 cm Cultivo
3	30 Septiembre-16 Octubre	70% Suelo, 30% Cultivo	5 cm Suelo desnudo y 30 cm Cultivo
4	16 Octubre-22 Octubre	90% Suelo, 10% Cultivo	5 cm suelo desnudo y 5 cm Cultivo

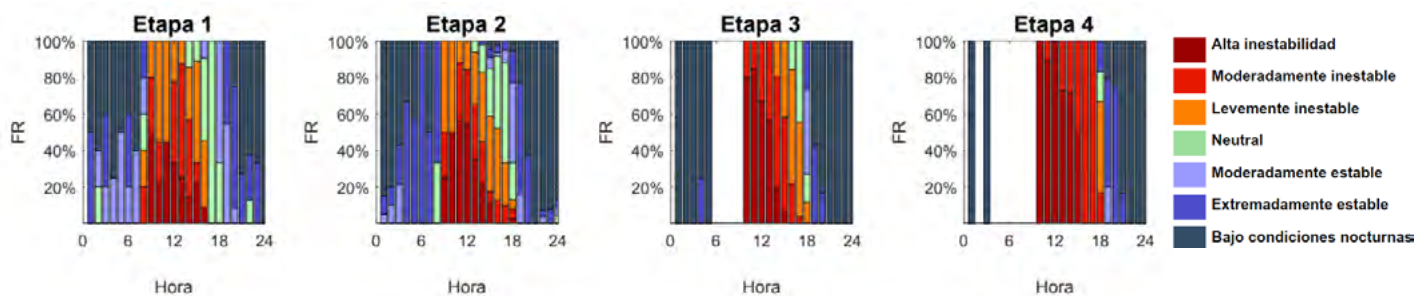
%. Porcentaje de suelo desnudo y con vegetación de la parcela; cm: Profundidad a la que se observaron los datos de humedad del suelo.

### Modelación de datos observados

El proceso de modelación se realizó a través del software CLASS (<https://classmodel.github.io/>), con los datos observados y categorizados dependiendo de la etapa fenológica (Cuadro 1), utilizando datos de calor sensible ( $H$ ), calor latente ( $Le$ ), longitud de Obukhov ( $L$ ), temperatura potencial ( $T$ ), humedad específica ( $q$ ), velocidad de fricción ( $u^*$ ), concentración de dióxido de carbono ( $CO_2$ ), radiación neta ( $R_n$ ), temperatura del suelo ( $T_s$ ) y humedad del suelo ( $\theta$ ). En la interfase sección BASIC, se establecieron los datos de tiempo, temperatura potencial y humedad específica. En el apartado Rad/Geo, es el espacio en el que permite definir los datos de localización y radiación. Finalmente, el apartado Surface permite establecer las condiciones de la superficie (tipo de suelo, vegetación, temperatura y humedad del suelo). Se modeló el nivel de condensación elevada (LCL), la altura de la capa limite planetaria (CLP), calor sensible, calor latente y  $CO_2$ .

### Resultados y discusión

Se realizó la clasificación de Pasquill-Gidffor (Figura 3) para categorizar las distintas estabildades atmosféricas, siendo 6 categorías, A (altamente inestable), B (moderadamente inestable), C (levemente inestable), D (neutral), E (moderadamente estable) y F (extremadamente estable). La estabilidad G es incluida para representar el viento bajo condiciones nocturnas donde las condiciones son estables (Mohan, 1998).



**Figura 3. Climograma de estabilidad de Paquill-Gidffor de las 4 etapas fenológicas del Valle del Yaqui**

### Análisis de datos observados y modelados

Se realizaron 4 simulaciones en CLASS con los datos de las variables de cada etapa fenológica, simulando la altura de la capa limite planetaria, calor latente ( $Le$ ) y calor sensible ( $H$ ) (Figura 4).

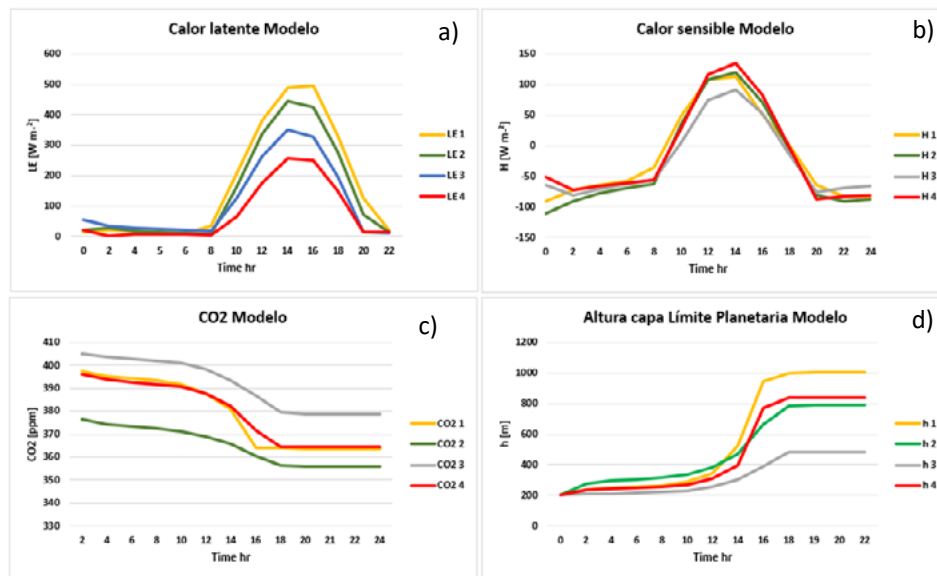


Figura 4. Simulación de cada caso fenológico del cultivo del sorgo a) Calor latente (Le), b) Calor sensible (H), c) Concentración de Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), d) Altura de la capa límite planetaria (LCL)

Durante la secuencia fotográfica se observa que a menor cobertura y humedad la dispersión de particular cubre el horizonte disminuyendo la visibilidad del horizonte (Figura 5).



Figura 5. Fotografías capturadas en el Patronato para la Investigación y Experimentación Agrícola del Estado de Sonora A.C en diferentes etapas fenológicas de cultivo del Valle del Yaqui, el número indica en la etapa que se encuentra el cultivo.

El comportamiento diurno de la estabilidad atmosférica (Figura 3), clasificados con el modelo de Pasquill-Gidffor, indicando que en las etapas 1 y 2, se tiene más tipos de estabildades, sin embargo, la etapa 2 muestra más estabilidad entre las 6 pm y 6 am, y en las horas de  $R_n$  tiene más inestabilidad. En los casos fenológicos 3 y 4, se tiene una mayor cantidad de inestabilidad extrema en las horas de sol, sin embargo, pasa bruscamente de inestable a estable.

En los resultados modelados se muestra que  $L_e$  cambia con respecto a la etapa fenológica (Figura 4a) debido a que, al momento de la siembra, casi el 100% de la evapotranspiración se presenta en forma de evaporación. Mientras que, en un cultivo completo, más del 90% de la evapotranspiración se encuentra en forma de transpiración (FAO, 2006). En las etapas terminales 3 y 4, se observa una menor presencia de  $L_e$ , ya que no hay vegetación en estos períodos. Esta falta de vegetación está directamente relacionada con el cambio en  $H$ , según Ochoa (1999). En ausencia de vegetación, no hay elementos para absorber o reflejar la radiación neta ( $R_n$ ), lo que lleva a que  $R_n$  se transmita directamente al suelo, resultando en un aumento de  $H$  y una disminución de  $L_e$ , ya que no hay evapotranspiración. La concentración de  $CO_2$  (Figura 4c) muestra que cuando hay vegetación se mitiga la concentración de  $CO_2$  (Buckeridge *et al.*, 2007), a mayor vegetación menor concentración de  $CO_2$ . De acuerdo con (Taiz L, 2009),  $CO_2$  es utilizado por las plantas para realizar la fotosíntesis, transformándolo en compuesto orgánico con la luz lumínica. La altura de la capa límite planetaria (CLP) está vinculada a condiciones específicas (Figura 4d). La etapa 4 tiene una elevada altura, con condiciones de ( $H$ ) elevado, suelo desnudo y ( $T$ ) alta. La etapa 2 muestra una disminución en la altura, siendo más estable. La altura de la CLP se ve afectada por flujos de calor y evapotranspiración, variando en tiempo y espacio. A menor temperatura en la superficie, menor es la altura de la CLP (Stull, 1988).

Las imágenes fenológicas (Figura 5) son claro ejemplo de que bajo condiciones de suelo desnudo y alta radiación se encuentra mayor dispersión de partículas (Figuras 5.3 y 5.4), mientras que en el caso de la etapa 2 (Figura 5.2), se mantiene nula dispersión y en la etapa 1 (Figura 5.1), se mantiene con poca dispersión, debido a la vegetación, humedad y menor radiación en la etapa 1 y 2 (Stull, 1988).

## Conclusiones

El modelaje de la dinámica de la ABL reveló que, bajo condiciones de suelo desnudo y alta radiación, las partículas se dispersan hacia la atmósfera. Además, reveló que a altas temperaturas la atmósfera se expande, por lo que en ciertas horas del día alcanza una altura máxima en la cual los gases generados se puede dispersar hacia la atmósfera libre y no estar presentes en la ABL. Bajo condiciones con vegetación, la inestabilidad de la atmósfera se presenta bajo a ciertas horas, sin embargo, la altura es más estable y constante, además de mitigar la concentración del  $CO_2$  presente de la atmósfera, por lo que tener un cultivo alternativo en verano ayuda a mitigar la concentración de  $CO_2$ , amortigua las altas temperaturas, disminuye la dispersión de partículas en la ABL y sirve para la toma de decisiones en el manejo agrícola en el Valle del Yaqui.

## Agradecimientos

CONAHcyT – Ciencias Básica 286494, PROFAPI – 2023 089

## Literatura citada

- Bosman, P. J. M., and M. C. Krol. 2023. ICLASS 1.1, a variational Inverse modelling framework for the Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model: description, validation, and application. *Geoscientific Model Development*, 16(1). <https://doi.org/10.5194/gmd-16-47-2023>
- Buckeridge, M. S., L. C. Mortari y M. R. Machado. 2007. Respostas fisiológicas de plantas às mudanças climáticas: alterações no balanço de carbono nas plantas podem afetar o ecossistema? *Embrapa Florestas*, 422.
- FAO. 2006. Evapotranspiración del cultivo Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. In *Estudio Fao Riego Y Drenaje*. <https://doi.org/M-56>
- FAO. 2022. Land Use domain contains data on forty-four categories of land use, irrigation and agricultural practices, relevant to monitor agriculture, forestry and fisheries activities at national, regional and. In *global level*. <https://www.fao.org/food-agriculture-statistics/resources/publications/statistical-yearbook-and-pocketbook/en/>
- GONZALEZ-ESTRADA, A. y M. Camacho Amador. 2017. Emisión de gases de efecto invernadero de la fertilización nitrogenada en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8(8), 1733–1745. <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i8.698>
- Holton, J. R. and G. J. Hakim. 2012. An introduction to dynamic meteorology: Fifth edition. In *An Introduction to Dynamic Meteorology: Fifth Edition* (Vol. 9780123848666). <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63394-8>

- Manoj K. Shukla, J. P. F. M. 2014. *Material particulado diseminado al realizar dos tipos de labranza en un suelo agrícola del Valle de Mesilla, Nuevo México*. 32.
- Naylor, R. L., W. P. Falcon and A. Puente-gonzález. 2001. Policy reforms and Mexican agriculture: Views from the Yaqui Valley. *Agricultural Economics*.
- Ochoa, J. 1999. *La Vegetación como Instrumento para el Control Microclimático*. Unviersitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España.
- Ongley, E. 2007. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55). In *Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación*.
- Parra-Cota, F. I., C.-B. Coronel-Acosta, C. F. Amézquita-Avilés, S. De los Santos-Villalobos y D. I. Escalante-Martínez. 2018. Diversidad metabólica de microorganismos edáficos asociados al cultivo de maíz en el Valle del Yaqui, Sonora. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(2), 431–442. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i2.1083>
- Stull, R. B. 1988. An introduction to boundary layer meteorology. An Introduction to Boundary Layer Meteorology. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-3027-8>
- Taiz L, Z. E. 2009. *Fisiología Vegetal*. (3 (ed.)).
- Venegas, L. E. 1986. Difusión de contaminantes en una capa límite atmosférica estratificada convectivamente. Universidad de Buenos Aires.

### 1.3. Mapeo isotópico de fuentes atmosféricas de agua en un agro-ecosistema de trigo en el Valle del Yaqui, México.

Reyes-Hernández Mayte F.<sup>1</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

<sup>2</sup> Sede Regional Sur de Sonora, Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

\*Autor para correspondencia: enrico.yepetz@itson.edu.mx

#### Resumen

La condensación de vapor atmosférico ocurre con frecuencia en los doseles de las plantas. En cultivos, como el trigo, se sabe que, la presencia de rocío puede ocurrir hasta 12 horas durante la noche. Sin embargo, las fuentes que contribuyen a la formación de este subsidio hídrico atmosférico no son claras. El objetivo de este trabajo es utilizar isótopos estables para distinguir las posibles fuentes y mezclas de agua involucradas en la formación de rocío en doseles de trigo, debido a que el agua en sus diferentes reservorios tiene composiciones isotópicas distintas, a causa de fraccionamientos isotópicos que ocurren durante la evaporación o condensación. Usamos el oxígeno 18 ( $\delta^{18}\text{O}$ ) para caracterizar los diferentes reservorios de agua, como el suelo ( $\delta_S$ ), la atmósfera ( $\delta_{V_{atm}}$ ) y el rocío ( $\delta_R$ ); además de modelar la composición isotópica del vapor atmosférico condensable ( $\delta d_{V_{atm}}$ ), la evaporación del suelo ( $\delta_E$ ) y el vapor atmosférico condensable proveniente de la evaporación del suelo ( $\delta d_E$ ). En dos periodos de colecta intensiva de  $\delta_{V_{atm}}$ ,  $\delta_S$ ,  $\delta_R$  y después de relacionar los factores fraccionamiento isotópico de agua durante la evaporación y condensación, observamos variaciones entre -0.003 a -0.61 ‰ para  $\delta_R$ ; -25.86 a -17.88 ‰ para  $\delta_{V_{atm}}$ ; -44.04 a -36.15 ‰ para  $\delta_E$ , -13.65 a -6.22 ‰ para  $\delta d_{V_{atm}}$  y de 8.19 a 7.67 para  $\delta d_E$ . El monitoreo del paisaje isotópico del cultivo de trigo, se ofrece como insumo para indagar sobre la contribución de distintas fuentes de agua atmosférica al rocío observado en doseles de trigo en el Valle del Yaqui.

**Palabras clave:** hidrometeorología; isótopos estables; agua atmosférica; evaporación; rocío.

#### Abstract

Condensation of atmospheric vapor frequently occurs in plant canopies. In crops, such as wheat, it is known that the presence of dew can occur up to 12 hours during the night. However, the sources that contribute to the formation of this atmospheric water subsidy are not clear. The objective of this work is to use stable isotopes to distinguish the possible sources and mixtures of water involved in the formation of dew in wheat canopies, because the water in its different reservoirs has different isotopic compositions, due to isotopic fractionations that occur during evaporation or condensation. We use oxygen 18 ( $\delta^{18}\text{O}$ ) to characterize different water reservoirs, such as soil ( $\delta_S$ ), atmosphere ( $\delta_{V_{atm}}$ ) and dew ( $\delta_R$ ); in addition to modeling the isotopic composition of condensable atmospheric vapor ( $\delta d_{V_{atm}}$ ), soil evaporation ( $\delta_E$ ) and condensable atmospheric vapor from soil evaporation ( $\delta d_E$ ). In two periods of intensive collection of  $\delta_{V_{atm}}$ ,  $\delta_S$ ,  $\delta_R$  and after relating the factors of water isotopic fractionation during evaporation and condensation, we observed variations between -0.003 to -0.61 ‰ for  $\delta_R$ ; -25.86 to -17.88 ‰ for  $\delta_{V_{atm}}$ ; -44.04 to -36.15 ‰ for  $\delta_E$ , -13.65 to -6.22 ‰ for  $\delta d_{V_{atm}}$  and from 8.19 to 7.67 for  $\delta d_E$ . Monitoring the isotopic landscape of wheat cultivation is offered as input to investigate the contribution of different sources of atmospheric water to the dew observed in wheat canopies in the Yaqui Valley.

**Key words:** Hydrometeorology; Stable isotopes; atmospheric water; evaporation; dew.

## Introducción

El Valle del Yaqui es un agrosistema semiárido situado en el noroeste de México. Cuenta con una extensión territorial de 2, 117,220 hectáreas, de las cuales en los últimos años aproximadamente 155,000 hectáreas se destinan a la producción de trigo (Flores, 2020). El trigo obtiene una gran proporción del agua directamente del suelo, mediante las diferentes técnicas de riego (inundación y goteo), pero también puede absorber agua directamente de la atmósfera, es decir, agua en forma de lluvia y agua depositada como rocío sobre las superficies de las plantas (Dougherty, 1973), por lo cual estimar estas aportaciones naturales de agua atmosférica es de utilidad para evaluar el rol de estos recursos en los cultivos.

La condensación en los doseles de las plantas es considerada una importante aportación de agua a ecosistemas áridos y semiáridos (Aguirre-Gutiérrez *et al.*, 2019). Y en el caso del trigo en el Valle del Yaqui se sabe, que durante las etapas fenológicas de embuche, espigamiento y maduración, la presencia de agua condensada en los doseles puede ocurrir hasta 12 horas durante la noche con promedios de producción de rocío de  $0.03 \text{ mm d}^{-1}$  (Reyes-Hernández *et al.*, 2022). Sin embargo, las proporciones de las fuentes que contribuyen a la formación de este subsidio hídrico atmosférico en agroecosistemas no son claras (McAusland *et al.*, 2023).

No obstante, hoy en día existen técnicas basadas en el uso de isótopos estables, las cuales ayudan a rastrear y determinar las proporciones de las fuentes que contribuyen a la formación de rocío depositadas sobre los doseles de trigo, debido a que el agua en sus diferentes reservorios tiene composiciones isotópicas distintas (firmas isotópicas), a causa de los procesos de fraccionamiento isotópico que ocurren durante la evaporación o condensación (Reyes & Andrade, 2007; Reyes-Hernández *et al.*, 2020).

El objetivo de este trabajo es usar isótopos estables como trazadores ambientales para distinguir las posibles fuentes y mezclas de agua involucradas en la formación de rocío depositadas en la superficie de la hoja, en eventos de rocío en condiciones de campo, durante el ciclo agrícola de trigo 2023 en el Valle del Yaqui.

## Materiales y métodos

La zona de estudio se localizó en el Block 710, campo experimental del Patronato para la Investigación y Experimentación Agrícola del Estado de Sonora (PIEAES), con coordenadas  $27.38^\circ \text{ N}$ ,  $-109.93^\circ \text{ O}$ , el análisis se llevó a cabo en parcelas de trigo, durante dos periodos de colecta intensiva (15/03/2023 y 28/03/2023) del ciclo agrícola comprendido entre otoño e invierno de 2022-2023.

En el presente trabajo, medimos el isótopo estable de oxígeno ( $\delta^{18}\text{O}$ ), para definir el ambiente isotópico existente en una parcela experimental de trigo, incluyendo la composición isotópica del agua en el suelo ( $\delta_S$ ), en la atmósfera ( $\delta_{V_{atm}}$ ) y el rocío ( $\delta_R$ ) condensado sobre el dosel de trigo. Además de modelar la composición isotópica del vapor atmosférico condensable ( $\delta d_{V_{atm}}$ ), la evaporación del suelo ( $\delta_E$ ) y el vapor atmosférico condensable proveniente de la evaporación del suelo ( $\delta d_E$ ), esto con el fin de conocer la variación isotópica de las fuentes que pudieran estar contribuyendo a la formación de rocío sobre el dosel de trigo.

La recolección de muestras de rocío se llevó a cabo antes del amanecer, cuando el dosel aún estaba mojado. El agua de rocío se tomó directamente de las hojas, usando borlas de algodón secas y limpias, para posteriormente una vez saturadas exprimir las en frascos para su almacenamiento.

El análisis de la composición isotópica de  $\delta_R$  se llevó a cabo en un analizador de isótopos de agua basado en espectroscopia láser, L2130-i (Picarro Inc., California, EE. UU.), ubicado en el Laboratorio de Eco-hidrología e Isótopos Estables que es parte del Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM; <http://www.langem.org/>). Los resultados obtenidos se normalizaron a estándares internacionales y se calibraron con respecto al VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) siguiendo el procedimiento estándar del IAEA (International Atomic Energy Agency). Los

valores de las relaciones isotópicas se expresan en notación  $\delta$  en per mil (‰) de acuerdo con la ecuación 1.

$$\delta_{Sample} = \left( \frac{R_{Sample}}{R_{Standard}} - 1 \right) \times 1000 \quad (1)$$

Donde: R indica el cociente molar del isótopo pesado sobre el isótopo liviano ( $^2\text{H}/^1\text{H}$  y  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ),  $R_{sample}$  y  $R_{standard}$  se refieren a los cocientes  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  en la muestra y en el estándar internacional, respectivamente. Un valor  $\delta$  positivo indica que la muestra tiene una mayor proporción del isótopo pesado en comparación con el estándar. La multiplicación produce una estimación análoga al porcentaje pero aquí denominada permil (‰).

La incertidumbre de medición para los análisis DLT-100 fue  $\pm 1.2$  ‰ para  $\delta^2\text{H}$  y  $\pm 0.4$  ‰ para  $\delta^{18}\text{O}$ , en el caso de Picarro L2130-i fue  $\pm 0.6$  ‰ para  $\delta^2\text{H}$  y  $\pm 0.3$  ‰ para  $\delta^{18}\text{O}$ .

La composición isotópica del flujo de evaporación del suelo ( $\delta_E$ ) se calculó a partir de una forma modificada de Craig y Gordon (1965), que relaciona la humedad relativa y la temperatura de la superficie de evaporación con los procesos de fraccionamiento que ocurren durante la evaporación (ecuación 2).

$$\delta_E = \frac{\alpha^* \times \delta_s - h \times \delta_{Vatm} - \epsilon_{eq} - (1-h) \times \epsilon_k}{(1-h) + ((1-h) \times \frac{\epsilon_k}{1000})} \quad (2)$$

Donde:  $\alpha^*$  es el factor de fraccionamiento de equilibrio dependiente de la temperatura;  $\delta_s$  es la composición isotópica del agua líquida en el suelo;  $h$  la humedad relativa;  $\delta_{Vatm}$  es la composición isotópica del vapor de agua atmosférico;  $\epsilon_{eq}$  es igual a:  $(1-(1/\alpha^*)) \times 1000$ ; y  $\epsilon_k$  es el factor de fraccionamiento cinético para el oxígeno, igual a 16.4 ‰.

Para la medición de la composición isotópica de  $\delta_{Vatm}$ , se llevaron a cabo mediciones *in situ* con un espectroscopio láser DLT-100 (Los Gatos Research, California, EE. UU.), para posteriormente con los valores medidos, modelar la composición isotópica de  $\delta d_{Vatm}$  y  $\delta d_E$  (Wen et al., 2011, ecuaciones 3 y 4). Para definir los valores isotópicos de  $\delta_s$  se tomó la composición isotópica del agua de riego con un valor de -4 ‰.

$$\delta d_{Vatm} = \delta_{Vatm} + \frac{\epsilon_{eq}}{h} + \frac{1-h}{h} \times \epsilon_k \quad (3)$$

$$\delta d_E = \delta_E + \frac{\epsilon_{eq}}{h} + \frac{1-h}{h} \times \epsilon_k \quad (4)$$

Finalmente, conociendo con precisión los valores isótopos de las fuentes, las contribuciones relativas provenientes de los reservorios a la formación de rocío estarán dadas por:

$$F_E(\%) = \left( \frac{\delta_R - \delta d_{Vatm}}{\delta d_E - \delta d_{Vatm}} \right) \times 100 \quad (5)$$

Donde:  $F_E$  es el porcentaje de contribución al rocío proveniente de la evaporación del suelo condensada;  $\delta_R$  es la composición isotópica del rocío;  $\delta d_{Vatm}$  la composición isotópica del vapor atmosférico condensable; y  $\delta d_E$  el vapor atmosférico condensable proveniente de la evaporación del suelo.

## Resultados y discusión

En el Cuadro 1 se encuentran los parámetros utilizados para la modelación de la composición isotópica de la evaporación del suelo, donde se pueden observar rangos de -44.04 a -36.15 ‰, existiendo una variación de aproximadamente 8 ‰ entre las 2 mediciones; vemos que a mayor temperatura los valores de  $\delta_{Vatm}$  y  $\delta_E$  tienden a ser menos negativos, lo cual indica un empobrecimiento de isótopos pesados en su composición.



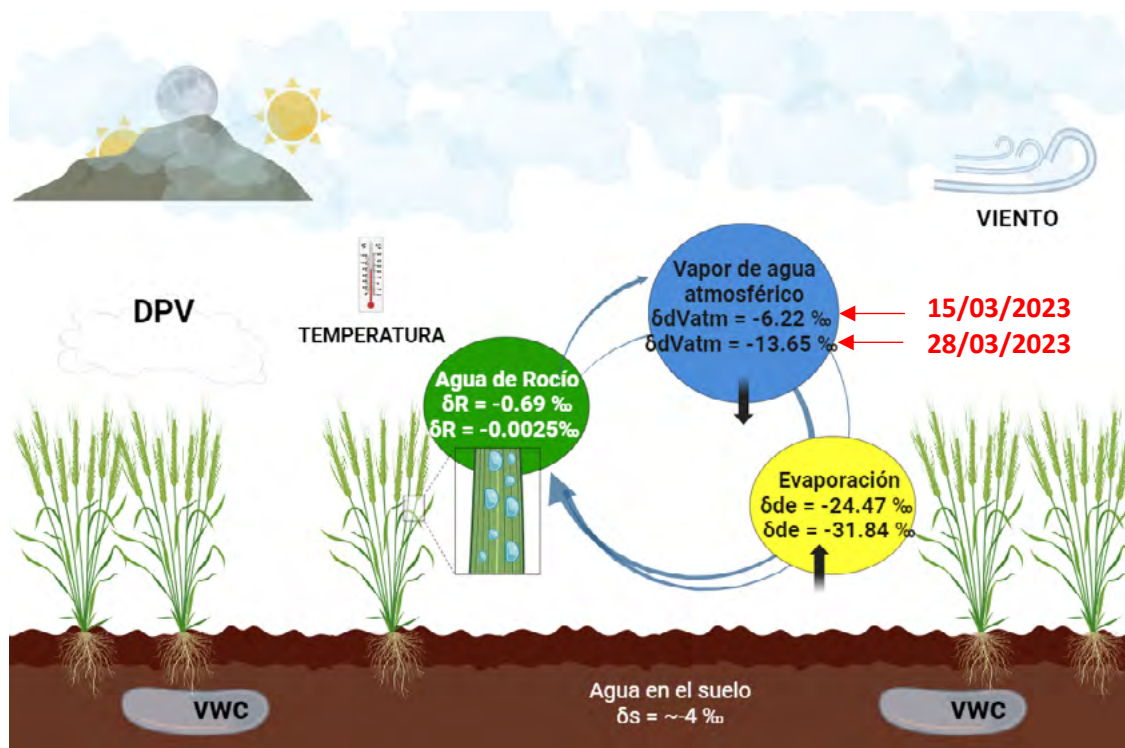
**Cuadro 1. Composición isotópica para evaporación del suelo, calculados mediante Craig-Gordon, en notación delta (permil).**

Fecha	$h$	Ts (°C)	Ts (°K)	$\delta_{Vatm}$ (‰)	$\delta_S$ (‰)	$\alpha^*$ (‰)	$\epsilon_{eq}$ (‰)	$\epsilon_k$ (‰)	$\delta_E$ (‰)
15/03/2023	95.74	10.57	283.72	-17.9	-4	1.01	10.48	16.4	-36.15
28/03/2023	94.4	9.41	282.56	-25.9	-4	1.01	10.59	16.4	-44.04

$h$ = Humedad Relativa; Ts= Temperatura de la superficie

**Cuadro 2. Composición isotópica de los reservorios contribuyentes a la formación de rocío.**

Fecha	$\delta_R$ (‰)	$\delta_{Vatm}$ (‰)	$\delta d_{Vatm}$ (‰)	$\delta d_E$ (‰)
15/03/2023	-0.63	-17.88	-6.22	-24.47
28/03/2023	-0.00251	-25.86	-13.65	-31.84



**Figura 1.** En la figura observamos el paisaje isotópico correspondiente a una parcela experimental de trigo, además de las variables ambientales que condicionan o favorecen la formación del rocío sobre el dosel. DVP= Déficit de presión de vapor; VWC =Contenido volumétrico de agua; Viento= Velocidad del viento; Temperatura= Temperatura del aire.

Las posibles fuentes de agua precipitable que contribuyen a la condensación en el dosel de trigo  $\delta d_{Vatm}$  y  $\delta d_E$ , mostraron composiciones isotópicas muy empobrecidas (Cuadro 2), con una variación importante entre las dos fechas de muestreo, posiblemente respondiendo a la variación isotópica del vapor de agua atmosférico ( $\delta_{Vatm}$ ). Por el contrario, el  $\delta^{18}O$  del rocío en las hojas de trigo  $\delta_R$ , mostró una composición isotópica más enriquecida (cercana a cero) que sus posibles fuentes de contribución y con una mínima variación entre fechas.

A pesar de que nuestros resultados son consistentes, ya que siguen una variación lógica en la composición isotópica de los reservorios involucrados (Figura 1), utilizando el balance de masas isotópico (ecuación 5), no fue posible calcular la contribución relativa del vapor condensable proveniente de la atmósfera y el vapor atmosférico condensable proveniente de la evaporación del suelo, ya que el valor isotópico de la mezcla  $\delta_R$  es mucho más enriquecido que las posibles fuentes involucradas.

## Conclusiones

Para definir las contribuciones relativas de las posibles fuentes de vapor que contribuyen al rocío en doseles de trigo, estudios a futuro deberán tener en consideración para la colecta de muestras para la definición de  $\delta_R$ : 1) muestreos de rocío y vapor atmosférico en distintos momentos durante las 10 o 12 horas de acumulación de rocío durante la noche, ya que la composición isotópica de estos reservorios podrían ser variable durante este período; y 2) tomar muestras estratificadas de rocío, temperatura y humedad relativa dentro del dosel de trigo para así tener una mejor representación de la micrometeorología y posibles fuentes de variación.

Entender el potencial de reciclado de agua evaporada del suelo en cultivos de riego intensivo es información valiosa para diseñar de sistemas de riego eficientes bajo las condiciones micrometeorológicas locales.

## Literatura citada

- Argentel-Martínez L, Garatuza-Payan J, Yepez EA, Arredondo T, de los Santos-Villalobos S. 2019. Water regime and osmotic adjustment under warming conditions on wheat in the Yaqui Valley, Mexico. DOI: 10.7717/peerj.7029
- Craig, H., & Gordon, L. I. (1965). Deuterium and oxygen 18 variations in the ocean and the marine atmosphere.
- Dougherty C.T. (1973) Observations on dew and the water relations of wheat, *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 16:4, 493-496, DOI: 10.1080/00288233.1973.10421094
- Flores, D. (2020). Historia de la transformación agrícola del Valle del Yaqui, Sonora. 1981-2013. CIMMYT, Mexico DF.
- ReyesGarcía, C., & Andrade, J. L. (2007). Los isótopos estables del hidrógeno y el oxígeno en los estudios ecofisiológicos de plantas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (80), 19-28. ISSN: 0366-2128
- Reyes-Hernández M, Castro-López, J., Tarín T., Garatuza-Payan J., Encinas-Yepiz D. & Yépez E. (2020). Monitoreo isotópico de la lluvia para la generación de la línea meteórica local de Ciudad Obregón, Sonora, México. En: Hernández, J. M., M. Rojo., M. Fuentes., A. Velázquez y M. Bolaños (Editores). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020*. (pp. 38-42). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 602 p.
- Reyes-Hernández M., Aispuro-Arana F., Parra-Cámara O., Pinto S., Rivera-Díaz M., Garatuza-Payan J. & Yépez E. (2022). Permanencia y producción de rocío en el dosel de plantas de trigo durante un ciclo agrícola en el Valle del Yaqui. En: Hernández Ayón J. M.; Briones Villareal O.; Bolaños González M. A. e Ibarra Alonso P. (Editores). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2022*. (pp. 31-35). Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto de Ecología (INECOL). Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 404 p.
- McAusland, L., Acevedo-Siaca, L. G., Pinto, R. S., Pinto, F., Molero, G., Garatuza-Payan, J., ... & Yepez, E. A. (2023). Night-time warming in the field reduces nocturnal stomatal conductance and grain yield but does not alter daytime physiological responses. *New Phytologist* 239:1622–1636. DOI: 10.1111/nph.19075
- Wen, X.-F., Lee, X., Sun, X.-M., Wang, J.-L., Hu, Z.-M., Li, S.-G., & Yu, G.-R. (2011). Dew water isotopic ratios and their relationships to ecosystem water pools and fluxes in a cropland and a grassland in China. *Oecologia*, 168(2), 549–561. DOI:10.1007/s00442-011-2091-0

# 2 Ecosistemas Acuáticos





## 2.1. Carbono en la Dinámica Fluvial del Río Nexapa

Ibarra-Melgarejo Gabriel<sup>1</sup>; Guerra-Hernández Eloisa A.<sup>1,\*</sup> y Cruz-Flores Gerardo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Laboratorio de Calidad del Agua y Ecohidrología. Batalla 5 de mayo S/N, Ejercito de Oriente Zona Peñón, Iztapalapa, CP 09230 Ciudad de México, México.

\*Autor para correspondencia: eloisa.guerra@zaragoza.unam.mx

### Resumen

Los ambientes ribereños son ecosistemas frágiles que se encuentran en un delicado equilibrio entre la parte terrestre y la acuática lo que los vuelve altamente complejos, además de brindar numerosos servicios ambientales como la captura de agua, de carbono entre otros elementos y fungir como hábitat para numerosas especies, frecuentemente las prácticas antrópicas influyen de manera directa y negativa la función adecuada de dichos ambientes, provocando el deterioro del ecosistema y la pérdida de estos servicios. En la presente investigación se analizaron parámetros físicos y químicos que permiten analizar el comportamiento del carbono orgánico e inorgánico en diferentes sitios de estudio a lo largo del Río Nexapa, en donde el carbono inorgánico se incrementa en las zonas de menor altitud contrariamente al carbono orgánico que presentó concentraciones superiores en las zonas más altas con pastizal montano y sitios con alta conservación ecosistémica.

**Palabras clave:** *agua fluvial; ecosistemas ribereños; Iztacihuatl-Popocatépetl; sistemas lóticos*

### Abstract

Riverine environments are fragile ecosystems that are in a delicate balance between the terrestrial and aquatic parts, which makes them highly complex, in addition to providing numerous environmental services such as the capture of water, carbon, among other elements, and serving as habitat for numerous species, frequently anthropogenic practices directly and negatively influence the proper function of said environments, causing the deterioration of the ecosystem and the loss of the services already mentioned. That is why in the present investigation physicochemical parameters were analyzed that allow analyzing the behavior of carbon, where marked trends of inorganic carbon were found, contrary to organic carbon, as well as the relationship between anthropogenic activities with the conservation of the sampling sites.

**Key words:** *stream water; riparian ecosystems; Iztacihuatl-Popocatépetl, lotic system*

### Introducción

Los ambientes ribereños de montaña contribuyen al transporte y almacenamiento de elementos como el carbono además de brindar múltiples servicios ecosistémicos. La zona riparia es la región de transición y en donde se llevan a cabo las interacciones continuas entre los medios terrestre y acuático. Se caracteriza por una flora y una fauna cuya composición está determinada por la intensidad luminosa, el contenido y mantenimiento de cierto nivel de agua, la velocidad de la corriente y la granulometría del suelo. Las zonas además poseen un poder amortiguador es decir, tienen la capacidad de absorber y almacenar elementos (Granados *et al.*, 2006), regulando las condiciones del entorno y evitando cambios drásticos por la llegada intempestiva o difusa de flujos con material sedimentario y disuelto

El agua, en sus diferentes estados de agregación es indispensable para el mantenimiento ecosistémico, es necesario enfocarse en su condición actual de disponibilidad en cuanto a cantidad, calidad y distribución. En particular, los sistemas lóticos contribuyen en gran medida al transporte lateral de

carbono desde los cuerpos de agua epicontinentales a los océanos (Ordoñez *et al.*, 2013). de forma continua, por lo cual es importante conocer está dinámica.

El carbono representa uno de los elementos esenciales para la vida de los organismos sobre la Tierra, el conocimiento adecuado de su ciclo en los diferentes medios (atmósfera, océano y tierra) es uno de los retos actuales de la ciencia mundial. Debido al aporte antropogénico de compuestos de carbono la importancia del estudio de este elemento ha pasado de ser trascendental para la vida vegetal y animal, a ser factor importante del cambio climático del planeta (Hernández y Gaxiola, 2007) estudios de su ciclo ofrecen una indicación de la salud de la biosfera, afectaciones en la calidad ambiental es bastante notoria en los ambientes ribereños por la complejidad y el delicado equilibrio que en ellos existe (Cruz *et al.* 2013). Se estima que el flujo global de carbono terrestre que se transporta a través de ríos y arroyos hacia el mar es aproximadamente de  $1 \times 10^{15}$  g/año con una composición de carbono orgánico cercana al 45% (Ludwig *et al.*, 1996; Cai, 2011, Liu Q, 2020)

A partir de 2007 se aceptó ampliamente la idea de que los ecosistemas acuáticos epicontinentales no son conductos pasivos de carbono (C) hacia el océano, sino que también funcionan simultáneamente como una interfaz activa para el transporte, procesamiento e intercambio de C entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera (Soria *et al.*, 2020).

Parte de los sitios de muestreo se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera de Los Volcanes, la cual proporciona importantes servicios ambientales, ya que es una de las áreas de captación de aguas para el abastecimiento de la zona metropolitana, Sin embargo, la compleja dinámica social en la zona de influencia y las diversas actividades que se llevan a cabo han provocado un desequilibrio en la dinámica geoquímica principalmente en el carbono y el nitrógeno de sistemas acuáticos y la atmósfera lo cual atenta contra la calidad de los servicios ecosistémicos. (Falkowski *et al.*, 2000; Quijada *et al.*, 2019). La descarga de aguas residuales agrícolas y urbanas elevan los niveles de materia orgánica en los sistemas ribereños y altera la relación nutrimental entre el carbono, el nitrógeno y el fósforo (Kalscheur *et al.*, 2012; Fu *et al.*, 2014; Jin *et al.*, 2014).

Posteriormente se han realizado trabajos de investigación algunos de los cuales fueron llevados a cabo en la zona de los volcanes, como los presentados por Cruz y Guerra (2013) en donde se estiman los contenidos del carbono almacenado en la parte aérea y subterránea de vegetación riparia, en mantillo, capa de fermentación, suelo y de éste, el lábil, de biomasa microbiana de suelos adyacentes a sistemas ribereños de alta montaña, del acumulado en sedimentos del lecho de los arroyos, del carbono orgánico particulado (COP) y carbono en carbonatos del agua. La investigación llevada a cabo para identificar la dinámica del carbono en el sistema agua-suelo-sedimento en cinco localidades de la subcuenca del río Nexapa, con el objetivo de conocer el balance de este nutrimento y su variación temporal (Guerra *et al.*, 2020). Y en el río Amecameca para evaluar, los contenidos de carbono del agua y sedimento en dos afluentes del río, en función del cambio de uso de suelo, se realizó esta investigación en los sistemas Amalacaxco-Zoyatzingo y San José-Zoyatzingo dentro del Parque Nacional Iztaccihuatl-Popocatepetl y terrenos de bienes comunales de Amecameca y Santa Isabel Chalma (Guerra *et al.*, 2011).

Desafortunadamente, existe escasa información sobre flujos de C en sistemas acuáticos epicontinentales mexicanos y la mayoría (95%) de los estudios realizados sobre C en aguas epicontinentales son en sistemas lénticos, mientras que la que se realiza en sistemas lóticos es limitada, por lo que es relevante contribuir a la investigación al respecto. El objetivo de este trabajo es determinar las especies químicas del carbono y sus concentraciones en el sistema fluvial de un ambiente ribereño de montaña en diferentes partes del río y así identificar los sitios con mayor perturbación. En particular en los bosques templados del país, la información publicada sobre capitales de carbono y de las emisiones debidas a las perturbaciones naturales o al cambio de uso del suelo es aún escasa, son pocos los estudios donde se han cuantificado los almacenes de carbono en los ecosistemas ribereños como un todo, incluyendo el sistema suelo-agua-vegetación (Martínez *et al.*, 2015).

## Materiales y método

### Zona de estudio

La Subcuenca del Nexapa, se encuentra ubicada en la Región Hidrológica No 18, río Balsas (alto Balsas), cuenca del Atoyac. La corriente superficial más importante es el río Nexapa que nace en la falda oriental del Popocatepetl a unos 20 km al norte de la ciudad de Atlixco y tiene como afluentes a los ríos Atotonilco y Atila. El río Nexapa, es de régimen permanente alimentado en su porción alta por los deshielos del volcán. Sobre su porción occidental, recibe aportaciones del río Cantarranas y de las barrancas La Leona y Cuescomate. en el estado de Puebla, entre los 18° 10' y 19° 09'N y los 98° 14' y 98° 56'O, dentro de la región hidrológica “Balsas”, específicamente en el alto Balsas. Posee una extensión territorial de 4,440 km<sup>2</sup> y es del tipo abierta (Navarro *et al.*, 2007).

#### Trabajo de campo

El muestreo se llevó a cabo en cuatro campañas, octubre y noviembre de 2021, así como abril y mayo de 2022. En cada sitio de muestreo se realizó georreferenciación, caracterización ecológica, y se determinaron: ancho de cauce, velocidad de corriente, características del cauce y lecho del río. Además de medición de parámetros *in situ*: temperatura, pH, conductividad eléctrica, CO<sub>2</sub> de acuerdo a Guerra y Cruz (2014).

Las muestras de agua se toman de manera manual en botellas de polietileno de 1 L ml etiquetadas con la clave de cada sitio que indica fecha, lugar y número de muestra, para el carbono inorgánico. Para el carbono orgánico se toman en botellas de vidrio ambar y se acidifican con ácido sulfúrico ajustando a un pH de 2. Y para el Carbono orgánico particulado (COP) se filtran 250 mL o el volumen que soporte la membrana de fibra de vidrio de 45 µm.

En laboratorio se analizan carbonatos y bicarbonatos mediante el método de dos indicadores (Guerra y Cruz, 2014). Carbono orgánico total (COT) cuantificado con el método colorimétrico utilizando el equipo hach, que consiste en la digestión con persulfato e indicador azul de bromotimol (NMX-AA-187-scfi-2021). Respecto al carbono orgánico particulado (COP) se cuantificó mediante una oxidación del carbono por vía húmeda con una solución K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y determinación espectrofotométrica (Wetzel, 2000). Y el carbono orgánico disuelto (COD) se calculó a través de la diferencia de COT-COP.

### Resultados y discusión

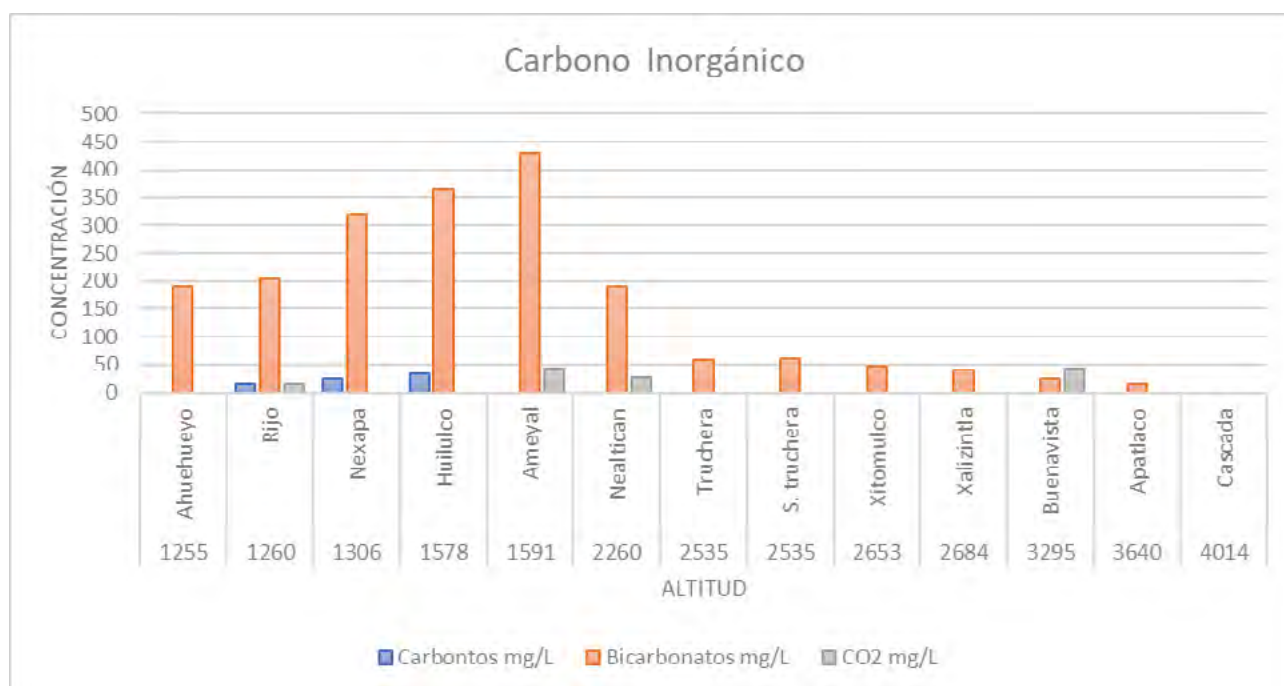
A partir de los análisis físicos y químicos realizados en campo y laboratorio se obtuvieron los datos que fueron procesados y en el Cuadro 1, se muestran las concentraciones promedio de las variables de interés de esta investigación. El estado de conservación en cada uno de los sitios es diferente dependiendo de las actividades que se llevan a cabo en el sitio y sus alrededores. Los 13 sitios de muestreo van de 1255 hasta los 4014 m s.n.m, siendo los sitios con mayor altitud Cascada, Apatlaco y Buenavista los que se encuentran en mejor estado de conservación y con uso de suelo Forestal, contrastando con los sitios de menor altitud que tienen fuerte influencia de actividad agrícola, ganadera y urbana, donde se identifica el incremento de sales en los sistemas lóticos a través de los carbonatos y bicarbonatos.

En la Figura 1 es posible observar la tendencia ascendente de las concentraciones en sitios con menor altitud de las formas de carbono inorgánico los valores de carbonatos se encuentran entre 0 y 34.32 mgL<sup>-1</sup>, bicarbonatos entre 0 y 429.88 mgL<sup>-1</sup> y CO<sub>2</sub> entre 0 y 43.95 mgL<sup>-1</sup>. Es posible observar que las formas inorgánicas de carbono incrementan su concentración en las zonas más bajas, tal como se ha documentado anteriormente, el comportamiento ascendente del carbono inorgánico disuelto en agua de las zonas altas hacia las de menor altitud, lo que refleja el comportamiento del equilibrio CO<sub>2</sub>-carbonatos-bicarbonatos resaltando la presencia del carbono disuelto en forma de bicarbonatos (Guerra *et al.*, 2020).

**Cuadro 1. Altitud, uso de suelo y concentraciones de las variables en cada sitio de muestreo.**

Altitud	Localidad	Uso de suelo	Carbonatos mgL <sup>-1</sup>	Bicarbonatos mgL <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> mgL <sup>-1</sup>	COT mgL <sup>-1</sup>	COD mgL <sup>-1</sup>	COP mgL <sup>-1</sup>
1255	Ahuehuevo	Agrícola/forestal	0	190.24	0	7	0.87	6.13
1260	Rijo	Agrícola	15.88	204.28	14.38	1	0.73	0.27
1306	Nexapa	Agrícola/urbano	23.32	317.78	0	3	1.11	1.89
1578	Huilulco	Agrícola	34.32	366.05	0	5.5	1.24	4.26
1591	Ameyal	Agrícola/ganadero	0	429.88	43.95	42	1.25	40.75
2260	Nealtican	Urbano/agrícola/ minero	0	189.2	25.97	42	2.56	39.44
2535	Truchera	Forestal	0	59.4	0	0.77	0.45	0.323
2535	S. truchera	Forestal	0	60.72	0	0.588	0.412	0.17
2653	Xitomulco	Forestal	0	47.85	0	0.918	0.69	0.22
2684	Xalizintla	Agrícola	0	40.08	0	2	0.40	20.80
3295	Buenavista	Forestal	0	23.83	41.95	41	0.47	40.53
3640	Apatlaco	Pastizal/forestal	0	15.84	0	1	0.14	0.86
4014	Cascada	Pastizal/forestal	0	0	0	28	1.29	26.71

CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono; COT: carbono orgánico total; COD: carbono orgánico disuelto; COP: carbono orgánico particulado



**Figura 1. Concentración de carbono inorgánico (mgL<sup>-1</sup>) registrado en cada uno de los sitios de estudio**

En cuanto a las formas orgánicas no tienen de manera general una tendencia de contener mayores concentraciones hacia menores altitudes como se muestra en la Figura 2, tanto en las zonas forestales como Cascada y Buenavista el aporte de COP, es alto por el incremento de material orgánico de la vegetación que llega al cauce, como en zonas agrícolas y urbanas donde las descargas residuales que llegan a los ríos tienen alta carga de material particulado, salvo en la localidad Ahuehuevo de altitud más baja que presenta buena calidad del agua, por otro lado, los sitios de muestreo Ameyal y Nealtican tienen los valores promedio más altos, siendo así más evidente que las concentraciones son variables en los diferentes gradientes altitudinales.

La dinámica del carbono disuelto en los sistemas lóticos puede ser influenciada por diversos procesos físicos, químicos, bióticos y antrópicos, que son modificados por las condiciones geológicas, climáticas, edáficas y biológicas, conforme aumenta la concentración de nutrimentos en estos sistemas fluviales los productores primarios tienen mayor desarrollo, aumentando la cantidad de biomasa que favorece el aprovechamiento del  $\text{CO}_2$ , transformándolo a bicarbonatos amortiguando el cambio de pH en el sistema y posteriormente incrementado el carbono orgánico en el sistema en sus formas disueltas y particulada (Guerra *et al.*, 2020). Las actividades antropogénicas puntuales como aplicación de abonos orgánicos, fertilizantes, descargas puntuales y cambio de uso de suelo pueden alterar el flujo de escorrentía y con ello la carga de nutrientes y sedimentos que llegan al río incrementando el carbono orgánico (CO) (Ordoñez *et al.*, 2013).

Se llevó a cabo un análisis de correlaciones de rango de Spearman, debido al comportamiento no paramétrico de los datos, entre cada par de variables, los cuales se calculan a partir de los rangos de valores de datos y son menos sensibles a los valores atípicos, a partir de los que identificaron relaciones altamente significativas de manera directa entre COT, COP y COD; entre COD y % de C del suelo; pH con conductividad y oxígeno disuelto; entre carbonatos y bicarbonatos y de ambos con conductividad temperatura hídrica. También relaciones significativas inversas entre pH con  $\text{CO}_2$ ; así como en % de C del suelo con bicarbonatos, conductividad y oxígeno disuelto. Tanto las relaciones directas e inversas se han descrito antes tal como reporta Ordoñez (2013) al realizar análisis similares y un análisis de correlaciones de Spearman, la disolución de bases de Ca y Mg en forma de bicarbonatos provenientes de la disolución de  $\text{CO}_2$ , aumentando así el contenido de  $\text{CO}_3^{2-}$ , efecto producido por la ley de Henry, esto a su vez, incrementa la CE.

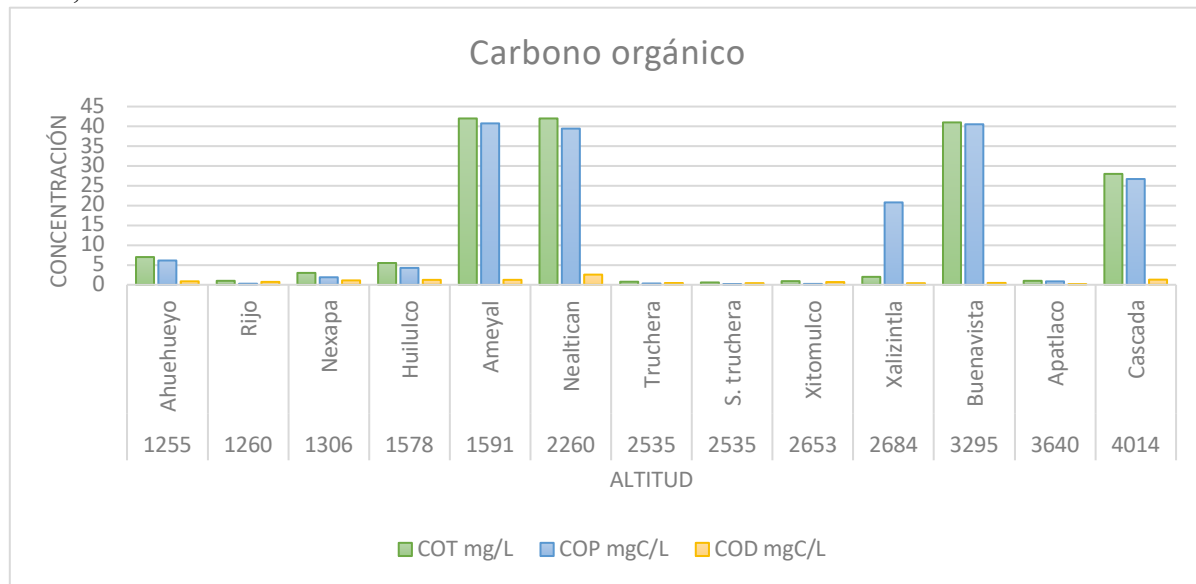


Figura 2. Concentración de carbono orgánico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en los diferentes sitios de estudio

El incremento en la disolución del  $\text{CO}_2$  en el río produce incremento de pH y disminuyen el OD. En general la conductividad aumenta con la temperatura. El agua fría puede contener más oxígeno que la caliente así como a mayor presión atmosférica el agua contendrá más oxígeno (Pulido, 2005; Peña, 2007). El aporte de compuestos orgánicos tales como ácidos fúlvicos provenientes de arrastre o lixiviación del suelo, producto de intervenciones antropogénicas, principalmente de la actividad agropecuaria, y cambio de uso del suelo, están alterando la MO susceptible a fuerte mineralización produciendo efectos adversos en la calidad del agua por la disminución del OD (Ordoñez, 2013; Amann 2012).

## Conclusiones



Se determinó que la variación de carbono esta influenciada por el uso de suelo y las actividades específicas que se llevan a cabo en cada uno en el entorno a las zonas de muestreo. Los sitios con mayor conservación de las condiciones naturales tuvieron concentraciones de carbono inorgánico más bajas, que se incrementan en las zonas más alteradas por actividades antrópicas como ganadería, agricultura o asentamientos humanos que en general incrementan la concentración de sales en ríos y arroyos por el material de arrastre que llega al cauce y las descargas de diferentes fuentes que llegan a los sistemas. Aunque no se mostró un patrón de comportamiento definido, en el caso del carbono orgánico, en todas sus formas presentan una relación directa como consecuencia de la fragmentación y disolución de la materia orgánica que se mantiene en el agua, aportada a través de los residuos vegetales y animales. Lixiviación y degradación materiales naturales que contribuyen con la carga de materia orgánica en los sistemas, siendo la concentración de oxígeno disuelto un indicativo de la oxidación y y alta tasa de transformación. El pH permite seguir la dinámica de oxido-reducción del sistema y asociarla con los procesos de asimilación de sales o sus alteraciones con presencia de mayores cantidades de bicarbonatos o bien incrementos en el CO<sub>2</sub> disuelto, en función de la capacidad buffer de estos sistemas.

Demostrando así las consecuencias negativas que tiene el cambio de uso de suelo y como esto afecta de manera directa los servicios ecosistémicos que los sistemas ribereños nos brindan como lo son la captura de carbono, abastecimiento de agua y conservación de biodiversidad. Debido a estas acciones y los mecanismos de carbono, el transporte y la transformación son algunos de los temas de actualidad más importantes de la bioquímica de agua dulce.

## Literatura citada

- Amann T. (2012). Carbon dynamics in the freshwater part of the Elbe estuary, Germany: Implications of improving water quality", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 107, n.º 0, pp. 112-121.
- Cai, W. J. (2011). Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO<sub>2</sub> sinks or sites of terrestrial carbon incineration?. *Annual review of marine science*, 3, 123-145.
- Cruz G., Guerra E. y Etchevers J. (2013). Contenidos de carbono en distintos compartimentos de ambientes ribereños en ecosistemas forestales de montaña. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Colegio de Postgraduados, la Universidad Autónoma de Chapingo y el Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México.
- Fu, Y., Tang, C., Li, J., Zhao, Y., Zhong, W., & Zeng, X. (2014). Sources and transport of organic carbon from the Dongjiang River to the Humen outlet of the Pearl River, southern China. *Journal of Geographical Sciences*, 24, 143-158.
- Granados-Sánchez, D., & Hernández-García, M. Á., & López-Ríos, G. F. (2006). Ecología de las Zonas Ribereñas. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 12(1),55-69.
- Guerra-Hernández E., Cruz-Flores G. (2014). Métodos de Evaluación y Diagnostico para Agua y Suelo. UNAM, FES Zaragoza. México.
- Guerra-Hernández E., Ramírez-Cabrera José A., Monfil-Hernández F. y Cruz-Flores G. Carbono en el sistema agua-sedimento-suelo a lo largo de la subcuenca del río Nexapa, Puebla (2020). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Texcoco, Estado de México, México.
- Hernández B. y Gaxiola G.(2007). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Jin, Z., Ji, F. Y., Xu, X., Xu, X. Y., Chen, Q. K., & Li, Q. (2014). Microbial and metabolic characterization of a denitrifying phosphorus-uptake/side stream phosphorus removal system for treating domestic sewage. *Biodegradation*, 25, 777-786.
- Kalscheur, K. N., Penskar, R. R., Daley, A. D., Pechauer, S. M., Kelly, J. J., Peterson, C. G., & Gray, K. A. (2012). Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. *Water Research*, 46(8), 2515-2524.
- Liu, Q., Liang, Y., Cai, W. J., Wang, K., Wang, J., & Yin, K. (2020). Changing riverine organic C: N ratios along the Pearl River: Implications for estuarine and coastal carbon cycles. *Science of the Total Environment*, 709, 136052.
- Ludwig, W., Amiotte Suchet, P., & Probst, J. L. (1996). River discharges of carbon to the world's oceans: determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon. *Sciences de la terre et des planètes (Comptes rendus de l'Académie des sciences)*, 323, 1007-1014.
- Navarro A., Rincón C., Rosas E., Aguilar A., Contreras S., Caso L., Bayona J., Velasco F., Sánchez A., Vázquez A., Martínez C., Díaz M., Pérez A., Malajevich A., Cuellar I., Navarrete D. y Cid S. (2007). El agua en la Subcuenca del Nexapa, México: necesidad de una gestión integral. Conferencia Latinoamericana de Saneamiento. (pp. 12-16).
- NMX-AA-187-scfi-202. Análisis de agua- medición de carbono orgánico total en aguas naturales, salinas, residuales y residuales tratadas.
- Ordóñez M., Bravo I. y Figueroa A. (2013). Flujo de Carbono Orgánico Total (COT) en una cuenca andina: caso subcuenca Río Las Piedras. Revista Ingenierías.
- Peña E., Chang J. (2007). Calidad del agua, Trabajo de investigación Oxígeno. Escuela Superior Politecnica del Litoral. Guayaquil.
- Pulido A., López J., Baquero J. (2005). Agua, minería y medioambiente. Instituto Geológico y Minero de España.



- Quijada D., Guerra E., Cruz. G. (2019). IMPACTO DEL USO DE SUELO EN LA CALIDAD DEL AGUA DE LA SUBCUENCA NEXAPA DE LA RESERVA DE LA BIÓSFERA LOS VOLCANES, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Soria I., Alcocer J., Oseguera ., Aucancela R., Cuevas D., Cortés D., Merino M., Ramírez J. y Díaz J. (2020). Dinámica de la presión parcial de CO<sub>2</sub> a lo largo del río Usumacinta, México. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Texcoco, Estado de México, México.
- Wetzel R., Likens G. (2000). Limnological Analyses Third Edition. Springer Science+Business Media. Nueva York, Estados Unidos.

## 2.2. Dinámica de la materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) en dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México

Soria-Reinoso Ismael<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Oseguera Luis A.<sup>3</sup>; Rivera-Herrera E. Montserrat<sup>1</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>1</sup> e Ibarra-Morales Diana<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

\*Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

El Sol y La Luna son los únicos lagos tropicales de alta montaña perennes en México. Están sujetos a condiciones extremas (pH ácido, alta radiación UV) y son considerados centinelas del cambio global. Esta investigación evaluó la variación anual de la concentración y calidad de la materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) en El Sol y La Luna. Se tomaron muestras mensuales en la superficie y fondo de cada lago para caracterizar las propiedades ópticas de la CDOM. Se midieron las variables ambientales asociadas, diferenciando la temporada fría-seca y cálida-lluviosa. La concentración de CDOM, definida como el coeficiente de absorción  $a_{350}$ , fue mayor en El Sol ( $1.07 \pm 0.34 \text{ m}^{-1}$ ) que en La Luna ( $0.40 \pm 0.27 \text{ m}^{-1}$ ). Los aportes autóctonos de CDOM en El Sol fueron más importantes durante la temporada de lluvias ( $S_R > 1$ ); mientras tanto, durante la estación seca, el depósito atmosférico promovió el ingreso de CDOM alóctono derivada de los suelos agrícolas de la base del volcán, lo que se refleja en compuestos de mayor peso molecular ( $S_R \sim 1$ ). La CDOM de La Luna es fundamentalmente alóctona del depósito atmosférico y de su cuenca de drenaje. Se caracteriza por compuestos de mayor peso molecular que son rápidamente fotodegradados por las condiciones de alta sensibilidad a la radiación solar de La Luna.

**Palabras clave:** *Absorción CDOM; lagos alpinos; Nevado de Toluca; depósito atmosférico; pendiente espectral.*

### Abstract

El Sol and La Luna are Mexico's only high-mountain tropical perennial lakes. These lakes are exposed to extreme conditions (acid pH, high UV radiation) and are considered sentinels of global change. This study evaluated the annual variation of the concentration and quality of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in El Sol and La Luna. Monthly samples were taken on the surface and bottom of each lake to characterize the CDOM optical properties. The associated environmental variables were measured, differentiating cold-dry and warm-rainy seasons. The CDOM concentration, defined as the absorption coefficient  $a_{350}$ , was higher in El Sol ( $1.07 \pm 0.34 \text{ m}^{-1}$ ) than in La Luna ( $0.40 \pm 0.27 \text{ m}^{-1}$ ). The autochthonous contributions of CDOM in El Sol were more important during the rainy season ( $S_R > 1$ ); meanwhile, during the dry season, atmospheric deposition promoted the allochthonous entry of CDOM derived from agricultural soils at the base of the volcano, which is reflected in compounds of higher molecular weight ( $S_R \sim 1$ ). In La Luna, the CDOM is fundamentally allochthonous, derived from the atmospheric deposition and its drainage basin. It is characterized by compounds of higher molecular weight that are rapidly photodegraded due to La Luna's high sensitivity to solar radiation.

**Keywords:** *CDOM absorption; alpine lakes; Nevado de Toluca; atmospheric deposition; spectral slope.*

## Introducción

La materia orgánica disuelta (DOM) de los sistemas acuáticos epicontinentales desempeña un papel fundamental en el ciclo global del carbono (C) (Battin *et al.*, 2009). La DOM cromofórica (CDOM), una mezcla compleja (aminoácidos aromáticos, fenoles de lignina y sustancias húmicas) de origen autóctono o alóctono, representa la fracción de DOM coloreada que absorbe la luz (Li y Hur 2017, Zhang *et al.*, 2021). La CDOM en los sistemas acuáticos epicontinentales regula la penetración de luz en la columna de agua y por ende la producción primaria y la estructura térmica (Zhang *et al.*, 2021). Además, la mineralización de la DOM, ya sea por procesos biológicos y fotoquímicos, determina el metabolismo acuático e influye directamente en las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera (Sobek *et al.*, 2007, Tranvik *et al.*, 2009).

La espectroscopía UV-Vis se ha utilizado ampliamente para caracterizar la abundancia y calidad de la CDOM (Li y Hur 2017). Los coeficientes de absorción ( $a_{CDOM}$ ) de longitudes de onda específicos proporcionan datos como el estado trófico ( $a_{254}$ ), la atenuación difusa de radiación UV ( $a_{320}$ ), el contenido de lignina y la relevancia en los ciclos biogeoquímicos ( $a_{350}$ ) o en teledetección ( $a_{440}$ ) (Li y Hur 2017, Zhang *et al.*, 2021). Además, los  $a_{CDOM}$  presentan correlaciones positivas con el C orgánico disuelto (DOC) por lo que son un *proxy* confiable para predecir o estimar el DOC (Massicotte *et al.*, 2017). Otras propiedades ópticas como el cociente del coeficiente de absorción de 250 nm a 365 nm ( $a_{250}/a_{365}$ ), la pendiente espectral (S) entre 275-295 nm ( $S_{275-295}$ ) y el coeficiente de pendiente espectral ( $S_R$ ) son indicadores del peso molecular (PM) y origen de la CDOM (Helms *et al.*, 2008, Su *et al.*, 2015).

Los lagos de alta montaña (LAM) son ecosistemas únicos situados sobre la línea arbórea (> 4000 m snm) y considerados como centinelas del cambio climático (Adrian *et al.*, 2009). Se caracterizan por tener un bajo contenido de nutrientes, pH y DOC (Sommaruga 2001). Debido a la elevada incidencia de radiación solar (RUV), la concentración de DOM es baja, poco aromática (mayor contribución algal y bacteriana) y de bajo PM (Su *et al.*, 2015).

En México existen únicamente dos LAM perennes: El Sol y La Luna. Estudios previos han caracterizado su dinámica térmica, limnológica, y biológica (Alcocer *et al.*, 2004, 2020b, Ibarra-Morales *et al.*, 2022). Recientemente, se reportó la variación temporal del DOC en ambos lagos (Aucancela *et al.*, 2020). Las concentraciones de DOC en El Sol son hasta ocho veces más altas que en La Luna, con valores máximos a inicios de la temporada de lluvias. Sin embargo, hasta la fecha, no se ha caracterizado la abundancia y calidad de la CDOM a pesar de su importancia en los procesos biogeoquímicos y ecológicos como parámetros más sensibles a los cambios ambientales que las mediciones de DOC por sí solas (Mladenov *et al.*, 2011). Además, los lagos tropicales de alta montaña están menos estudiados que su contraparte templada. Por tal motivo, el objetivo del presente estudio es determinar los coeficientes de absorción y caracterizar la variación anual de la CDOM y sus impulsores ambientales en los únicos LAM en México: El Sol y La Luna, para establecer la línea base para futuras investigaciones.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

Este estudio se realizó en los lagos de alta montaña El Sol y La Luna, ubicados dentro del cráter del volcán Nevado de Toluca, Estado de México a 4200 m snm (Figura 1). La zona presenta un clima alpino frío, con temperaturas medias mensuales que fluctúan entre  $2.3 \pm 1.1$  °C en enero a  $5.3 \pm 1.2$  °C en mayo (período 1964-2019; estación 15062 Nevado Toluca; SMN-CONAGUA, 2023). Las precipitaciones por debajo del valor medio anual (98 mm) se presentan de octubre a abril (estación seca; mínimo en febrero, 11 mm), mientras que los valores de precipitación más altos ocurren de mayo a septiembre, con máximos de 236 mm en julio (período 1964-2019; estación 15062 Nevado Toluca; SMN-CONAGUA, 2023). El

área de captación (El Sol: 2.39 km<sup>2</sup>; La Luna: 0.74 km<sup>2</sup>) tiene una cubierta vegetal poco desarrollada y dominada por pastizales alpinos, musgos y líquenes (Ibarra-Morales *et al.*, 2022).

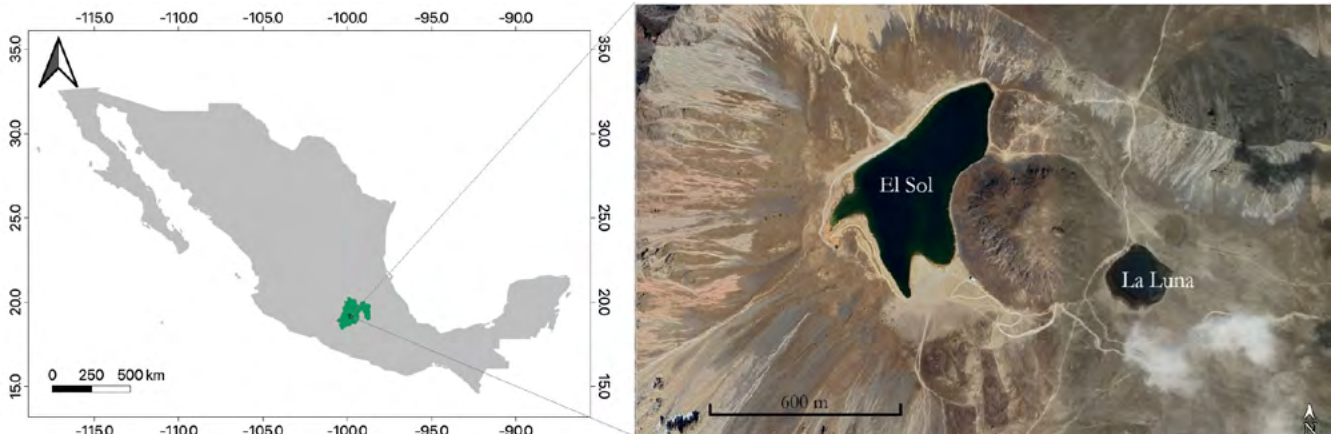


Figura 1. Lagos El Sol y La Luna dentro del cráter del volcán Nevado de Toluca, Estado de México. (Imagen: Google Earth-2023).

A pesar de tener el mismo origen, régimen hídrico y edad, ambos lagos tienen diferencias en sus características morfológicas, fisicoquímicas, biológicas y ecológicas (Armienta *et al.*, 2000, Alcocer *et al.*, 2004, Jiménez-Seinos *et al.*, 2023). El Sol (oligotrófico) es más grande (superficie: 22.9 ha vs. 3 ha), profundo (profundidad máxima: 15 m vs 10 m) y menos transparente (profundidad de disco de Zecchi: 5.4 m vs. 9.1 m) que La Luna. Además, tiene una extensa zona litoral con vegetación y se introdujo trucha arcoíris a diferencia de La Luna (ultra-oligotrófico), que no tiene peces y presenta una zona litoral reducida y desnuda. Ambos lagos, separados por un domo dacítico, son fríos (~8 °C), ácidos, poco mineralizados, bien oxigenados y polimícticos cálidos con niveles de agua que fluctúan entre la estación seca y lluviosa, sin secarse. No presentan una capa de hielo en ninguna época (Alcocer *et al.*, 2004).

### Metodología

Se realizaron muestreos mensuales durante un año (febrero 2022 – marzo 2023) en la porción central y más profunda de cada lago. Se midieron los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua [temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica (K<sub>25</sub>)] utilizando una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5. Además, se obtuvieron los datos meteorológicos de precipitación para el año de estudio (EMA Nevado de Toluca; SMN-CONAGUA, 2023) y se calculó la precipitación y radiación solar acumulada de los 30 días previos a cada fecha de muestreo (Gerea *et al.*, 2017).

Para caracterizar la CDOM, se recolectaron por duplicado muestras de agua en la superficie (0.5 m) y fondo utilizando una botella de muestreo UWITEC de 5 L. Las muestras se filtraron sucesivamente, primero a través de filtros pre-combustionados Whatman GF/F (0.7 μm) y luego por filtros Millipore (0.22 μm). Las muestras se almacenaron en oscuridad y frío (4 °C) en frascos (prelavados con HCl) ámbar de borosilicato para evitar reacciones microbianas y de fotooxidación (Helms *et al.*, 2008).

Luego de climatizar las muestras a temperatura ambiente, se obtuvieron los espectros de absorbancia UV-Vis entre 200 nm y 800 nm, en intervalos de 1 nm, utilizando un espectrofotómetro de doble haz (Perkin Elmer, Lambda-35) con cubetas de cuarzo de 1 cm y agua ultrapura Milli-Q como blanco. Se restó la absorbancia media de 700 a 800 nm de todos los valores de absorbancia espectral para eliminar la línea base instrumental, la dispersión y efectos refractivos (Helms *et al.*, 2008). Los coeficientes de absorción neperianos  $a_{CDOM}$  (m<sup>-1</sup>) se obtuvieron a partir de los datos de absorbancia corregidos (A) en función de la longitud de la cubeta (L; 0.01 m), según la ecuación 1.

$$a_{CDOM} = 2.303 * A/L \quad (1)$$

Las pendientes espectrales  $S_{275-295}$  y  $S_{350-400}$  se calcularon mediante una regresión lineal de los espectros de absorción del rango de longitud de onda transformados con el logaritmo natural y se expresaron como número positivo ( $\text{nm}^{-1}$ ). El coeficiente de pendiente espectral  $S_R$  se calculó como  $S_{275-295}$  dividido por  $S_{350-400}$  (Helms *et al.*, 2008). Además, se calculó el cociente de los coeficientes de CDOM a 250 nm y 365 nm ( $a_{250}/a_{365}$ ), utilizados como indicadores del PM de la CDOM. La concentración de clorofila-a (Clor-a) se midió por extracción en acetona y fluorometría (EPA 445.0, Arar y Collins, 1997).

Las diferencias temporales (lluvias vs. secas) entre ambos lagos se determinaron mediante un análisis factorial de varianza (lago x temporada). Se realizó la prueba de Shapiro-Wilk y el test de Levene para corroborar la normalidad y homocedasticidad de varianzas. Las variables que no cumplieron con estos supuestos fueron transformadas a escala logarítmica y estandarizados para tener una distribución de media de 0 y desviación estándar de 1. Se determinaron correlaciones no paramétricas (Spearman) con las variables fisicoquímicas, utilizando el programa SigmaPlot V14.0.

## Resultados y Discusión

### Caracterización ambiental

Se definieron dos periodos de acuerdo con la precipitación acumulada: el periodo “seco” de noviembre 2022 a marzo 2023 (incluido febrero-abril 2022) y el periodo “lluvioso” de mayo a octubre de 2022. Hubo diferencias significativas ( $F=347$ ;  $p<0.0001$ ) entre temporadas, con 130 mm ( $16\pm 21$  mm) de precipitación en la estación seca y con 1118 mm ( $186\pm 71$  mm) en la estación lluviosa. La precipitación máxima se registró en julio y la mínima en enero-marzo, con un total acumulado de 1249 mm.

La T y el OD no presentaron diferencias significativas entre lagos ( $p>0.05$ ) pero sí entre temporadas ( $F>6.3$ ;  $p<0.05$ ). El pH y la  $K_{25}$  fueron mayores en El Sol con diferencias entre ambos periodos ( $F>5.5$ ;  $p<0.05$ ). La concentración de Clor-a fue significativamente mayor ( $F=68.5$ ;  $p<0.0001$ ) en El Sol que en La Luna, con valores más altos en la temporada cálida de lluvias ( $F=8.9$ ;  $p<0.05$ ), similar a lo reportado previamente (Alcocer *et al.*, 2004 y 2020b). Solamente el OD en El Sol presentó diferencias significativas entre la superficie y fondo ( $F=9.8$ ;  $p<0.05$ ), con valores más bajos ( $\sim 2-3$  mg  $\text{L}^{-1}$ ) en el fondo en julio, agosto y diciembre. Esto se debe a su régimen polimíctico cálido discontinuo a diferencia de La Luna que es polimíctico cálido continuo (Alcocer *et al.*, 2020b).

**Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de los lagos El Sol y La Luna para el periodo anual (febrero 2022 – marzo 2023)**

	El Sol					La Luna				
	T °C	OD mg $\text{L}^{-1}$	pH	$K_{25}$ $\mu\text{S cm}^{-1}$	Clor-a $\mu\text{g L}^{-1}$	T °C	OD mg $\text{L}^{-1}$	pH	$K_{25}$ $\mu\text{S cm}^{-1}$	Clor-a $\mu\text{g L}^{-1}$
<b>Promedio</b>	9.0	7.5	8.1	42	0.92	9.3	6.9	4.9	10	0.28
<b>Desviación estándar</b>	2.2	1.3	0.8	3	0.44	2.1	0.6	0.9	1	0.08
<b>Mínimo</b>	4.8	2.1	6.0	39	0.26	4.6	6	3.1	9	0.13
<b>Máximo</b>	13.0	9.2	9.0	47	1.72	13.0	8.2	7	12	0.47

T = temperatura, OD = oxígeno disuelto,  $K_{25}$  = conductividad eléctrica estandarizada a 25°C, Clor-a = Concentración de clorofila-a

### Concentración de CDOM

Los coeficientes de absorción ( $a_{\text{CDOM}}$ ) son un indicador de la cantidad relativa de CDOM. Teniendo en cuenta que  $a_{254}$  refleja principalmente compuestos aromáticos, y que en sistemas de aguas claras ultraoligotróficos, el  $a_{440}$  es cercano a 0 o incluso negativo, reportamos la concentración de CDOM como  $a_{350}$ , como lo sugieren Zhang *et al.* (2021). No se detectaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ) en las variables ópticas entre la superficie y fondo en ningún lago, por lo que se reportan los valores integrados.

El promedio anual de  $a_{350}$  registrado en El Sol ( $1.07 \pm 0.34 \text{ m}^{-1}$ ) fue casi el triple que en La Luna ( $0.40 \pm 0.27 \text{ m}^{-1}$ ), con diferencias entre ambos lagos y entre temporadas (interacción;  $F=5.4$ ;  $p<0.05$ ). Los valores más altos de  $a_{350}$  se registraron en julio para El Sol ( $1.54 \pm 0.14 \text{ m}^{-1}$ ) y marzo (2022) para La Luna ( $0.96 \pm 0.23 \text{ m}^{-1}$ ). Mientras tanto, el  $a_{350}$  mínimo de ambos lagos (El Sol= $0.53 \pm 0.11 \text{ m}^{-1}$ ; La Luna= $0.16 \pm 0.04 \text{ m}^{-1}$ ) se midió en abril (Figura 2a-b). Se observó una alta correlación entre los  $a_{\text{CDOM}}$  dentro de sus regiones del espectro de luz ultravioleta ( $a_{254}$ ;  $a_{320}$ ;  $a_{350}$ ;  $a_{365}$   $r^2=0.83-0.98$ ;  $p<0.001$ ), por lo que presentaron un comportamiento temporal similar, con valores significativamente mayores en El Sol. Los rangos de  $a_{\text{CDOM}}$  de ambos lagos son consistentes con estudios anteriores de lagos alpinos (Mladenov *et al.*, 2011, Su *et al.*, 2015). El  $a_{350}$  se correlacionó ( $p<0.05$ ) con el pH ( $r=0.65$ ), la  $K_{25}$  ( $r=0.61$ ) y la Clor-a ( $r=0.51$ ).

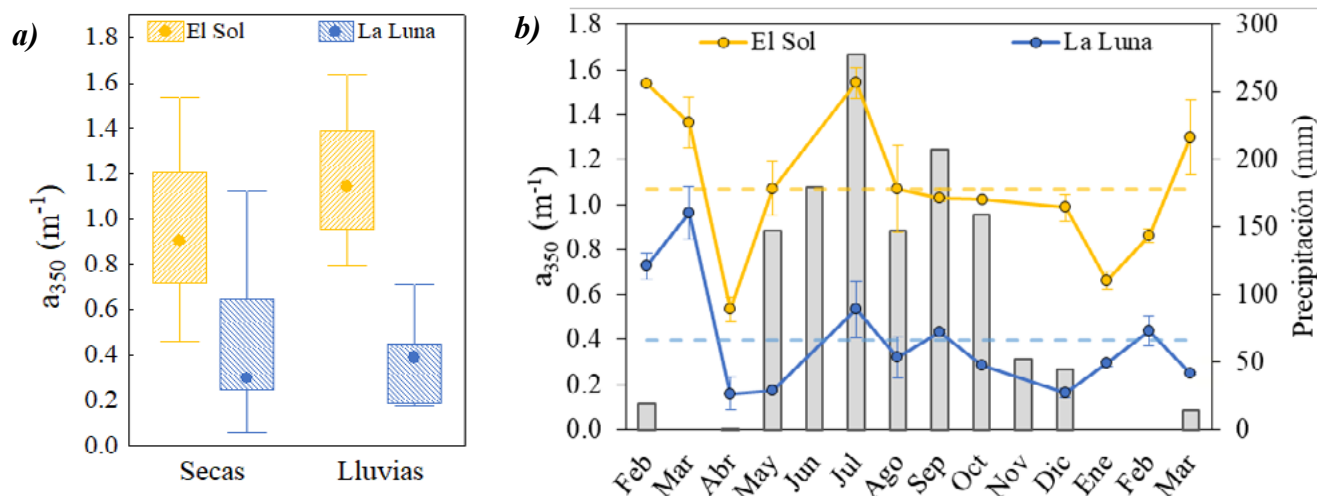


Figura 2. Diagramas de caja (a) y variación mensual (b) de la absorción promedio ( $\pm d.e$ ) de CDOM a 350 nm ( $a_{350}$ ) de los lagos El Sol y La Luna. En (a) se indica la mediana (círculo relleno), los percentiles y el rango. En (b) las líneas discontinuas corresponden al promedio anual para El Sol (naranja) y La Luna (azul). La precipitación mensual acumulada se muestra en barras.

Considerando que el  $a_{350}$  es un indicador del DOC a escala local (Massicotte *et al.*, 2017), la concentración de CDOM más elevada en El Sol es similar al DOC reportado previamente por Aucancela *et al.* (2020), con valores mayores en El Sol debido a sus condiciones de oligotrofia, mayor impacto antrópico (introducción de trucha) y mayor área de captación que La Luna (ultraoligotrófico). Además, el coeficiente de atenuación de luz es mayor en El Sol, lo que refleja la mayor turbidez (Alcocer *et al.*, 2020a), pero también la mayor concentración de CDOM registrada en comparación con La Luna. Dadas las condiciones de pH más extremas en el lago La Luna, la densidad microbiana y de fitoplancton es menos abundante que en El Sol (Cuna *et al.*, 2022). Esto sugiere que la producción autóctona de CDOM es más baja en La Luna, según la correlación directa entre los  $a_{\text{CDOM}}$  y la abundancia bacteriana para lagos alpinos (Mladenov *et al.*, 2011). Cabe mencionar que La Luna es un ecosistema sensible a la RUV, por lo cual se esperarían mayores tasas de fotodegradación, en comparación con El Sol, que tiene una mayor atenuación UV en la zona superior de la columna de agua (Alcocer *et al.*, 2020a).

Se observó una variación sincrónica de  $a_{350}$  en ambos lagos (Figura 2b), probablemente debido a los efectos regionales (precipitación, radiación, temperatura y viento), como se ha descrito previamente para lagos de la Patagonia (Gerea *et al.*, 2017). Se ha demostrado que los aportes atmosféricos (depósito húmedo y seco) tienen mayores efectos sobre la CDOM de lagos alpinos que la escorrentía superficial y aportes de la vegetación terrestre poco desarrollada (Mladenov *et al.*, 2011).

El  $a_{350}$  de El Sol fue mayor en lluvias (Figura 2a), lo cual podría asociarse al efecto de la precipitación acumulada. Sin embargo, la alta correlación de  $a_{350}$  con la concentración de Clor-a, que presentó mayores valores en lluvias por el aporte de nutrientes (Alcocer *et al.*, 2004), sugiere que la CDOM de El Sol es mayoritariamente autóctona, por el aporte de fitoplancton, algas bentónicas y su posterior

descomposición. Se debe agregar que se presentaron picos altos de  $a_{350}$  en la temporada seca (febrero-marzo; Figura 2a), periodo de menor productividad limitado por las bajas temperaturas (Alcocer *et al.*, 2004). Ibarra-Morales *et al.* (2020) mencionan que los vientos dominantes durante la estación fría-seca soplan en dirección SO-NE y hay un transporte de compuestos orgánicos derivados de tierras agrícolas que rodean la base del volcán Nevado de Toluca. Además, se ha demostrado que durante los primeros eventos de precipitación en la época seca (como sucedió en febrero 2022 y marzo 2023), las concentraciones de CDOM del agua de lluvia son significativamente más altas por el “lavado” de sustancias acumuladas derivadas de la quema de residuos de cultivos y polvo antropogénico. Por el contrario, la CDOM del agua de lluvia recolectada en la temporada de mayor precipitación es menor por un efecto de dilución (Zhang *et al.*, 2014).

En La Luna no se diferencia un efecto temporal de  $a_{350}$ , pero sí valores más altos en febrero-marzo (Figura 2). Alcocer *et al.* (2020c) mencionan que el contenido de C orgánico de los suelos alrededor del lago La Luna es mayor que en El Sol. Lo anterior, sumado a que los vientos durante la estación seca soplan directamente sobre La Luna (Barba-López *et al.*, 2021), sugiere que los aportes alóctonos de CDOM, derivados del depósito seco y arrastre de sedimentos de su cuenca de drenaje, son más importantes en La Luna. Esto es similar a lo reportado recientemente, donde el aporte de C orgánico terrestre (es decir, pastizal y zacatonal alpino) representa una proporción mayor en La Luna que en El Sol (Alcocer *et al.*, 2020c, Jiménez-Seinos *et al.*, 2023).

La mayor incidencia de RUV en el Nevado de Toluca se ha registrado durante la temporada fría-seca (diciembre a abril), con valores más bajos en los meses cálidos y lluviosos (mayo-noviembre; Alcocer *et al.*, 2020b). En este estudio, la radiación solar media (30 días antes del muestreo) máxima se midió en abril ( $\sim 302 \text{ W m}^{-2}$ ; SMN-CONAGUA, 2023), lo que aumentaría significativamente la fotodegradación de la CDOM, disminuyendo el  $a_{350}$  de ambos lagos (Figura 2b).

### Fuentes y procesamiento de CDOM

La  $S_{275-295}$  presentó diferencias significativas entre ambos lagos ( $F=8.3$ ;  $p<0.01$ ) independientemente de la temporada, con un promedio anual en El Sol de  $0.024\pm 0.003 \text{ nm}^{-1}$  y en La Luna de  $0.022\pm 0.007 \text{ nm}^{-1}$  (Figura 3a). La  $S_{275-295}$  se correlacionó ( $p<0.05$ ) de forma positiva con el PM definido como  $a_{250}/a_{365}$  ( $r = 0.80$ ) y negativa con la precipitación ( $r = -0.49$ ) y el coeficiente de pendiente espectral  $S_R$  ( $r = -0.60$ ).

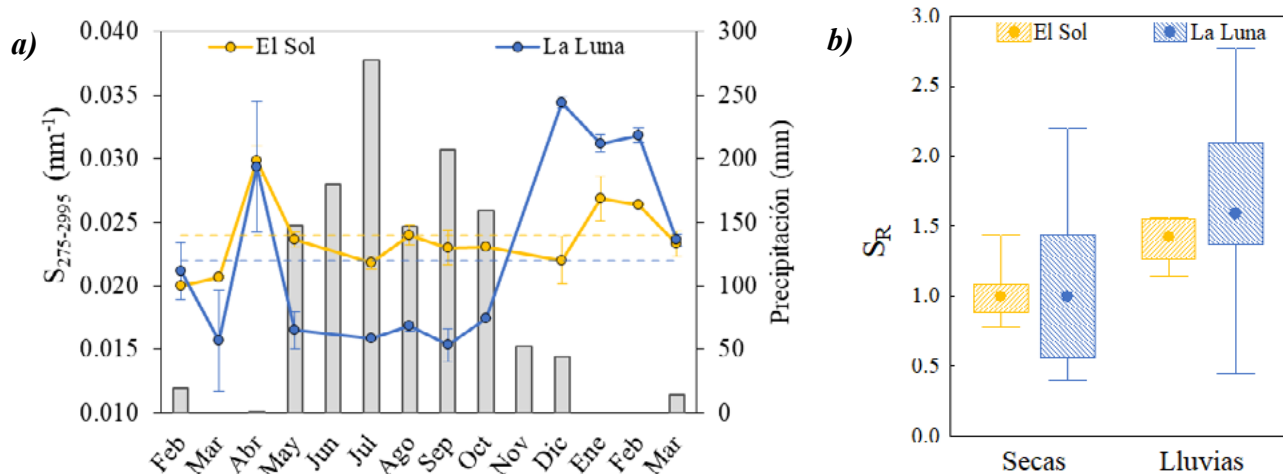


Figura 3. Variación mensual (a) de la pendiente espectral ( $S_{275-295}$ ) y diagramas de caja (b) del coeficiente de pendiente espectral ( $S_R$ ) de los lagos El Sol y La Luna. En (a) las líneas discontinuas corresponden al promedio anual para El Sol (naranja) y La Luna (azul) y la precipitación mensual acumulada (30 días previos al muestreo) se muestra en barras. En (b) se indica la mediana (círculo relleno), los percentiles y el rango de  $S_R$ .

Los valores de  $S_R$  fluctuaron entre 0.8 y 1.6 en El Sol ( $1.2\pm 0.3$ ) y entre 0.44 y 2.5 en La Luna ( $1.3\pm 0.7$ ). En ambos lagos, el  $S_R$  mínimo y máximo se registraron en enero y julio, respectivamente. No se observó



una diferencia significativa del  $S_R$  entre lagos, pero sí entre temporadas ( $F=9.1$ ;  $p<0.005$ ), con valores más altos en lluvias (Figura 3b). El  $S_R$  se correlacionó ( $p<0.05$ ) con los  $a_{CDOM}$  ( $r>0.33$ ), con la T del agua ( $r=0.37$ ), la precipitación acumulada ( $r=0.45$ ), el OD ( $r=-0.38$ ) y con el PM ( $r=-0.84$ ).

$S_{275-295}$  y  $S_R$  cambian en función de las fuentes y procesamiento de DOM. (Helms *et al.*, 2008). Los valores de  $S_R>1$  son indicativos de un enriquecimiento de compuestos de bajo PM (menor humificación), derivados de fuentes autóctonas o de procesos de fotodegradación (rompimiento de enlaces y pérdida de DOM de alto PM). Mientras tanto, los valores de  $S_R<1$  se atribuyen a un mayor contenido de compuestos de alto PM, de origen terrestre (Helms *et al.*, 2008).

La  $S_{275-295}$  es independiente de la concentración de CDOM y está inversamente relacionada a su PM (Su *et al.*, 2015). La  $S_{275-295}$  fue mayor en El Sol que La Luna. Por lo tanto, el tamaño molecular de CDOM más pequeño en El Sol se asocia a la acumulación y descomposición microbiana de la vegetación sumergida y fitoplancton, más abundantes que en La Luna.  $S_R$  se correlacionó positivamente con los  $a_{CDOM}$ , lo que indica mayor contribución de CDOM autóctona en El Sol en lluvias ( $S_R>1$ ) y alóctona de alto PM proveniente del depósito atmosférico en secas (Figura 3b;  $S_R\sim 1$ ). Los valores mayores de  $S_{275-295}$  se calcularon para los meses secos (abril, diciembre-enero) de alta incidencia de RUV, lo que promueve la fotodegradación de CDOM en esta temporada y acumula compuestos de menor PM.

La  $S_{275-295}$  permanece relativamente estable, excepto en los picos de máxima RUV (Figura 3a). Esto sugiere que el principal reservorio de CDOM en La Luna es de origen alóctono de alto PM (p.ej., DOM terrígena menos degradada y aromática), proveniente del depósito atmosférico y de su cuenca de drenaje. Sin embargo, el DOM alóctono es más susceptible al procesamiento fotoquímico que el material autóctono (Catalán *et al.*, 2013), por lo que la CDOM en la Luna es rápidamente degradada en los meses de alta RUV. Esto explicaría la alta variabilidad de la  $S_R$  en La Luna en ambas temporadas, a diferencia de El Sol, que posee una mayor turbidez, mayor atenuación UV y posiblemente menores tasas de fotodegradación de CDOM.

## Conclusiones

Como se observó para los lagos El Sol y La Luna, las propiedades ópticas, las fuentes y la composición química de la CDOM, juegan un papel fundamental en los lagos alpinos remotos, que muestran tendencias en función de los aportes atmosféricos, la radiación solar incidente y el procesamiento bacteriano (Mladenov *et al.*, 2011). Los resultados de este estudio indican que El Sol tiene mayor concentración de CDOM que su vecino La Luna (evidenciada por el coeficiente de absorción  $a_{350}$ ). Contrario a lo esperado, los aportes autóctonos de CDOM en El Sol son más importantes durante la temporada de lluvias ( $S_R>1$ ), mientras que, durante la estación fría-seca, el ingreso alóctono de CDOM de alto peso molecular ( $S_R\sim 1$ ), derivado de los suelos agrícolas alrededor del nevado, son probablemente el principal impulsor de absorción de CDOM. En La Luna, los aportes autóctonos de CDOM son reducidos debido al pH ácido, menor abundancia bacteriana, ausencia de macrófitos y a la alta radiación UV que limita el desarrollo de fitoplancton. La menor  $S_{275-295}$  en La Luna sugiere que el reservorio principal de CDOM se caracteriza por compuestos de alto peso molecular derivados fundamentalmente de aportes atmosféricos y de su cuenca de drenaje. Sin embargo, sus condiciones de mayor sensibilidad a la RUV promueven una fotodegradación más intensa que en El Sol, lo que se ve reflejado en altas pendientes espectrales. No se distinguieron diferencias de la CDOM entre la superficie y fondo en ningún caso. Futuros estudios deben incluir sistemáticamente el efecto a largo plazo del depósito seco y húmedo sobre la composición de CDOM y su relación con el DOC de ambos lagos para dilucidar los procesos biogeoquímicos en los dos únicos LAM en México.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue financiado por el proyecto PINCC 2020-2021 “Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: *Papel en la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México*” y PINCC 2023 “Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: *Papel en la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México. Segunda parte. Eutroficación y emisión de GEI.*” Un agradecimiento especial al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM y a los colegas del equipo de Limnología Tropical de la FES Iztacala (UNAM) por su apoyo en el trabajo de campo. Asimismo, a la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna de la Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México, que proporcionó el permiso para llevar a cabo esta investigación científica en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca.

## Literatura citada

- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller, D. M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G. A. Weyhenmeyer, y M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2283–2297. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2283](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283).
- Alcocer, J., L. A. Oseguera, E. Escobar, L. Peralta, y A. Lugo. 2004. Phytoplankton Biomass and Water Chemistry in Two High-Mountain Tropical Lakes in Central Mexico. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36:342–346. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2004\)036](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2004)036).
- Alcocer, J., C. N. Delgado, y R. Sommaruga. 2020a. Photoprotective compounds in zooplankton of two adjacent tropical high mountain lakes with contrasting underwater light climate and fish occurrence. *Journal of Plankton Research* 42:105–118. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbaa001>.
- Alcocer, J., J. Roberson, L. A. Oseguera, y W. M. Lewis. 2020b. Rhythmic episodes of heating and cooling control thermal stratification of two tropical high mountain lakes. *Aquatic Sciences* 82:1–11. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00731-1>.
- Alcocer, J., A. C. Ruiz-Fernández, L. A. Oseguera, M. Caballero, J. A. Sanchez-Cabeza, L. H. Pérez-Bernal, y D. M. Hernández-Rivera. 2020c. Sediment carbon storage increases in tropical, oligotrophic, high mountain lakes. *Anthropocene* 32:100272. <https://doi.org/10.1016/J.ANCENE.2020.100272>.
- Arar, E. J., y G. B. Collins. 1997. Method 445.0 In vitro determination of Chlorophyll a and Pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence. Página U.S. Environmental Protection Agency, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. National Exposure Research Laboratory, Cincinnati.
- Armienta, M. A., D. la S. De La Cruz-Reyna, y J. L. Macías. 2000. Chemical characteristics of the crater lakes of Popocatepetl, El Chichon, and Nevado de Toluca volcanoes, Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 97:105–125. [https://doi.org/10.1016/S0377-0273\(99\)00157-2](https://doi.org/10.1016/S0377-0273(99)00157-2).
- Aucancela, R., J. Alcocer, I. Soria-Reinoso, L. A. Oseguera-Pérez, y D. Ibarra-Morales. 2020. Carbono orgánico disuelto en dos lagos tropicales de alta montaña, El Sol y La Luna, Nevado de Toluca. 98–104. En: M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez, y M. Bolaños (eds). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Texcoco, Estado de México, México.* 603 p.
- Barba-López, M. del R., A. Filonov, J. Alcocer, L. Ladah, y I. Tereshchenko. 2021. Complex interactions between meteorological parameters and the thermal regime of two tropical, high altitude crater lakes (Nevado de Toluca, Mexico). *Science of the Total Environment* 771. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145310>.
- Battin, T. J., S. Luyssaert, L. A. Kaplan, A. K. Aufdenkampe, A. Richter, y L. J. Tranvik. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2:598–600. <https://doi.org/10.1038/ngeo618>.
- Catalán, N., B. Obrador, M. Felip, y J. L. Pretus. 2013. Higher reactivity of allochthonous vs. autochthonous DOC sources in a shallow lake. *Aquatic Sciences* 75:581–593. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0302-y>.
- Cuna, E., J. Alcocer, M. Gaytán, y M. Caballero. 2022. Phytoplankton Biodiversity in Two Tropical, High Mountain Lakes in Central Mexico. *Diversity* 14:1–17. <https://doi.org/10.3390/d14010042>.
- Gerea, M., G. L. Pérez, F. Unrein, C. Soto Cárdenas, D. Morris, y C. Queimaliños. 2017. CDOM and the underwater light climate in two shallow North Patagonian lakes: evaluating the effects on nano and microphytoplankton community structure. *Aquatic Sciences* 79:231–248. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0493-0>.
- Helms, J. R., A. Stubbins, J. D. Ritchie, E. C. Minor, D. J. Kieber, y K. Mopper. 2008. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography* 53:955–969. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>.
- Ibarra-Morales, D., J. Alcocer, L. A. Oseguera, y R. Sosa-Echeverría. 2020. Bulk Deposition and Main Ionic Composition in a Remote Tropical Region: Nevado de Toluca, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution* 231. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04785-7>.
- Ibarra-Morales, D., R. A. Silva-Aguilera, L. A. Oseguera, M. Merino-Ibarra, y J. Alcocer. 2022. Impacts of global change on two tropical, high mountain lakes in Central Mexico. *Science of The Total Environment* 852:158521. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158521>.
- Jiménez-Seinos, J. L., J. Alcocer, y D. Planas. 2023. Food web differences between two neighboring tropical high mountain lakes and the influence of introducing a new top predator. *PLOS ONE* 18:e0287066. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0287066>.
- Li, P., y J. Hur. 2017. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47:131–154. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>.
- Massicotte, P., E. Asmala, C. Stedmon, y S. Markager. 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum:

- Across rivers, lakes and oceans. *Science of the Total Environment* 609:180–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.076>.
- Mladenov, N., R. Sommaruga, R. Morales-Baquero, I. Laurion, L. Camarero, M. C. Diéguez, A. Camacho, A. Delgado, O. Torres, Z. Chen, M. Felip, y I. Reche. 2011. Dust inputs and bacteria influence dissolved organic matter in clear alpine lakes. *Nature Communications* 2:1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms1411>.
- SMN-CONAGUA. 2023. Información Estadística Climatológica. México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica> (Consulta: julio 16, 2023).
- Sobek, S., L. J. Tranvik, Y. T. Prairie, P. Kortelainen, y J. J. Cole. 2007. Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnology and Oceanography* 52:1208–1219. <https://doi.org/10.4319/LO.2007.52.3.1208>.
- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 62:35–42. [https://doi.org/10.1016/S1011-1344\(01\)00154-3](https://doi.org/10.1016/S1011-1344(01)00154-3).
- Su, Y., F. Chen, y Z. Liu. 2015. Comparison of optical properties of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in alpine lakes above or below the tree line: Insights into sources of CDOM. *Photochemical and Photobiological Sciences* 14:1047–1062. <https://doi.org/10.1039/c4pp00478g>.
- Tranvik, L. J., J. A. Downing, J. B. Cotner, S. A. Loiselle, R. G. Striegl, T. J. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. B. Knoll, P. L. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. M. Leech, S. L. McCallister, D. M. McKnight, J. M. Melack, E. Overholt, J. A. Porter, Y. Prairie, W. H. Renwick, F. Roland, B. S. Sherman, D. W. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. J. Vanni, A. M. Verschoor, E. von Wachenfeldt, y G. A. Weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54:6 2298-2314. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2298](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298)
- Zhang, Y., G. Gao, K. Shi, C. Niu, Y. Zhou, B. Qin, y X. Liu. 2014. Absorption and fluorescence characteristics of rainwater CDOM and contribution to Lake Taihu, China. *Atmospheric Environment* 98:483–491. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.038>.
- Zhang, Y., L. Zhou, Y. Zhou, L. Zhang, X. Yao, K. Shi, E. Jeppesen, Q. Yu, y W. Zhu. 2021. Chromophoric dissolved organic matter in inland waters: Present knowledge and future challenges. *Science of the Total Environment* 759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143550>.

## 2.3. Variación espacial y temporal de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O disuelto en lagos kársticos tropicales

Vargas-Sánchez Mariana<sup>1,\*</sup>; Alcocer Javier<sup>2</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup> y Oseguera-Pérez Luis<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup>Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

<sup>3</sup>Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MNCN-CSIC).

\*Autor de correspondencia: marianavs@me.com

### Resumen

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales son fuentes importantes de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera a nivel mundial. Sin embargo, existen muy pocos estudios sobre la concentración y evasión de GEI en sistemas acuáticos kársticos y hasta el momento se sabe poco sobre cuál es su contribución al cambio global. El presente trabajo estudia la variación espacial y temporal de las concentraciones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en tres lagos kársticos del Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM), Chiapas y su relación con variables ambientales asociadas al estado trófico de los cuerpos de agua. Se analizaron las dos temporadas climáticas tropicales (cálida/lluvia y fría/seca). La concentración de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O se estimó siguiendo la técnica del espacio de cabeza utilizando He como gas de intercambio. Los tres lagos estudiados presentaron sobresaturación de los tres gases en relación con el equilibrio atmosférico en ambas temporadas de muestreo. La concentración de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O osciló entre 13.0 – 168.6 μmol L<sup>-1</sup>, 0.02 – 364.1 μmol L<sup>-1</sup> y 0.01 – 0.17 μmol L<sup>-1</sup>, respectivamente. Se observó una distribución vertical diferencial en la temporada cálida/lluvias asociada a la estratificación térmica de los lagos. En la temporada fría/secas la concentración fue homogénea debido a la mezcla de la columna de agua. En general, las concentraciones de GEI aumentaron con el grado de eutrofización de los lagos y se encuentran en el rango de otros cuerpos de agua tropicales. Los lagos kársticos tropicales del PNLM son fuentes importantes de GEI a la atmósfera.

**Palabras clave:** *GEI; carbono; nitrógeno; eutrofización; Chiapas.*

### Abstract

Epicontinental aquatic ecosystems are significant sources of greenhouse gases (GHG) worldwide. However, there are only a few studies on the concentration and evasion of GHGs in karst aquatic systems. Hence, very little is known about their contribution to global change. This study examines the spatial and temporal variation of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O concentrations in three karst lakes of the “Lagunas de Montebello” National Park (PNLM) in Chiapas. It also explores the relationship between these concentrations and environmental variables linked to the trophic state of the water bodies. The study analyzes both tropical climatic seasons (i.e., the warm/rainy and cold/dry). The concentration of GHG was estimated using the headspace technique with He as the exchange gas. The study found that the three lakes showed supersaturation of the three gases in both sampling seasons, exceeding the atmospheric balance. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O concentrations ranged between 13.0 – 168.6 μmol L<sup>-1</sup>, 0.02 – 364.1 μmol L<sup>-1</sup>, and 0.01 – 0.17 μmol L<sup>-1</sup>, respectively. In the warm/rainy season, a differential vertical distribution was observed associated with the thermal stratification of the lakes. In contrast, in the cold/dry season, the concentration was homogeneous due to the mixing of the water column. In general, GHG concentrations increase with the degree of eutrophication of lakes and are similar to those found

in other tropical water bodies. The study concludes that the tropical karst lakes of the PNLM are significant sources of GHGs in the atmosphere.

**Keywords:** *GHG; carbon; nitrogen; eutrophication; Chiapas.*

## Introducción

Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) son los tres gases de efecto invernadero (GEI) más estudiados debido a su alto potencial de calentamiento global<sup>1</sup> y su reciente aumento de concentración en la atmósfera (Ciais *et al.*, 2013). Los sistemas acuáticos epicontinentales son sitios importantes en la dinámica del C y N debido a que en ellos tienen lugar diversos procesos aeróbicos y anaeróbicos que resultan en la producción o consumo de GEI (Ortiz-Llorente y Álvarez-Cobelas, 2012; Raymond *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2021; Prairie y Cole, 2022).

Las variaciones espaciales y temporales de la concentración de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en los lagos tropicales han sido menos documentadas en comparación con las zonas templadas y boreales (Huttunen *et al.*, 2003; Karlsson *et al.*, 2013; Denfeld *et al.*, 2015). En las zonas tropicales los procesos metabólicos tienen mayor intensidad que implican mayores tasas de producción y/o consumo de GEI en comparación con las zonas templadas debido a la elevada temperatura (Barros *et al.*, 2011; Raymond *et al.*, 2013; Amado y Roland, 2017). Diversos estudios demuestran que el procesamiento de C y N en los lagos está estrechamente relacionado con el estado trófico de los cuerpos de agua (Drake *et al.*, 2018, DelSontro *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2021). Sin embargo, se sabe muy poco sobre las principales variables que controlan la dinámica de los GEI en el ambiente acuático.

Los lagos kársticos son sistemas peculiares debido a que la acción simultánea de procesos biológicos, la litología regional y los aportes de agua subterránea, determina el balance de C y N en ellos (Liu *et al.*, 2010). Como la mayoría de los sistemas acuáticos, los lagos kársticos no han escapado de la contaminación del agua y la eutrofización. Las “Lagunas de Montebello” representan uno de los sistemas kársticos más importantes de México el cual está conformado por más de 130 cuerpos de agua con diferentes características morfológicas (Alcocer *et al.*, 2016) y ecológicas (Rivera *et al.*, 2019; Vargas-Sánchez *et al.*, 2022). En el presente trabajo se estudió la variación espacial y temporal de las concentraciones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en tres lagos kársticos con diferente estado trófico y su relación con variables ambientales de los cuerpos de agua.

## Materiales y Métodos

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) se localiza en el sureste de Chiapas (16°04'-16°10' N y 91°37'-91°47' O, 1,500 m s.n.m; Figura 1) y abarca una superficie aproximada de 6,425 ha entre los municipios de La Independencia y La Trinitaria (CONANP, 2011). Aunque el Río Grande de Comitán desemboca en las lagunas del extremo NO del PNLN, el aporte de agua subterránea es el más relevante. El clima es templado lluvioso con un verano largo, fresco y húmedo, con un régimen de precipitaciones típico de verano [Cb(m)(f)ig] (García, 2004). Para el estudio se seleccionaron tres lagos con estado trófico contrastante: Tziscoa (prístino/ultra-oligotrófico; TZ), San José (prístino/oligotrófico; SJ) y San Lorenzo (impactado-eutrófico; SL). Los muestreos se llevaron a cabo en dos temporadas climáticas (hidrodinámicas) contrastantes: la cálida/lluvias (estratificación de noviembre 2021) y la fría/seca (circulación de febrero 2022). Se midieron *in situ* perfiles verticales metro a metro de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (K<sub>25</sub>) y pH mediante una sonda

<sup>1</sup> El **potencial de calentamiento global** (GWP por sus siglas en inglés) es una medida que combina los efectos de la influencia radiactiva de un gas en la atmósfera en relación con el CO<sub>2</sub>, así como el tiempo de residencia del gas en la atmósfera. El CO<sub>2</sub> es el estándar con el que se comparan otros gases, por lo que tiene un GWP de 1 (CO<sub>2</sub>eq) (IPCC, 2013).

multiparamétrica marca *Hydrolab* modelo DS5X (precisión T:  $\pm 0.10^{\circ}\text{C}$ , OD:  $\pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $K_{25}$ :  $1 \mu\text{S cm}^{-1}$ , pH: 0.2) acoplado a un sistema de captura de información modelo SVR4a. Se realizó la calibración correspondiente previa a cada muestreo.

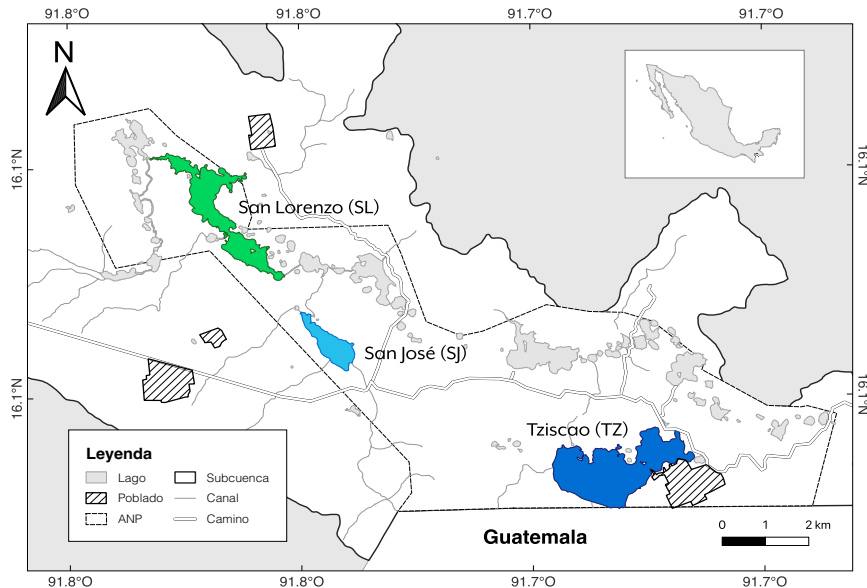


Figura 1. Localización del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas, México.

Con base en los perfiles verticales se seleccionaron tres profundidades de muestreo que representaron la heterogeneidad ambiental de la columna de agua. Se tomaron muestras de agua con una botella muestreadora de agua *UWITEC* de 5 L de capacidad para la determinación de la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), clorofila “a” (Clor-a), sólidos suspendidos totales (SST) y GEI disueltos. Se estimó la transparencia del agua mediante la profundidad del disco de Secchi ( $Z_{DS}$ ). Los análisis para determinar la concentración de nutrientes se realizaron siguiendo los métodos propuestos por Solórzano (1969). Para la determinación de la Clor-a se siguió el método 445.0 de la USEPA (Arar y Collins 1997). La extracción de los GEI se realizó siguiendo la técnica del espacio de cabeza, con 40 ml de agua en jeringas de 60 ml, usando He como gas de intercambio. Se tomaron muestras de aire *in situ* para estimar el equilibrio atmosférico. La concentración de los gases se estimó por cromatografía de gases. Finalmente, se realizaron análisis de varianza para comparar las concentraciones entre temporadas, entre lagos y entre las profundidades en las que fueron tomadas las muestras y se utilizaron modelos de regresión múltiple (MRM) paso a paso para identificar qué factor ambiental explicaba mejor la variación en GEI en cada temporada. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R Core Team (2016).

## Resultados y discusión

Los lagos presentaron características fisicoquímicas y biológicas con amplios rangos de variación temporal y espacial (Cuadro 1). Únicamente la T, el OD, el pH, la  $K_{25}$  y el  $\text{N-NO}_3$  presentaron variaciones estacionales significativas (ANOVA,  $p < 0.05$ ). El resto de las variables (Clor-a, SST,  $\text{N-NO}_2$ ,  $\text{P-PO}_4$  y  $Z_{SD}$ ) mostraron valores similares en ambas temporadas de muestreo (ANOVA,  $p > 0.05$ ). Sin embargo, todas las variables (excepto el pH) mostraron variación significativa entre lagos (ANOVA,  $p < 0.05$ ). Durante la temporada cálida/lluvias, los lagos se encontraban estratificados térmicamente. TZ y SL presentaron termo y oxiclinas profundas (31-34 m y 11-13 m, respectivamente) en comparación con SJ el cual presentó termo y oxiclinas superficiales ( $\sim 3 - 5 \text{ m}$ ). Durante la temporada fría/seca, TZ y SJ presentaron columnas de agua completamente oxigenadas mientras que SL presentó anoxia por

debajo de los 8 m debido a la alta carga de materia orgánica que este recibe. La concentración de Clor-a en SL fue cerca de 80 y 50 veces mayor en comparación con TZ y SJ, respectivamente ( $p < 0.05$ ). La concentración de SST fue superior en SL en contraste con SJ y TZ ( $p < 0.05$ ). En concordancia, SL presentó los valores más bajos de transparencia de la columna de agua y TZ los más elevados (Cuadro 1). SL presentó los valores más elevados de P-PO<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub> y N-NH<sub>4</sub>, mientras que SJ presentó los valores más altos de N-NO<sub>3</sub>. TZ fue el lago con las concentraciones más bajas de nutrientes (P-PO<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub> y N-NH<sub>4</sub>) (Cuadro 2).

**Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica de los lagos en estudio durante la temporada cálida/lluvias (C/L) y la temporada fría/seca (F/S). (Temp: temporada, X: promedio, DE: desviación estándar).**

Lago	Temp	T (°C)		DO (mg L <sup>-1</sup> )		pH		K <sub>25</sub> (μS cm <sup>-1</sup> )		SST (mg L <sup>-1</sup> )		Clor-a (μg L <sup>-1</sup> )		Z <sub>DS</sub> (m)
		X	DE	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE	
TZ	C/L	21.8	1.1	7.2	3.6	8.5	0.3	235	9.3	1.2	0.3	0.6	0.1	7.2
	F/S	19.2	0.5	5.4	0.6	8.5	0.1	242	1.9	1.6	1.0	0.5	0.1	7.0
SJ	C/L	20.9	0.7	7.5	2.2	9.1	0.1	338	8.8	4.4	2.6	1.0	0.1	3.5
	F/S	21.4	0.6	6.0	0.2	7.6	0.1	333	0.9	2.9	1.3	0.8	0.1	2.3
SL	C/L	21.2	1.3	4.7	2.8	7.7	0.4	518	77.8	9.4	6.5	46.3	10.1	0.6
	F/S	20.8	0.6	6.1	5.0	9.1	0.6	609	17.2	7.2	0.7	50.8	8.5	0.4

**Cuadro 2. Concentración de nutrientes durante la temporada cálida/lluvias (C/L) y la temporada fría/seca (F/S). (Temp: temporada, X: promedio, DE: desviación estándar).**

Lago	Temp	P-PO <sub>4</sub> (μmol L <sup>-1</sup> )		N-NO <sub>3</sub> (μmol L <sup>-1</sup> )		N-NO <sub>2</sub> (μmol L <sup>-1</sup> )		N-NH <sub>4</sub> (μmol L <sup>-1</sup> )	
		X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
TZ	C/L	0.06	0.00	0.31	0.35	0.10	0.02	0.13	0.04
	F/S	0.46	0.37	4.20	0.51	0.14	0.09	2.02	1.09
SJ	C/L	0.03	0.01	5.45	3.62	0.44	0.08	3.40	2.44
	F/S	0.07	0.04	3.98	1.47	0.13	0.10	2.70	1.31
SL	C/L	2.01	0.83	16.48	23.83	0.72	0.43	18.37	12.90
	F/S	1.25	0.02	1.67	0.99	0.17	0.07	11.46	13.33

Los lagos presentaron sobreesaturación de CO<sub>2</sub> en relación con el equilibrio atmosférico ( $10.9 \pm 0.6$  μmol CO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) durante ambas temporadas de muestreo. La concentración de CO<sub>2</sub> (C<sub>CO2</sub>) osciló entre 13.0 – 168.6 μmol L<sup>-1</sup> y presentó claras diferencias entre temporadas ( $p < 0.001$ ) con un promedio de  $41.9 \pm 35.3$  μmol L<sup>-1</sup> durante la temporada cálida/lluvias en comparación con  $20.9 \pm 7.2$  μmol L<sup>-1</sup> en la temporada fría/secas (Figura 2); probablemente las temperaturas más altas del agua la temporada cálida/lluvias incrementan la productividad primaria e impulsan los procesos de mineralización de la MO, responsable del consumo de OD y de la metanogénesis (Sjögersten et al., 2014). Los lagos presentaron sobreesaturación de CH<sub>4</sub> en relación con el equilibrio atmosférico ( $0.04 \pm 0.01$  μmol CH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>) durante ambas temporadas de muestreo (con excepción de SJ durante la temporada cálida/lluvias). La concentración de CH<sub>4</sub> (C<sub>CH4</sub>) osciló entre 0.02 – 364.1 μmol L<sup>-1</sup> sin diferencias entre temporadas ( $p > 0.05$ ). Únicamente SL presentó sobreesaturación de N<sub>2</sub>O en relación con el equilibrio atmosférico ( $0.03 \pm 0.004$  μmol N<sub>2</sub>O L<sup>-1</sup>) durante ambas temporadas de muestreo. TZ y SJ presentaron sobreesaturación de N<sub>2</sub>O únicamente en la temporada fría/seca. La concentración de N<sub>2</sub>O (C<sub>N2O</sub>) osciló entre 0.01 – 0.17 μmol L<sup>-1</sup> sin diferencias entre temporadas ( $p > 0.05$ ). Se observó que existen diferencias significativas en la C<sub>CO2</sub> y C<sub>CH4</sub> en los lagos ( $p < 0.05$ ). TZ presentó los valores más bajos de CO<sub>2</sub> disuelto ( $19.9 \pm 10.8$  μmol L<sup>-1</sup>) y SL los más elevados ( $35.1 \pm 17.8$  μmol L<sup>-1</sup>) ( $p < 0.05$ ). En el caso del CH<sub>4</sub>, SJ presentó los valores más bajos ( $0.13 \pm 0.1$  μmol L<sup>-1</sup>) y SL los más elevados ( $4.6 \pm 14.1$  μmol L<sup>-1</sup>) ( $p < 0.05$ ). Lo anterior sugiere que el estado trófico y el proceso de eutrofización de los cuerpos de agua tiene una relación directa y de manera constante a lo largo del año con la C<sub>CO2</sub> y C<sub>CH4</sub>. La C<sub>N2O</sub> no presentó variación significativa entre los lagos ( $p > 0.05$ ). Las concentraciones de GEI medidas en TZ y SJ están en el rango de otros cuerpos de agua tropicales, mientras que las concentraciones registradas en SL son

cerca de dos veces superiores a las reportadas en trabajos previos (Aufdenkampe et al., 2011; Raymond et al., 2013, Borges et al., 2023).

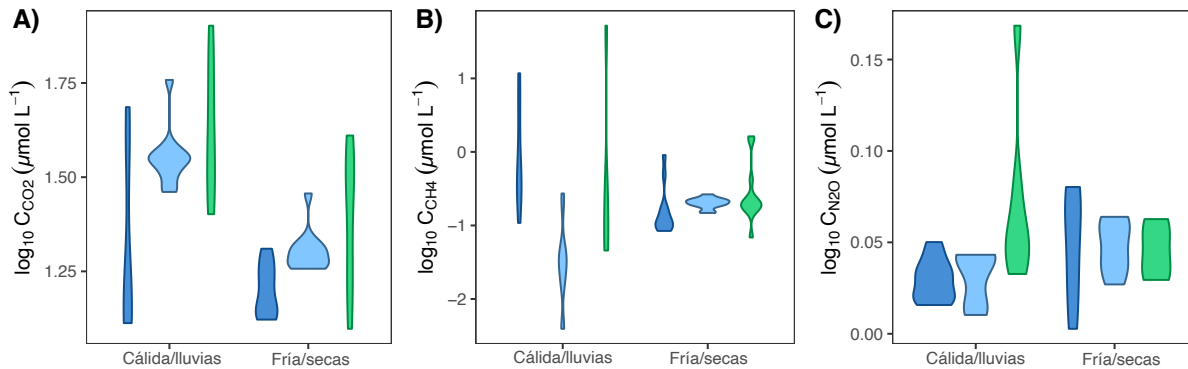


Figura 2. Gráfico de violín del  $\log_{10}$  de la concentración de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{N}_2\text{O}$  en Tzisco (azul oscuro), San José (azul claro) y San Lorenzo (verde).

Los tres GEI mostraron patrones espaciales claros relacionados con los cambios estacionales en la estratificación y la mezcla vertical. Durante la temporada cálida/lluvias, la  $C_{\text{CO}_2}$  y  $C_{\text{CH}_4}$  fue más elevada en el hipolimnion de TZ y SL ( $p < 0.05$ , Cuadro 3) debido a que la anoxia estimuló la metanogénesis y la estratificación térmica limitó el intercambio vertical de gases por difusión vertical, lo que condujo a que los gases se almacenaran en el hipolimnion. En SJ, la  $C_{\text{CH}_4}$  fue más elevada en la superficie sugiriendo producción de  $\text{CH}_4$  aún en condiciones óxicas (Tang et al., 2022). La concentración de  $\text{N}_2\text{O}$  no presentó variación espacial vertical de ningún lago (KW,  $p > 0.05$ ). Durante la temporada fría/seca y en respuesta a que la columna de agua se encontraba en circulación en los tres lagos la  $C_{\text{CO}_2}$ ,  $C_{\text{CH}_4}$  y  $C_{\text{N}_2\text{O}}$  fue homogénea ( $p > 0.05$ ).

Cuadro 3. Concentración promedio (X) y desviación estándar (DE) de los GEI disueltos en la columna de agua de Tzisco (TZ), San José (SJ) y San Lorenzo (SL).

Lago	Temporada	Z (m)	$C_{\text{CO}_2}$ ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )		$C_{\text{CH}_4}$ ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )		$C_{\text{N}_2\text{O}}$ ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ )	
			X	DE	X	DE	X	DE
TZ	Cálida/lluvias	0	13.88	0.09	0.39	0.09	0.03	0.00
		34	14.79	2.19	0.32	0.04	0.03	0.01
		40	42.35	6.20	7.52	5.79	0.03	0.01
	Fría/secas	0	17.36	1.62	0.43	0.38	0.05	
		20	16.42	0.58	0.11	0.03	0.04	
		45	14.43	0.95	0.10	0.01	0.05	
SJ	Cálida/lluvias	0	35.22	0.83	0.13	0.14	0.02	0.01
		5	39.95	6.63	0.03	0.01	0.03	0.02
		10	33.12	1.44	0.02	0.02	0.03	0.01
	Fría/secas	0	18.77	0.70	0.22	0.03	0.05	
		5	22.24	2.84	0.17	0.03	0.05	
		10	19.77	1.88	0.21	0.01	0.05	
SL	Cálida/lluvias	0	29.16	4.32	0.21	0.22	0.04	0.02
		5	46.30	12.86	0.11	0.09	0.05	0.01
		15	122.39	65.33	205.59	224.22	0.12	0.07
	Fría/secas	0	18.51	7.82	0.87	0.96	0.03	
		5	33.60	6.14	0.16	0.07	0.05	
		15	27.33	13.79	0.25	0.11	0.05	

Los MRM sugirieron que en la temporada cálida/lluvias las variables que más influyeron en la variabilidad de la  $C_{\text{CO}_2}$  fueron la  $C_{\text{CH}_4}$ , el pH y el OD ( $R^2 = 0.98$ ). Para la  $C_{\text{CH}_4}$ , el MRM incluyó la  $C_{\text{CO}_2}$ , el pH, el OD y el P- $\text{PO}_4$  como variables independientes ( $R^2 = 0.97$ ). Finalmente, para la  $C_{\text{N}_2\text{O}}$ , los



predictores más importantes en el MRM fueron el N-NH<sub>4</sub>, los SST, N-NO<sub>2</sub>, y la Clor-a ( $R^2 = 0.96$ ). La relación que existe entre la C<sub>CO2</sub> y la C<sub>CH4</sub> sugiere que la oxidación de la materia orgánica en los sedimentos estimuló la producción de CH<sub>4</sub>, pero probablemente la mayor parte del CH<sub>4</sub> podría haberse consumido bajo la oxidación anaeróbica del CH<sub>4</sub> (AOM; Deutzmann et al., 2014) y liberado como CO<sub>2</sub> a la columna de agua. Durante la temporada fría/secas las variables que más influyeron en la variabilidad de la C<sub>CO2</sub> fueron P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, el OD y el pH ( $R^2 = 0.65$ ). Para la C<sub>CH4</sub>, el MRM incluyó el N-NH<sub>4</sub>, el OD y el N-NO<sub>3</sub> como variables independientes ( $R^2 = 0.75$ ). Finalmente, para la C<sub>N2O</sub>, los predictores más importantes en el MRM fueron el pH, P-PO<sub>4</sub> y la C<sub>CO2</sub> ( $R^2 = 0.69$ ).

## Conclusiones

Los resultados sugieren que existe una relación directa entre la concentración de GEI disueltos y el estado trófico de los lagos kársticos del PNLM. La dinámica estacional de la concentración de GEI disueltos en los lagos del PNLM resultó de una interacción compleja de variables bióticas y abióticas expuestas a una fuerte estacionalidad tropical. A pesar de que la magnitud de la C<sub>CH4</sub> y C<sub>N2O</sub> no mostró variación estacional, los patrones de distribución vertical de los GEI estuvieron relacionados principalmente con la anoxia hipolimnética que estimuló los procesos de producción y/o consumo de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O y, por lo tanto, con la estacionalidad e hidrodinámica de la columna de agua de los lagos kársticos tropicales.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue apoyado por la DGAPA-UNAM a través de los proyectos *PAPIIT IV200319 “Área Experimental de Lagos Tropicales ()”* y *PAPIIT IV200122 “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática ()”*, por el Programa de Investigación en Cambio Climático a través de los proyectos *PINCC 2020 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México”*, *PINCC 2021 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Continuación”* y *PINCC 2023 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisión de GEI”*, así como por el Ministerio de Ciencia e Innovación, Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España, a través del proyecto *ICOOP-CSIC “Contribución del Neotrópico Acuático Continental a las Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (COOPA20433)”*. Los autores agradecen al Parque Nacional Lagunas de Montebello, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), comunidad local y Comisarios Ejidales por facilitar el acceso a los lagos. Asimismo, agradecen a los colegas del equipo de Limnología Tropical de la FES Iztacala (UNAM) por su apoyo en el trabajo de campo, al laboratorio de Biogeoquímica Acuática del ICMYL por los análisis de nutrientes y a José Luis Ayala Liquiñano (MNCN-CSIC) por los análisis de gases.

## Literatura citada

- Alcocer, J., L. A. Oseguera, G. Sánchez, C. G. González, J. R. Martínez and R. González. 2016. Bathymetric and morphometric surveys of the Montebello Lakes, Chiapas. *Journal of Limnology*, 75(s1). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1343>
- Amado, A. and M. Roland. 2017. Microbial role in the carbon cycle in tropical inland aquatic ecosystems. *Frontiers in microbiology*.
- Arar, E. J. and G. Collins. 1997. *In vitro* determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence (445.0). US Environmental Protection Agency.
- Aufdenkampe, A. K., E. Mayorga, P. A. Raymond, J. M. Melack, S. C. Doney, S. R. Alin, R. E. Aalto and K. Yoo. 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 53-60. <https://doi.org/10.1890/100014>
- Barros, N., J. J. Cole, L. J. Tranvik, Y. T. Prairie, D. Bastviken, V. L. M. Huszar, P. Del Giorgio and F. Roland. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Natural Geoscience*, 4: 593-596 pp.



- Borges, A., W. Okello, S. Bouillon, L. Deirmendjian, A. Nankabirwa, E. Nabafu, T. Lambert, J. Descy and C. Morana. 2023. Spatial and temporal variations of dissolved CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in lakes Edward and George (East Africa). *Journal of Great Lakes Research*, 49(1), 229-245. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.11.010>
- Ciais P., C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin and J. Canadell. 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds) Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, New York, NY, USA, pp 465–570
- CONANP. 2007. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello, México.
- CONANP. 2011. Programa de Monitoreo de Calidad del Agua, Estudio para monitorear los parámetros de calidad del agua de las lagunas de Montebello.
- Deemer, B. R., J. A. Harrison, S. Li, J. J. Beaulieu, T. DelSontro, N. Barros, J. F. Bezerra-Neto, S. M. Powers, M. A. Dos Santos and J. A. Vonk. 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *BioScience*, 66(11), 949–964. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>
- DelSontro, T., J. J. Beaulieu and J. A. Downing. 2018. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 64–75. <https://doi.org/10.1002/lo2.10073>
- Denfeld, B. A., M. Wallin, E. Sahlée, S. Sobek, J. Kokic, H. E. Chmiel and G. A. Weyhenmeyer. 2015. Temporal and spatial carbon dioxide concentration patterns in a small boreal lake in relation to ice cover dynamics. *Boreal Environment Research*, 20(6), 679–692. <http://diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:872262>
- Deutzmann, J. S., P. Stief, J. Brandes and B. Schink. 2014. Anaerobic methane oxidation coupled to denitrification is the dominant methane sink in a deep lake. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(51), 18273–18278. <https://doi.org/10.1073/pnas.1411617111>
- Drake, T. W., P. A. Raymond and R. G. M. Spencer. 2017. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and oceanography letters*, 3(3), 132-142. <https://doi.org/10.1002/lo2.10055>
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Huttunen, J. T., J. Alm, A. Liikanen, S. Juutinen, T. Larmola, T. Hammar, J. Silvola and P. J. Martikainen. 2003. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 52(3), 609–621. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00243-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00243-1)
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Cambridge University Press.
- Karlsson, J., R. Giesler, J. L. Persson and E. Lundin. 2013. High emission of carbon dioxide and methane during ice thaw in high latitude lakes. *Geophysical Research Letters*, 40(6), 1123-1127. <https://doi.org/10.1002/grl.50152>
- Kortelainen, P., T. Larmola, M. Rantakari, S. Juutinen, J. Alm and P. J. Martikainen. 2020. Lakes as nitrous oxide sources in the boreal landscape. *Global Change Biology*, 26(3), 1432-1445. <https://doi.org/10.1111/gcb.14928>
- Li, Y., J. Shang, C. Zhang, W. Zhang, L. Niu, L. Wang and H. Zhang. 2021. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 768). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144582>
- Liu, Z., W. Dreybrodt and H. Wang. 2010. A new direction in effective accounting for the atmospheric CO<sub>2</sub> budget: Considering the combined action of carbonate dissolution, the global water cycle and photosynthetic uptake of DIC by aquatic organisms. *Earth Sci. Rev.* 99, 162–172.
- Marcé, R., B. Obrador, J. A. Morguí, J. Lluís Riera, P. López and J. Armengol. 2015. Carbonate weathering as a driver of CO<sub>2</sub> supersaturation in lakes. *Nature Geoscience*, 8(2), 107–111. <https://doi.org/10.1038/ngeo2341>
- Natchimuthu, S., I. Sundgren, M. Gålfalk, L. Klemetsson and D. Bastviken. 2017. Spatiotemporal variability of lake pCO<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in a hemiboreal catchment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(1), 30–49. <https://doi.org/10.1002/2016jg003449>
- Ortiz-Lorente, M. J. and M. Alvarez-Cobelas. 2012. Comparison of biogenic methane emissions from unmanaged estuaries, lakes, oceans, rivers and wetlands. In *Atmospheric Environment* (Vol. 59, pp. 328–337). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.031>
- Prairie, Y. T. and J. J. Cole. 2022. The Carbon Cycle in Lakes: A Biogeochemical Perspective. *Encyclopedia of Inland Waters*, 89–101. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819166-8.00055-4>
- Raymond, P. A., J. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, D. Butman, R. Striegl, E. Mayorga, C. Humborg, P. Kortelainen, H. Dürr, M. Meybeck, P. Ciais and P. Guth. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355–359. <https://doi.org/10.1038/nature12760>
- Rivera-Herrera E.M., M. Vargas-Sánchez, J. Alcocer y L.A Oseguera-Pérez. 2019. 2.16. Impacto antrópico en la biomasa fitoplanctónica de lagos kársticos, Chiapas, México. pp. 318-324. En: Paz-Pellat, F. A. Velázquez y M. Rojo (Editores). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono sus Interacciones en México. Síntesis a 2019. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología, Universidad Autónoma de Nayarit, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit y Stanford University-México Economía Limpia 2050-USAID. Texcoco, Estado de México, México. 541 pp.
- Sjögersten, S., C. R. Black, S. Evers, J. Hoyos-Santillan, E. L. Wright and B. L. Turner. 2014. Tropical wetlands: A missing link in the global carbon cycle? *Global biogeochemical cycles* 28: 1371-1386.
- Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method 1 1 This research was fully supported by U.S. Atomic Energy Commission Contract No. ATS (11-1) GEN 10, P.A. 20. *Limnology and Oceanography*, 14(5), 799–801. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.5.0799>
- Tang, K. W., D. F. McGinnis, D. Ionescu and H. Grossart. 2016. Methane production in Oxie Lake waters potentially increases aquatic methane flux to air. *Environmental Science and Technology Letters*, 3(6), 227-233. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00150>
- Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer and L. A. Oseguera. 2022. Seston and eutrophication on a tropical karst lake district: Lagunas de Montebello, Chiapas, Mexico. *Limnética*, 41(2), 1. <https://doi.org/10.23818/limn.41.16>

## 2.4. Biomasa zooplanctónica y máximo profundo de clorofila en un lago monomítico cálido

Cervantes-Bedolla Michelle<sup>1</sup>; Oseguera Luis A<sup>2,\*</sup>; Fernández Rocio<sup>2</sup>; Alcocer Javier<sup>2</sup>; Vargas-Sánchez Mariana; Zavala-Velázquez Karla D.<sup>1</sup> y Espíritu-Vera Kevin D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Licenciatura en Biología, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

\*Autor para correspondencia: loseguera@unam.mx

### Resumen

La distribución del plancton depende de las características morfológicas de los lagos. En el caso de los lagos tropicales profundos y oligotróficos, se desarrolla un máximo profundo de clorofila (DCM por sus siglas en inglés) en el metalimnion. Alchichica es un lago tropical profundo con régimen de mezcla monomixis cálida. Se caracteriza por una baja riqueza específica de zooplancton, con solo tres especies dominantes, el copépodo *Leptodiptomus garciai* y dos especies de rotíferos, *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. Durante el año se presentan tres eventos fitoplanctónicos entre ellos un DCM el cual está integrado principalmente por la diatomea *Cyclotella alchichicana*. El objetivo de este trabajo fue determinar la variación de la biomasa zooplanctónica en relación con la dinámica del DCM a lo largo de 8 años (2009-2016). *L. garciai* contribuyó con casi el 100 % ( $5 \pm 36$  g PS m<sup>-2</sup>) de la biomasa y dominó en todos los meses donde se presentó el DCM. De los rotíferos, *Hexarthra* sp. registró su biomasa mayor en el año 2011 con  $0.143 \pm 0.069$  g PS m<sup>-2</sup>, mientras que para *Brachionus* sp. su mayor biomasa se observó en el año 2014 con  $0.009 \pm 0.013$  g PS m<sup>-2</sup>. No se presentaron diferencias significativas entre años excepto *L. garciai* fue significativamente mayor ( $p < 0.05$ ) en 2009. No se encontró correlación alguna entre la biomasa del fitoplancton (clorofila a) total ni sus fracciones con ninguno de los componentes del zooplancton.

**Palabras clave:** Lago Alchichica; *Leptodiptomus*; *Brachionus*; *Hexarthra*; Lagos Tropicales.

### Abstract

The distribution of plankton depends on the morphological characteristics of lakes. In the case of deep lakes, especially in the oligotrophic, a deep chlorophyll maximum (DMC) is observed during stratification. Alchichica is a deep tropical lake with warm monomixis mixing regime. It is characterized by a low specific richness of zooplankton, with only three dominant species, the copepod *Leptodiptomus garciai*, an endemic calanoid and two species of rotifers, *Brachionus* sp. and *Hexarthra* sp. During the year, there are three phytoplankton events, including a Deep Chlorophyll Maximum, mainly formed by the diatom *Cyclotella alchichicana*. This work aimed to determine which zooplankton component provides more biomass during DCM with different intensities over eight years (2009-2016). *L. garciai* contributed almost 100 % ( $5 \pm 36$  g PS m<sup>-2</sup>) of biomass and dominated all months where DCM was presented. Of the rotifers, *Hexarthra* sp. recorded its highest biomass in 2011 with  $0.143 \pm 0.069$  g PS m<sup>-2</sup>, while *Brachionus* sp. its highest biomass was  $0.009 \pm 0.013$  g PS m<sup>-2</sup> and was observed in 2014. However, there were no significant differences between the years. *L. garciai* was different in 2009. No correlation was found between the total phytoplankton biomass (chlorophyll a) and its fractions with zooplankton components.

**Keywords:** Alchichica Lake; *Leptodiptomus*; *Brachionus*; *Hexarthra*; Tropical Lakes.

## Introducción

El carbono biogénico en los ecosistemas pelágicos está compuesto principalmente por el necton y el plancton, este último se divide en el fitoplancton que son los productores primarios y el zooplancton que son los consumidores primarios (Hirata *et al.*, 2011; James *et al.*, 2022). La distribución del plancton depende de las características morfológicas de los lagos. En el caso de los lagos tropicales profundos se desarrolla un máximo profundo de clorofila (DCM, por sus siglas en inglés) durante la estratificación (Margalef 1983). El DCM se desarrolla en el metalimnion y está compuesto principalmente por fitoplancton (Reynolds *et al.* 2002).

Alchichica es un lago tropical profundo con un régimen de mezcla monomíctico cálido (Alcocer *et al.*, 2000) y la dinámica de la producción primaria está asociada con su hidrodinámica (González-Contreras *et al.*, 2015; Cuevas-Lara *et al.*, 2016). El zooplancton que habita en este lago está sujeto a la hidrodinámica del lago, presentando mayores abundancias durante los eventos fitoplanctónicos (Alcocer *et al.*, 2022; Fernández *et al.*, 2022).

A lo largo del año se presentan tres eventos fitoplanctónicos entre ellos, el desarrollo de un DCM, compuesto principalmente por la diatomea *Cyclotella alchichicana* (diámetro 35 – 63  $\mu\text{m}$ ; promedio 49  $\mu\text{m}$ ,  $n = 100$ ; Oliva *et al.*, 2006). La riqueza del zooplancton en el lago Alchichica es muy baja, con una especie de cópepodo calanoide *Leptodiptomus garciai* y dos rotíferos *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. (Alcocer *et al.*, 2022; Fernández *et al.*, 2022). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue determinar la variación de la biomasa zooplanctónica en relación con la dinámica del DCM a lo largo de ocho años.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El lago Alchichica (19°24' N, 97°24' W, 2326 m. s.n.m.) se encuentra en el límite de los estados de Puebla y Veracruz dentro de la cuenca endorreica Oriental, con casi 5,000 km<sup>2</sup> de superficie. Esta región tiene un clima árido con una evaporación anual de 1,690 mm y una precipitación de menor a 500 mm por año (Adame *et al.*, 2008). El rango de la temperatura de región es de -5.5 a 30.0 °C y la temperatura media anual es de 14.4 °C (García, 2004). El lago tiene una superficie de 2,367 km<sup>2</sup> y un diámetro de 1.7 km, con profundidad media de 48.4 m y una máxima de 62 m (Filonov *et al.*, 2022). El lago contiene ~115,000,000 m<sup>3</sup> de agua salina con un rango de 8.5 a 9.9 g L<sup>-1</sup> donde los iones dominantes son el sodio, magnesio, cloro y bicarbonato, y un pH alcalino (pH~9) (Vilaclara *et al.*, 1993).

El lago Alchichica es monomíctico cálido con un período de mezcla que generalmente abarca tres meses y una estratificación de nueve a diez meses; durante la estratificación el hipolimnion se torna anóxico (Macek *et al.*, 2009). La capa de mezcla del lago Alchichica presenta concentraciones de clorofila *a* menores a 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  y concentraciones bajas de nutrientes (4.14  $\mu\text{M}$  de nitrógeno total y 0.21  $\mu\text{M}$  de fósforo total) por lo que es considerado oligotrófico (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009).

### Metodología

Se realizaron muestreos mensuales en el periodo de 2009 a 2016. Se midieron perfiles verticales *in situ* (resolución espacial de 1 m) en la parte central y más profunda del lago (62 m) de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad del agua DS5 Hydrolab; con base en los perfiles se determinó la profundidad de la capa de mezcla. El DCM se ubicó con la ayuda de un perfilador de fluorescencia natural marca Biospherical modelo PNF-300.

Para la obtención de muestras biológicas se usó una botella muestreadora marca Uwitec con capacidad de 5 L. Se eligieron diez profundidades de acuerdo con los perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y fluorescencia natural para garantizar una colecta representativa del DCM. En cada profundidad se obtuvieron dos botellas, la primera para el análisis de clorofila-a y la otra para la determinación de la biomasa del zooplancton. En el laboratorio se analizaron la clorofila *a* total (TClor), la de talla grande (GClor-a) y la de talla pequeña (PClor-a) mediante el método 445.5 del EPA con ayuda de un fluorómetro Turner Design 10-AU (Arar *et al.*, 1993).

El segundo conjunto de diez muestras se utilizó para el análisis del zooplancton. Las diez muestras de agua se filtraron *in situ* (54  $\mu\text{m}$ ) y todos los organismos se concentraron en viales de 50 ml y se fijaron con formaldehído al 4 % para su posterior análisis (identificación, recuento). Los concentrados completos de 50 ml se identificaron y se contaron (cámara Sedgwick Rafter bajo un microscopio óptico) en el laboratorio.

La biomasa de copépodos se estimó con el peso seco calculado con la medida de longitud total (L en mm, excluyendo las setas caudales) con la constante  $PS = 7.6637 L^{1.8911}$  para nauplios y  $PS = 6.6705 L^{2.0374}$  para copepoditos y adultos (Ciros *et al.*, 2015). La biomasa de los rotíferos se estimó como biovolumen calculado con base en las fórmulas geométricas propuestas por Ruttner-Kolisko (1977). El peso húmedo se estimó a partir del biovolumen de cada individuo utilizando una densidad específica de 1.0, y el peso seco correspondió al 10% del peso húmedo (Ruttner-Kolisko, 1977).

La biomasa del zooplancton y la concentración de Clor-a y sus fracciones se integraron por unidad de área en toda la columna de agua. Se realizó una prueba de prueba U de Mann-Whitney para comprobar si existían diferencias significativas entre los años y una correlación de Spearman entre los componentes del zooplancton y la Clor-a para ver si existe una concordancia (Shahbaba 2012).

## Resultados y Discusión

La época de estratificación en el lago Alchichica tuvo una duración de ocho meses en los 8 años muestreados. El lago se encontró bien estratificado desde el mes de julio, sin embargo, el DCM se inició en diferentes meses, para el 2009 y 2010 fue en agosto y en julio para el periodo de 2011 a 2016.

La temperatura de la capa de mezcla durante estos meses varió de  $15.9 \pm 0.2$  °C en noviembre de 2010 a  $19.5 \pm 0.2$  °C en julio de 2015. Durante estos cuatro meses la capa de mezcla se va profundizando, empezando en promedio a los  $17.5 \pm 0.9$  m y terminado a los  $25.3 \pm 1.0$  m. El oxígeno disuelto en la capa de mezcla fue muy constante durante todos los meses de muestreo con un promedio de  $6.8 \pm 0.1$  mg L<sup>-2</sup>. La duración del DCM fue de cuatro meses en todos los años.

La concentración de TClor-a en el lago Alchichica durante los meses donde se presentó el DCM varió de 49 mg m<sup>-2</sup> a 374 mg m<sup>-2</sup> con un promedio de  $160 \pm 88$  mg m<sup>-2</sup>. En el 2012 se observó la concentración mayor de TClor-a con un valor promedio de  $295 \pm 83$  mg m<sup>-2</sup> con un intervalo de 192 a 374 mg m<sup>-2</sup> (Figura 1).

En contraste, el año con menor concentración de TClor-a fue el 2013 con un rango entre 49 y 122 mg m<sup>-2</sup> y un promedio de  $96 \pm 34$  mg m<sup>-2</sup> (Figura 1). El DCM fue más intenso en septiembre de 2013 a 2016, en julio para 2009, 2011 y 2012 y octubre en 2010 (Figura 1).

El DCM en el lago Alchichica está compuesto principalmente por *Cyclotella alchichicana* que es una diatomea de talla grande (35 – 63  $\mu\text{m}$ ) (Oliva *et al.*, 2006). Lo anterior explica porque el aporte mayor a la TClor-a fue la fracción de la GClor-a con un promedio del  $83 \pm 11\%$ . El aporte mayor se presentó en el mes de septiembre de 2015 con el 96% y el menor en octubre de 2009 con 49%.

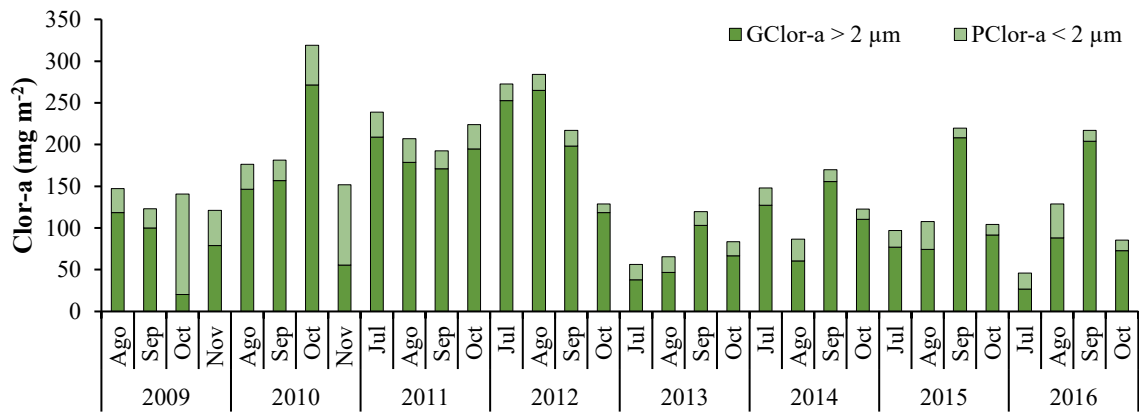


Figura 1. Clorofila *a* durante el Máximo Profundo de Clorofila (DCM) en el periodo de estratificación en el lago de Alchichica, Puebla.

El copépodo *Leptodiatomus garciai* se observó en el 96.9 % de los meses donde se presentó el DCM estando ausente solo en septiembre de 2010 y aportó el 99.93% de la biomasa total. La biomasa mayor varió de 0 g PS m<sup>-2</sup> (por debajo del límite de detección) a 147 g PS m<sup>-2</sup> con un promedio de 5 ± 36 g PS m<sup>-2</sup>. La biomasa mayor en el año 2009 presentó un promedio de 38 ± 73 g PS m<sup>-2</sup>, mientras que los valores más bajos se observaron en el año 2010 con un promedio de 0.01 ± 0.01 g PS m<sup>-2</sup>.

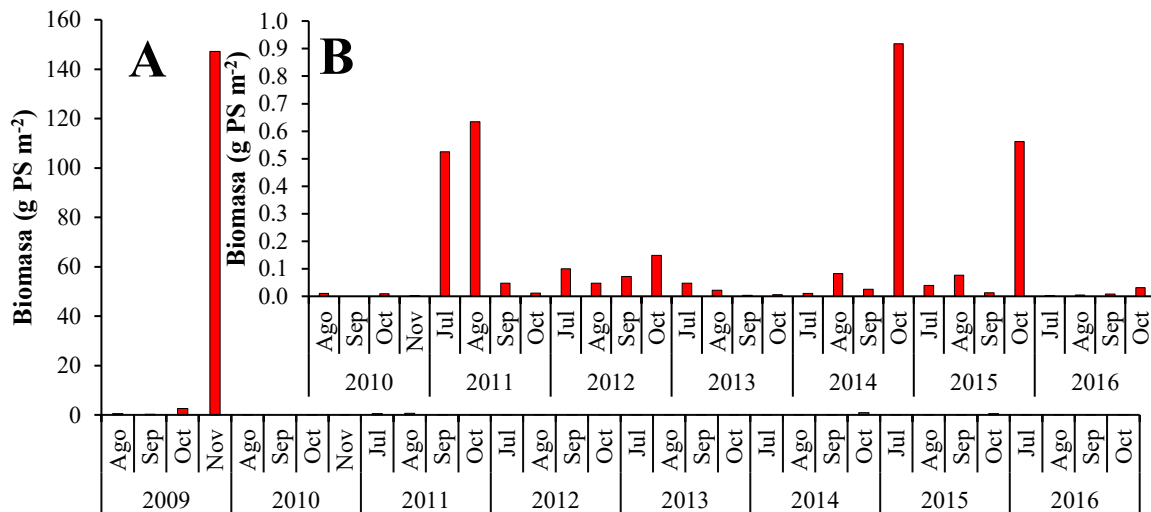


Figura 2. A Biomasa de *L. garciai* durante el Máximo Profundo de Clorofila en la época de estratificación del lago Alchichica a lo largo de un periodo de ocho años. B Detalle de la biomasa del calanoide *L. garciai* de los años 2010 a 2016.

El aporte de los rotíferos a la biomasa total es insignificante con un 0.07%, siendo *Hexarthra* sp. el que mayor aporte tuvo con 0.04 % mientras que *Brachionus* sp. solo aportó el 0.03%. *Brachionus* sp. se observó en todos los años mientras que *Hexarthra* sp. solo se presentó en cinco años (Figuras 3 y 4).

La biomasa del rotífero *Brachionus* sp. durante el DCM varió de estar ausente a 0.03 g PS m<sup>-2</sup>. Los valores mayores se presentaron durante el año 2014 con un promedio de 0.009 ± 0.013 g PS m<sup>-2</sup>. En el periodo de 2010 a 2016 la biomasa es menor a 0.010 g PS m<sup>-2</sup>. El componente zooplanctónico con la menor biomasa en la mayoría de los meses donde se observó fue *Hexarthra* sp. a excepción del año 2011, donde se registraron valores de biomasa 0.069 ± 0.072 g PS m<sup>-2</sup>.

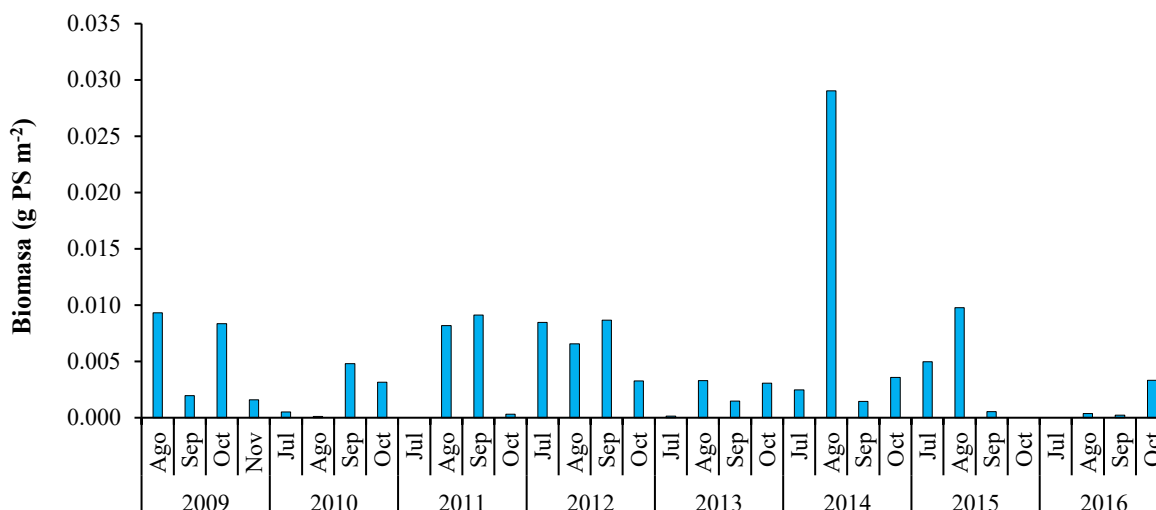


Figura 3. Biomasa del rotífero *Brachionus sp.* perteneciente al complejo *B. plicatilis* durante el DCM en el período de estratificación en el lago Alchichica, Puebla.

La biomasa de *L. garciai* encontrada en 2009 fue diferentes significativamente ( $p < 0.05$ ) al resto de los años entre los cuales no se presentaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ). No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre años para *Brachionus sp.* y *Hexarthra sp.* lo cual se debe a que las desviaciones estándar son muy elevadas. No se encontró una correlación entre la concentración de la Clor-a con el copépodo ( $r_s = -0.49$ ,  $p > 0.05$ ) ni con los rotíferos [*Brachionus sp.* ( $r_s = 0.43$ ,  $p > 0.05$ ), *Hexarthra sp.* ( $r_s = -0.31$ ,  $p > 0.05$ )]. Tampoco se encontró ninguna correlación significativa ( $p > 0.05$ ) entre las fracciones de la clorofila, GClo-a y PClor-a, con ninguno de los componentes del zooplancton.



Figura 4. Biomasa de rotífero *Hexarthra sp.* perteneciente al complejo *H. jenkiniae* durante el DCM en el período de estratificación en el lago Alchichica, Puebla.

## Conclusiones

La especie del zooplancton con mayor aporte de biomasa es el copépodo calanoide *Leptodiatomus garciai* con el 99.93 % de la biomasa total; *Hexarthra sp.* aportó el 0.04 % mientras que *Brachionus sp.* solo aportó el 0.03%. *L. garciai* registró su biomasa mayor durante el año 2009. No se encontraron diferencia significativa entre años para la biomasa de ninguno de los dos rotíferos; para la biomasa de *L.*

*garcai* solo el año 2009 fue diferentes de los demás. No se encontró una correlación de la clorofila a total ni sus fracciones con ninguno de los componentes del zooplancton.

## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por PAPIIT a través de los proyectos “Los lagos como centinelas de cambio climático. Acoplamiento clima-lago-agua subterránea en cuencas endorreicas semiáridas” (IN213323), “La limnología del Lago Alchichica bajo el escenario actual de cambio ambiental global” (IN213323), “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México” (PINCC 2020-2021) y “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisiones de GEI” (PINCC 2023).

## Literatura citada

- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M.R. Sánchez and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol* 27:3166–3169.
- Andrade, V. S., M. Gutiérrez, F. Gutierrez and A.M. Gagneten. 2022. Effect of rainfall runoff from agricultural areas and seasonal crop practices on zooplankton community in Pampean streams, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 29:41713–41724. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18417-y>
- Chiappa-Carrara, X., E. Arce, G. Pérez-Ponce de León, and J. Alcocer. 2022. Alchichica silverside. In *Lake Alchichica Limnology: The Uniqueness of a Tropical Maar Lake* (pp. 261-272). Cham: Springer International Publishing.
- Ejsmont-Karabin, J., and A. Karabin. 2013. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 61:561-573.
- González-Contreras, C.G., J. Alcocer and L.A. Oseguera. 2015. Phytoplankton chlorophyll a in the tropical deep Alchichica: A long-term record (1999–2010). *Hidrobiológica* 25:347–356.
- Hirata, T., N. J. Hardman-Mountford, R. J. W. Brewin, J. Aiken, R. Barlow, K. Suzuki, T. Isada, E. Howell, T. Hashioka and M. Noguchi-Aita. 2011. Synoptic relationships between surface chlorophyll-a and diagnostic pigments specific to phytoplankton functional types. *Biogeosciences*, 8:311-327.
- James, C. C., A. D. Barton, L. Z. Allen, R. H. Lampe, A. Rabines, A. Schulberg, H. Zheng, R. Goericke, K. Goodwin and A. E. Allen. 2022. Influence of nutrient supply on plankton microbiome biodiversity and distribution in a coastal upwelling region. *Nature communications*, 13(1), 2448.
- Jeppesen, E., P. Noges, T. Davidson, J. Haberman, T. Noges, K. Blank, T. Lauridsen, C. Sayer, R. Laugaste, L.S. Johansson, R. Bjerring and S. L. Amsinck. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 76: 279-297 <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>
- Livingstone, D. M. 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic change*. 57:205-225 <https://doi.org/10.1023/A:1022119503144> .
- Monakov, A. V. 2003. Feeding of freshwater invertebrates. Kenobi Productions.
- Oliva, M. G., A. Lugo, J. Alcocer and E. A. Cantoral. 2006. *Cyclotella alchichicana* sp. nov. from a saline Mexican lake. *Diatom Research*, 21: 81-89. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2006.9705653>
- Reynolds, C. S, V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores and S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton *J. Plankton Res.*, 24: 417-428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>
- Rita, A., C. O'Reilly, H. Zagarese, S. Baines, D. Hessen, W. Keller, D. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G. A. Weyhenmeyer, and M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2283-2297. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2283](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283).
- Shahbaba, B. 2012. *Biostatistics with R*. Springer New York Dordrecht Heidelberg London
- Smol, J. P., A. P. Wolfe, H. J. Birks, B. Douglas, M. S. Douglas, V. J. Jones, A. Korhola, R. Pienitz, K. Ruhland, S. Sorvari, D. Antoniades, S.J. Brooks, M-A. Fallu, M. Hughes, B.E. Keatley, T.E. laung, N. Michelutti, L. Nazaroval, M. Nyman, A.M. Paterson, B. Perren, R. Quinlan, M. Rautio, E. Saulnier-Talbot, S. Siitonen, N. Solovieva, and J. Weckstrom. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102:4397-4402. <https://doi.org/10.1073/pnas.0500245102>
- Winder, M., and D. E. Schindler. 2004. Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology* 10:1844-1856. <https://doi.org/10.3390/app13052881>
- Yuan, L. L., and A. I. Pollard. 2018. Changes in the relationship between zooplankton and phytoplankton biomasses across a eutrophication gradient. *Limnology and Oceanography*, 63:2493-2507.



## 2.5. Flujo de carbono particulado a los sedimentos de dos lagos tropicales kársticos

Rivera-Herrera Erika M.<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Oseguera Luis A.<sup>2</sup> y Fernández Rocío<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

\*Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

Se cuantificó el flujo de carbono total particulado (CTP) y carbono orgánico particulado (COP) hacia los sedimentos de los lagos Tzisco y San José, Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas. El flujo de CTP promedio en Tzisco fue  $0.25 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 1 (estratificación temprana) y  $0.09 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 2 (estratificación bien establecida); mientras que en San José el flujo de CTP promedio fue  $0.93 \pm 0.02 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 1 y  $0.74 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 2. El flujo de COP promedio en Tzisco fue  $0.17 \pm 0.00 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 1 y  $0.09 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 2; mientras que en San José el flujo de COP promedio fue  $0.11 \pm 0.03 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 1 y  $0.43 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en el periodo 2. Los flujos de San José fueron mayores a los flujos de Tzisco debido a su mayor productividad primaria resultante del proceso de eutrofización (mesotrófico) al estar ubicado en la zona de planicie donde recibe la entrada de contaminantes asociados a la actividad antrópica. Tzisco mantiene su estado oligotrófico al estar ubicado en la zona de montaña rodeado de una zona boscosa, con un reducido aporte de material hacia el cuerpo de agua.

**Palabras clave:** COP; CTP; “Lagunas de Montebello”; Chiapas; México.

### Abstract

The flux of total particulate carbon (TPC) and particulate organic carbon (POC) towards the sediments of Lakes Tzisco and San José, “Lagunas de Montebello” National Park, Chiapas, was quantified. The average TPC flux in Tzisco was  $0.25 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 1 (early stratification) and  $0.09 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 2 (well-developed stratification), while in San José, the average TPC flux was  $0.93 \pm 0.02 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 1 and  $0.74 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 2. The average POC flux in Tzisco was  $0.17 \pm 0.00 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 1 and  $0.09 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 2, while in San José, the average POC flux was  $0.11 \pm 0.03 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 1 and  $0.43 \pm 0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in period 2. The fluxes in San José were higher than those in Tzisco due to its higher primary productivity (mesotrophic) resulting from the eutrophication process since its location in the plateau area where it receives pollutants associated with anthropic activities. Tzisco maintains its oligotrophic status as it is in the mountain area surrounded by a forested area, with a reduced contribution of material to the body of water.

**Keywords:** POC, TPC; “Lagunas de Montebello”; Chiapas, México.

### Introducción

El almacenamiento de carbono (C) en ambientes acuáticos epicontinentales ha recibido más atención desde que se evidenció su gran capacidad de depósito. En particular, los lagos se conceptualizan como recipientes de materia y energía, que a su vez guardan información de eventos procedentes de la cuenca que los rodea y la atmósfera, motivo por el cual se han propuesto como “centinelas de cambio climático” (Williamson *et al.*, 2009; Adrian *et al.*, 2009). En los lagos, la acumulación de carbono total particulado (CTP), así como de su fracción orgánica (carbono orgánico particulado, COP), cobra relevancia debido

a la gran cantidad de sedimentos y la elevada proporción de C que éstos reciben de sus cuencas de drenaje (Mendonça *et al.*, 2017).

Algunos estudios sugieren que el incremento de los flujos de C a los sedimentos lacustres, tanto autóctono como alóctono, conlleva asimismo a tasas elevadas de enterramiento de C. Adicionalmente, otros estudios a escalas local y regional han mostrado que incluso si la sedimentación o flujo de C en los lagos es a menudo bajo comparado con su emisión, éste representa un enterramiento significativo a largo plazo (Heathcote y Downing, 2011; Anderson *et al.*, 2014; Mendonça *et al.*, 2017; Sun *et al.*, 2018; Huang *et al.*, 2019).

Los cuerpos acuáticos de las regiones tropicales han mostrado tener tasas elevadas tanto de sedimentación como de emisión de C ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ) por unidad de área, lo que sugiere que su alta productividad y metabolismo -comparada con los templados- convierte a los lagos tropicales en procesadores activos de C (Mendonça *et al.*, 2017). Sin embargo, se conoce poco sobre la magnitud de los flujos de C en cuerpos acuáticos epicontinentales tropicales y cómo los procesos biogeoquímicos actúan sobre éstos, ya que la mayoría de los estudios se han realizado en lagos de latitudes templadas (Alcocer *et al.*, 2014; Maxon y Harvey, 2017). Incluso y a pesar de que se ha reconocido su importancia, la exportación de C hacia los sedimentos en ambientes tropicales ha sido pobremente estudiada y se cuenta con pocas estimaciones (Tranvik *et al.*, 2018).

Actualmente, la mayoría de los estudios con relación al balance de C en ambientes acuáticos epicontinentales se enfocan en el efecto del cambio climático y las actividades humanas en las emisiones de C, mientras que los efectos netos de estos balances dependen fuertemente del flujo de C hacia los sedimentos (Velthuis *et al.*, 2017). De esta manera, para generar un mejor entendimiento de cómo los lagos regulan el flujo de C, en este trabajo se cuantificó el flujo de CTP y COP hacia los sedimentos en dos lagos tropicales kársticos.

## Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional "Lagunas de Montebello" (PNLM), localizado al sureste del estado de Chiapas, entre los  $16^{\circ}04'$  y  $16^{\circ}10'$  latitud norte y  $91^{\circ}37'$  y  $91^{\circ}47'$  de longitud oeste. Los lagos seleccionados fueron Tziscaco y San José. El clima es C(fm), templado húmedo con lluvias todo el año (García-Amaro, 1981). La precipitación total anual es de 1,750 mm. La época con mayor precipitación ocurre a partir de mayo y hasta enero, con un total de lluvia de 1,625 mm, siendo los meses de julio y septiembre los que presentan máximos valores; mientras que la época de relativa sequía ocurre de febrero a abril, con una precipitación de 116 mm (CFE, 2012). La comunidad vegetal más importante es el bosque de coníferas (CONANP, 2007).

Para la medición de los flujos del CTP, COP, seston y clorofila a (Clor-a) se empleó una estación de trampas de sedimento KC-Denmark (sediment trap 2-tube station), con dos tubos de acrílico ( $\text{Ø}=80/74$  mm,  $L=450$  mm,  $V=1.9$  L, con una proporción  $L:\text{Ø}=6$ ). Se colocaron anclajes a un metro del fondo, a 45 m de profundidad en Tziscaco y de 14 m en San José. La recuperación de las trampas con los sedimentos se hizo durante dos periodos consecutivos: 01 de mayo a 27 de junio (periodo 1, estratificación temprana) y 27 de junio a 27 de septiembre (periodo 2, estratificación bien establecida) del 2022. Cada vez que se colocaron las trampas de sedimentos se midieron perfiles verticales metro a metro de temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) mediante una sonda multiparamétrica marca *Hydrolab* modelo DS5X acoplado a un sistema de captura de información modelo SVR4a. De forma adicional, se determinó la concentración inicial del CTP, COP, seston y Clor-a con la ayuda de una botella muestreadora marca UWITEC de 5L y la concentración final se midió en los sedimentos recuperados de las trampas.

Una vez recuperado el material de las trampas se filtró el mismo día de la colecta a través de filtros Whatman tipo GF/F de 13 mm de diámetro para el CTP, COP y la Clor-a; así como de 47 mm (combustionados a  $550^{\circ}\text{C}$ , 4 h) de diámetro para el seston. El CTP y COP se determinaron con un analizador elemental Carlo Erba NC2100 en la Universidad de Carolina del Norte en Wilmington;

mientras que para la determinación de la Clor-a se siguió el método 445.0 de la United States Environmental Protection Agency (EPA) (Arar y Collins, 1997). El seston se determinó por gravimetría a partir de la diferencia inicial y final del material retenido en los filtros completamente secos.

Se calculó la fracción inorgánica del carbono (CIP) de la diferencia entre el CTP y el COP. El seston se diferenció en bioseston y abioseston. El bioseston se midió como el peso perdido de la muestra después de calentar los filtros durante 4 h a una temperatura de 550 °C en una mufla marca Thermolyne modelo 48000. El abioseston se determinó de la diferencia entre el seston y el bioseston. Se llevaron a cabo análisis de varianza de un factor para determinar diferencias entre los flujos de COP, Clor-a, seston, bioseston y abioseston en los 2 periodos. El cálculo de los flujos para los diferentes componentes se hizo considerando la diferencia entre la concentración inicial y final, el diámetro interno de la trampa y el tiempo que permanecieron colocadas las trampas.

## Resultados y Discusión

### Tziscoa

Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en los flujos de seston, CTP, COP, CIP y Clor-a entre los dos periodos en los que las trampas capturaron el material en sedimentación. El periodo 1 (mayo a junio) presentó flujos mayores con respecto al periodo 2 (junio a septiembre) (Figura 1; Cuadro 1). Lo anterior se asocia a que el periodo 1 correspondió a la estratificación temprana donde el lago está apenas estratificándose y el flujo del material de la capa de mezcla no es retenido por la termoclina, a diferencia del periodo 2, cuando el lago está bien estratificado, la termoclina se convierte en una barrera para el flujo vertical hacia el fondo (Figura 2).

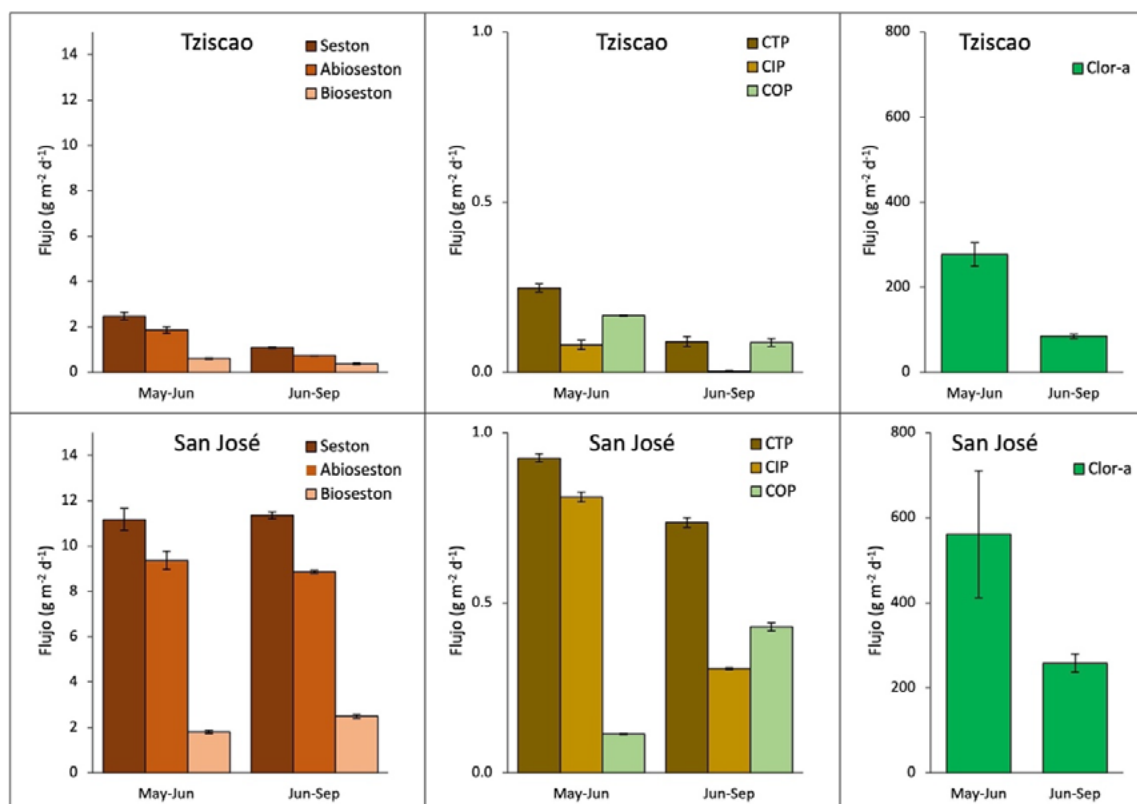


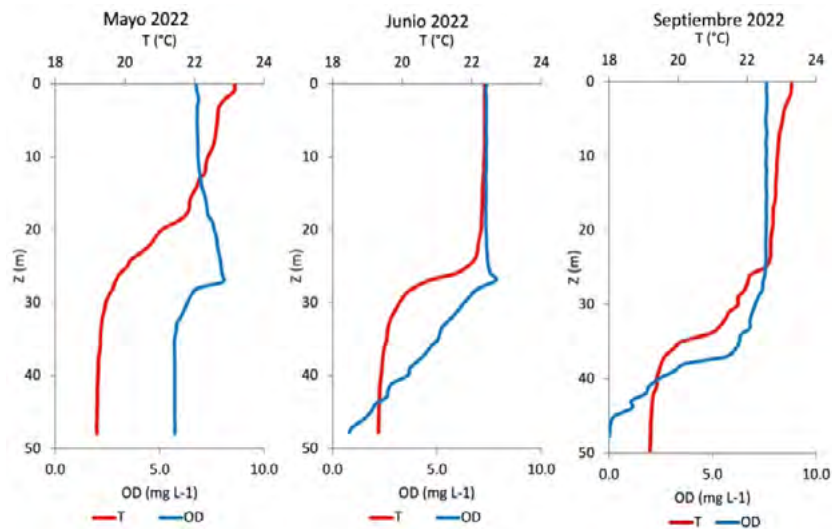
Figura 1. Flujo de seston, bioseston y abioseston (izquierda), CTP, COP y CIP (centro) y Clor-a (derecha) hacia los sedimentos en los dos periodos de muestreo en los lagos Tziscoa (arriba) y San José (abajo).

**Cuadro 1. Flujos promedio (X) con desviación estándar (D.E.) de Seston, abioseston, bioseston, CTP, COP, CIP y Clor-a en los periodos en los que se colocaron las trampas en Tziscoa y San José.**

		Tziscoa				San José			
		May-Jun		Jun-Sep		May-Jun		Jun-Sep	
		X	D.E.	X	D.E.	X	D.E.	X	D.E.
Seston	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	2.48	0.16	1.09	0.03	11.2	0.48	11.4	0.14
Abioseston	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1.87	0.14	0.73	0.01	9.37	0.40	8.86	0.07
Bioseston	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0.61	0.02	0.36	0.04	1.81	0.08	2.49	0.07
CTP	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0.25	0.01	0.09	0.01	0.93	0.02	0.74	0.01
CIP	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0.08	0.01	0.00	0.00	0.81	0.01	0.31	0.03
COP	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0.17	0.00	0.09	0.01	0.11	0.03	0.43	0.01
Clor-a	(µg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	277.0	27.8	84.7	5.4	561.3	149.3	258.1	20.9

### San José

En el periodo 1 (mayo a junio) los flujos de CTP, CIP y Clor-a fueron mayores con respecto al periodo 2 (junio a septiembre) ( $p < 0.05$ ); mientras que en el periodo 2 los flujos de bioseston y COP fueron mayores ( $p < 0.05$ ) (Figura 1; Cuadro 1). Esto puede explicarse porque en el periodo 1, probablemente existe un aporte de material inorgánico por escorrentía hacia el lago, además de un aumento en la biomasa de fitoplancton derivada de nutrientes arrastrados hacia el cuerpo de agua; mientras que en el periodo 2, contrariamente a lo esperado, el flujo de COP y bioseston no corresponde con el flujo de Clor-a, por lo que probablemente en este periodo el aporte de material orgánico sea en gran medida alóctono. Cabe mencionar que durante el mes de junio se presentó una mezcla vertical incompleta o atelomixis en San José, fenómeno común en los lagos tropicales (Figura 3).


**Figura 2. Perfiles de temperatura (T) y concentración de oxígeno disuelto (OD) en los meses de muestreo del lago Tziscoa.**

Todos los flujos de los materiales particulados fueron mayores en San José con respecto a Tziscoa. El flujo de CTP fue hasta 8 veces mayor, el de COP hasta 5 veces, el de CIP hasta 100 veces, el de seston hasta 10 veces, el de abioseston hasta 12 veces, el de bioseston hasta 7 veces y el de la Clor-a hasta 3 veces mayores que Tziscoa (Figura 1; Cuadro 1).

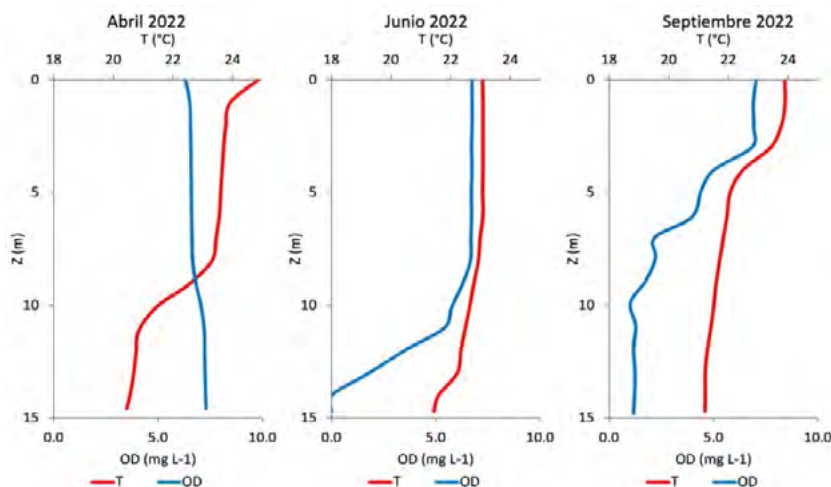


Figura 3. Perfiles de temperatura (T) y concentración de oxígeno disuelto (OD) en los meses de muestreo del lago San José.

Lo anterior puede explicarse a que la productividad primaria (PP) es mayor en San José al ser mesotrófico (Vargas *et al.*, 2023); así, el incremento de productores primarios incentivados por las concentraciones mayores de nutrientes (Alcocer *et al.*, 2023) conllevan un aumento de los flujos de Clorofila, COP y bioeston en comparación con el oligotrófico Tzisco. San José al ubicarse en la zona de planicie del PNLM recibe contaminantes y sedimentos proveniente de la cuenca del Río Grande de Comitán y que se caracteriza por presentar extensas áreas de actividad agrícola por lo que por la escorrentía puede traer consigo material erosionado, así como fertilizantes (Martínez, 2015). Lo anterior puede explicar los flujos mayores de bioeston, CTP y CIP, pero también la entrada de nutrientes que incentiven el crecimiento de los organismos fitoplanctónicos. De forma diferente, Tzisco está rodeado de una zona boscosa por lo que el material alóctono que recibe, sedimentos y materia orgánica, es en menor cantidad (Alcocer *et al.*, 2021).

Finalmente, los flujos de CTP y COP de Tzisco fueron similares a los presentados en lagos tropicales oligotróficos como Alchichica en Puebla con un flujo de CTP de 0.09 a 0.73  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y un flujo de COP de 0.12 a 0.77  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (Oseguera *et al.*, 2013; Pascoe-Orrala *et al.*, 2013) y los lagos Maggiore y Mergozzo en Italia con un flujo de COP de 0.15-0.17  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y 0.08-0.16  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente (Callieri, 1997; Callieri *et al.*, 1999). Mientras que San José, presentó flujos superiores a los lagos anteriormente mencionados.

## Conclusión

Los flujos de CTP (0.74-0.93  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) y COP (0.11-0.43  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) en el lago San José fueron mayores que en el lago Tzisco (CTP: 0.10-0.25  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ; COP: 0.10-0.17  $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ), estas diferencias se explican en gran medida a la mayor productividad primaria del lago San José además del aporte alóctono proveniente de la cuenca donde se desarrollan actividades agrícolas, ganaderas y erosión por deforestación. Tzisco, a diferencia de San José, presenta una menor productividad primaria y está rodeado de bosques que reducen la movilización de sedimentos y materia orgánica hacia el lago.

## Agradecimientos

La presente investigación fue apoyada por la UNAM a través de los proyectos DGAPA/PAPIIT IV200319 “Área Experimental de Lagos Tropicales”, DGAPA/PAPIIT IV200122 “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática” y UNAM/PINCC 2021 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Continuación” y UNAM/PINCC 2023 “Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: Papel en la



Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisión de GEI”. Se agradece al Parque Nacional Lagunas de Montebello, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), comunidad local y Comisarios Ejidales por facilitar el acceso a los lagos. A los colegas del equipo de trabajo de la FES Iztacala, UNAM: M. Vargas, I.F. Soria, y R.R. Aucancela, por su apoyo en el trabajo de campo.

## Literatura citada

- Alcocer J., A. C. Ruiz-Fernández, E. Escobar, L. H. Pérez-Bernal, L. A. Oseguera, V. Ardiles-Gloria. 2014. Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *J. Limnol.* 73(2):223-235.
- Alcocer, J., B. Prado, L. Mora, L.A. Oseguera and M. Caballero. 2021. Sediment characteristics of tropical, karst lakes and their relationship with watershed topography, lake morphometry, and human activities. *Journal of Paleolimnology* 66: 333-353. <https://doi.org/10.1007/s10933-021-00210-z>
- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagaese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller... and G. A. Weyhenmeyer. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography* 54(6part2): 2283-2297.
- Alcocer, J., F. Álvarez, M. Caballero, O. Escolero, L. Mora y B. Prado. 2023. Las causas del deterioro. En: Alcocer, J., Escolero, O. y Álvarez, F. (Eds.). Las “Lagunas de Montebello”. Joyas de la naturaleza amenazadas. FES Iztacala, UNAM. México. 81 p.
- Anderson, N. J., H. Bennion, y A. F. Lotter. 2014. Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe. *Global Change Biology* 20(9): 2741-2751.
- Arar, E. J. and Collins, G. B. 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence (Method 445.0). *National Exposure Research Laboratory—US Environmental Protection Agency, Ohio*.
- Callieri, C. 1997. Sedimentation and aggregate dynamics in Lake Maggiore, a large deep lake in Northern Italy. *Memorie dell'Istituto italiano di Idrobiologia* 56:37-50. Callieri C., R. Bertoni, C. De Marco, M. Contesini. 1991. Settling flux and sinking velocity of seston in lago di Mergozzo (northern Italy) and influence of microbial activity on the decomposition of entrapped organic material. *Hydrobiologia* 213:155-165.
- Comisión Federal de Electricidad (CFE). 2012. Estudio para Conocer la Calidad del Agua de las Lagunas de Montebello, Chiapas. Tomo 1, Hidrometeorología. 264 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales protegidas (CONANP). 2007. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello.
- García-Amaro, E. 1981. En CONANP (2007), Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Lagunas de Montebello.
- Heathcote, A. J. and J. A. Downing. 2012. Impacts of eutrophication on carbon burial in freshwater lakes in an intensively agricultural landscape. *Ecosystems*, 15(1): 60-70.
- Huang, C., Z. Chen, Y. Gao, Y. Luo, T. Huang, A. Zhu... and B. Yang. 2019. Enhanced mineralization of sedimentary organic carbon induced by excess carbon from phytoplankton in a eutrophic plateau lake. *Journal of Soils and Sediments* 19(5): 2613-2623.
- Martínez, A. M. 2015. Caracterización de los suelos de la cuenca del Río Grande, como soporte para entender la dinámica de contaminantes que llegan al sistema lagunar de Montebello, Chiapas. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. 139 p.
- Maxon J. Ngochera and Harvey A. Bootsma. 2018. Carbon, nitrogen and phosphorus content of seston and zooplankton in tropical Lake Malawi: Implications for zooplankton nutrient cycling. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 21(2): 185-192
- Mendonça, R., R. A. Müller, D. Clow, C. Verpoorter, P. Raymond, L. J. Tranvik and S. Sobek. 2017. Organic carbon burial in global lakes and reservoirs. *Nature communications* 8(1): 1-7.
- Oseguera-Pérez, L.A., J. Alcocer-Durand y B. Hernández-Hernández. 2013. 2.7. Variación del flujo de carbono orgánico particulado en un lago oligotrófico con dominancia de fitoplancton de talla grande. pp. 328-334. En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. México. 696 pp. ISBN 978-607-96490-1-2
- Pascoe-Orrala, T., J. Alcocer-Durand y L.A. Oseguera-Pérez. 2013. 2.9. Variación horizontal de los flujos de carbono particulado en un lago tropical. pp. 343-348. En: F. Paz Pellat, J. Wong González, M. Bazan y V. Saynes. (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Programa Mexicano del Carbono, Colegio de Posgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo e Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. México. 696 pp. ISBN 978-607-96490-1-2
- Sun, W., Q. Jiang, E. Liu, J. Chang and E. Zhang. 2018. Climate change dominates recent sedimentation and organic carbon burial in Lake Chenghai, southwest China. *Journal of Limnology* 77(3).
- Tranvik, L., J. J. Cole and Y. T. Prairie. 2018. The study of carbon in inland waters—from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and oceanography Letters* 3(3): 41-48.
- Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer, S. Sánchez-Carrillo, L.A. Oseguera, E.M. Rivera-Herrera, I. Soria-Reinoso, A. Guzmán-Arias, F. García-Oliva, M. Merino-Ibarra. 2023. Carbon Dioxide Concentration and Emissions along a Trophic Gradient in Tropical Karst Lakes. *Water* 2023, 15,13. <https://doi.org/10.3390/w15010013>
- Velthuis, M., S. Kosten, R. Aben, G. Kazanjian, S. Hilt, E. T. Peeters... and E. S. Bakker. 2018. Warming enhances sedimentation and decomposition of organic carbon in shallow macrophyte-dominated systems with zero net effect on carbon burial. *Global change biology* 24(11): 5231-5242.
- Williamson, C. E., J. E. Saros and D. W. Schindler. 2009. Sentinels of change. *Science (Washington)* 323(5916): 887-888.

## 2.6. Variación temporal de la biomasa del zooplancton de un lago monomítico tropical durante eventos El Niño y La Niña

Espíritu-Vera Kevin D.<sup>1</sup>; Oseguera Luis A.<sup>2,\*</sup>; Fernández Rocío<sup>2</sup>; Soria-Reinoso Ismael F.<sup>3</sup>; Arreguin-Rebolledo Uriel<sup>4</sup>; Alcocer Javier<sup>2</sup>; Cervantes-Bedolla Michelle<sup>1</sup> y Zavala-Velázquez Karla D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Licenciatura en Biología, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

<sup>4</sup> Centro de Ciencias Básicas, Departamento de Química, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Avenida Universidad 940, C.P. 20100, Aguascalientes, México.

\* Autor para correspondencia: loseguera@unam.mx

### Resumen

El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés) es un fenómeno océano-atmosférico con efectos macroclimáticos caracterizado por el aumento de la temperatura de la superficie del océano en el Pacífico del este. Los efectos del ENSO repercuten no solo en el océano, también afectan el continente y sus cuerpos de agua interiores. Presenta dos eventos, El Niño y La Niña. El lago Alchichica, ubicado en la cuenca Serdán-Oriental, presenta una temporalidad tropical marcada, lluvias y secas. Alchichica es un lago profundo, monomítico cálido. El ciclo anual de la hidrodinámica estacional determina el gradiente de temperatura que influye en la dinámica poblacional del fitoplancton y zooplancton. En el zooplancton de Alchichica se encuentran como organismos predominantes al copépodo *Leptodiatomus garciai* así como dos especies de rotíferos, *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. El objetivo del presente trabajo fue determinar si influye, y de qué manera, el ENSO sobre la biomasa del zooplancton durante un periodo de ocho años (2009 a 2016). El copépodo calanoide *Leptodiatomus garciai* aportó el 99.87 % de la biomasa total mientras que los rotíferos solo aportaron el 0.12%. *L. garciai* registró su biomasa mayor durante la Niña de 2009 mientras que la de rotíferos se observó en la Niña de 2011-12. No se encontraron diferencia significativa entre eventos del ENSO para la biomasa de ninguno de los dos rotíferos; para la biomasa de *L. garciai* solo el año 2009 fue diferentes de los demás.

**Palabras clave:** ENSO, variabilidad climática, Lago Alchichica, zooplancton.

### Abstract

The El Niño Southern Oscillation (ENSO) is an ocean-atmospheric phenomenon with macroclimatic effects characterized by rising ocean surface temperature in the Eastern Pacific. Although the effects of ENSO are associated with the oceans, they can also affect inland bodies of water and present two events, El Niño and La Niña. Lake Alchica, located in the basin Serdán-Oriental, presents a marked temporality in which rainy and dry seasons are distinguished; it is characterized by a deep lake monomítico warm. The annual cycle of seasonal hydrodynamics determines the temperature gradient influencing phytoplankton and zooplankton population dynamics. In the zooplankton of Alchichica, we find as predominant organisms the copepod *Leptodiatomus garciai* and two species of rotifers *Brachionus* sp. and *Hexarthra* sp. The objective was to determine how the ocean-atmospheric phenomenon ENSO (El Niño) influences the biomass of zooplankton over eight years (2009 to 2016). The calanoid copepod *L. garciai* provided 99.87% of the total biomass, while the rotifers only contributed 0.12%. *L. garciai* recorded its highest biomass during Niña 09, while that of rotifers was observed in Niña 11-12. No

significant difference was found between ENSO events for the biomass of either rotifer; for *L. garciai* biomass only in 2009, it was different from the others.

**Keywords:** ENSO, climate variability, Lake Alchichica, zooplankton.

## Introducción

En lagos tropicales se presenta una temporalidad marcada identificada por las temporadas de lluvias y secas (Villalobos, 2006). El régimen de mezcla y las propiedades fisicoquímicas determinan, en gran medida, la composición y estructura del plancton de los lagos (Becker *et al.*, 2009). El zooplancton del lago Alchichica presenta una baja riqueza y representada por un calanoide *Leptodiptomus garciai* y los rotíferos *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. (Ortega-Mayagoitia *et al.* 2022). El fitoplancton muestra una mayor diversidad, pero está dominado principalmente por la diatomea *Cyclotella alchichicana* y la cianobacteria *Nodularia* aff. *spumigena* solo en la estratificación temprana (Vilaclara *et al.* 2022).

Las fluctuaciones físicas impulsadas por el clima ejercen fuertes impactos en los ecosistemas acuáticos. En general, las propiedades térmicas de los ecosistemas acuáticos se rigen más directamente por las fluctuaciones climáticas y oceánicas a gran escala (Shimoda *et al.* 2011). El Niño-Oscilación del Sur (ENSO por sus siglas en inglés) es un fenómeno océano-atmosférico con efectos macroclimáticos caracterizado por el aumento de la temperatura de la superficie del océano en el Pacífico del este. Los efectos del ENSO repercuten no solo en el océano, también afectar el continente y sus cuerpos de agua interiores, provocando valores extremos en la física, en la química y por lo tanto en la composición del plancton (Alcocer y Lugo, 2003). El ENSO presenta dos eventos, El Niño y La Niña, es un fenómeno asincrónico con diferentes intensidades (débil, moderado y fuerte) (NOOA, 2023), su influencia en el clima se presenta en diferentes épocas del año (Vadadi-Fülöp *et al.* 2012), por lo que su efecto en los ecosistemas acuáticos es muy variado, puede intensificar lluvias o sequías (Havens y Jeppesen, 2018), entre otras secuelas.

Las abundancias máximas del zooplancton están relacionadas con los eventos de máximos fitoplanctónicos de circulación y estratificación bien establecida, los cuales son regulares año con año, presentando variaciones en las abundancias relacionadas a la variabilidad climática (Alcocer *et al.*, 2022; Fernández *et al.*, 2022). Tomando en cuenta estas variaciones, se plantearon varias preguntas; la primera fue si las abundancias mínimas y máximas del zooplancton están relacionadas con alguno de los eventos del ENSO, la segunda fue determinar si los eventos de El Niño y La Niña tienen el mismo efecto sobre las abundancias del zooplancton cuando el fenómeno ocurre durante la circulación o cuando ocurre durante la estratificación, y la tercera fue establecer si el ENSO influye en el aumento o disminución de la biomasa de los productores primarios expresado como clorofila *a*.

## Material y métodos

### Área de estudio

El lago Alchichica está ubicado a 19°24'N y 97°24'W en la cuenca endorreica Serdán-Oriental, a una altitud de 2,326 m. La temperatura del aire varía desde -5.5 a 30°C, con una media de 14.4 °C (García, 2004). La precipitación anual es inferior a 500 mm, en contraste la evaporación es de 1,690 mm. La superficie del lago es de 2.3 km<sup>2</sup>, con un volumen de agua de 114,688,900 m<sup>3</sup>, la profundidad máxima alcanza los 62 m y la profundidad promedio es de 40.9 m. El lago es oligotrófico con baja concentración de nutrientes y clorofila en la capa de mezcla, presentando valores de clorofila *a*  $\leq 5 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $4.14 \pm 0.69 \mu\text{M}$  de nitrógeno total y  $0.21 \pm 0.04 \mu\text{M}$  de fósforo total en la capa de mezcla (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009). Es un lago salino (8.5 g -9 L<sup>-1</sup>) y alcalino con un pH de 9 (Vilaclara *et al.*, 1993).

### Metodología



Para identificar los fenómenos de El Niño y La Niña se consultó el Índice Oceánico del Niño (ONI por sus siglas en inglés). Los datos se obtuvieron de la página de la NOAA (<https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/enso/sst#oni>).

Se realizaron campañas de muestreo mensuales de 2009 a 2016. En la parte central y más profunda del lago se midieron perfiles verticales *in situ* de temperatura y oxígeno disuelto con ayuda de una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab modelo DS4. Se obtuvieron muestras de agua duplicadas de diez profundidades a lo largo de la columna de agua utilizando una botella de muestra de agua de tipo Niskin marca Uwitec de 5 L.

El primer conjunto de diez muestras se utilizó para el análisis de concentración de clorofila-a total (Clor-a) y fraccionada por talla [grande (GClor-a > 2 µm) y pequeño (PClor-a < 2 µm y > 0.7 µm)]. Las muestras para Clor-a se analizaron en un fluorómetro Turner Design 10-AU siguiendo el método EPA 445.0 (Arar *et al.*, 1993). El segundo conjunto de diez muestras se utilizó para el análisis del zooplancton. Las diez muestras de agua se filtraron *in situ* (54 µm) y todos los organismos se concentraron en viales de 50 ml y se fijaron con formaldehído al 4 % para su posterior análisis (identificación, recuento). Los concentrados completos de 50 ml se identificaron y se contaron con una cámara Sedgwick Rafter bajo un microscopio óptico en el laboratorio.

La biomasa de copépodos se estimó con el peso seco calculado con la medida de longitud total (L en mm, excluyendo las setas caudales) con la constante  $PS = 7.6637L^{1.8911}$  para nauplios y  $PS = 6.6705L^{2.0374}$  para copepoditos y adultos (Ciros *et al.*, 2015). La biomasa de los rotíferos se estimó como biovolumen calculado con base en las fórmulas geométricas propuestas por Ruttner-Kolisko (1977). El peso húmedo se estimó a partir del biovolumen de cada individuo utilizando una densidad específica de 1.0, y el peso seco correspondió al 10% del peso húmedo (Ruttner-Kolisko, 1977). Los valores de la clorofila y la biomasa del zooplancton se integraron en la columna de agua sobre área (m<sup>2</sup>) y se expresaron como g PS m<sup>-2</sup>. Para determinar si existían diferencias significativas entre los años se realizó una prueba de prueba U de Mann-Whitney (Shahbaba 2012).

## Resultados y discusión

El lago Alchichica presentó una hidrodinámica regular con un periodo de circulación de enero a marzo y una estratificación de abril a diciembre. Solo en el 2016 la circulación inició hasta febrero por lo que la estratificación duro diez meses. De acuerdo con el ONI se presentaron tres fenómenos La Niña moderadas, la primera durante la circulación del 2009 (Niña 09), la segunda inició a la mitad de la estratificación de 2011 y finalizó en la circulación de 2012 (Niña 11-12), y la última se observó a finales de la estratificación de 2016 (Niña 16). La Niña con intensidad y duración mayor (12 meses), abarcó casi todo el periodo de estratificación del 2010 y terminó a inicios de la estratificación del 2011 (Niña 10-11). Asimismo, se presentaron dos eventos El Niño, uno que inició a la mitad de la estratificación de 2009 y terminó en la circulación de 2010 (Niño 09-10) y el segundo, llamado “Godzilla” por su intensidad y duración, inició a finales de la estratificación de 2014 y terminó a inicios de la circulación, teniendo una duración de 18 meses y una anomalía máxima de 2.4 °C (Niño 14-16) (Figura 1).

### Índice oceánico del fenómeno del Niño

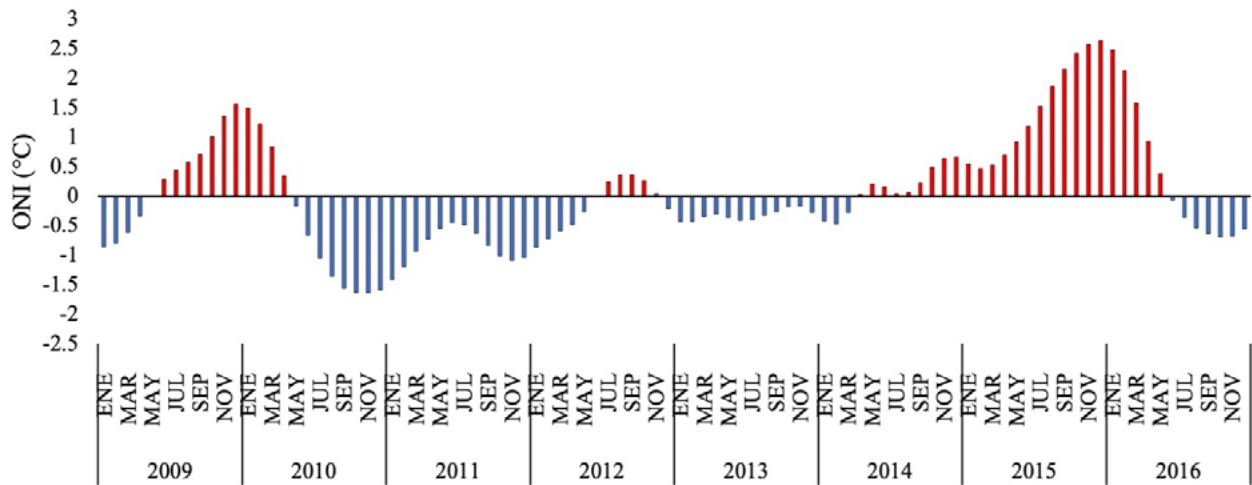


Figura 1. Índice oceánico del ENSO (ONI) de 1009 a 2016. Por arriba de la línea en rojo el índice indica el fenómeno de El Niño, por debajo de la línea en azul el índice indica el fenómeno de La Niña.

La mayor concentración de Clor-a durante los 8 años tuvo un promedio de  $215 \pm 183 \text{ mg m}^{-2}$  con un mínimo de  $15 \text{ mg m}^{-2}$  que se presentó en noviembre de 2013 donde no se presentó ninguno de los eventos ENSO. La mayor parte de la Clor-a está compuesta por la clorofila de PClor-a que representa el 74%.

La mayor concentración de Clor-a se observó en la Niña11-12 con un promedio de  $277 \pm 216 \text{ mg m}^{-2}$  presentándose el valor máximo en la circulación de 2012 con  $636 \text{ mg m}^{-2}$  y el valor mínimo se observó a finales de la estratificación de 2011. La menor concentración de Clor-a se encontró en la Niña16 con un promedio de  $112 \pm 71 \text{ mg m}^{-2}$  en un intervalo de 63 a  $238 \text{ mg m}^{-2}$  (Figura 2). No se encontró una diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) entre la concentración de Clor-a en los diferentes eventos ENSO.

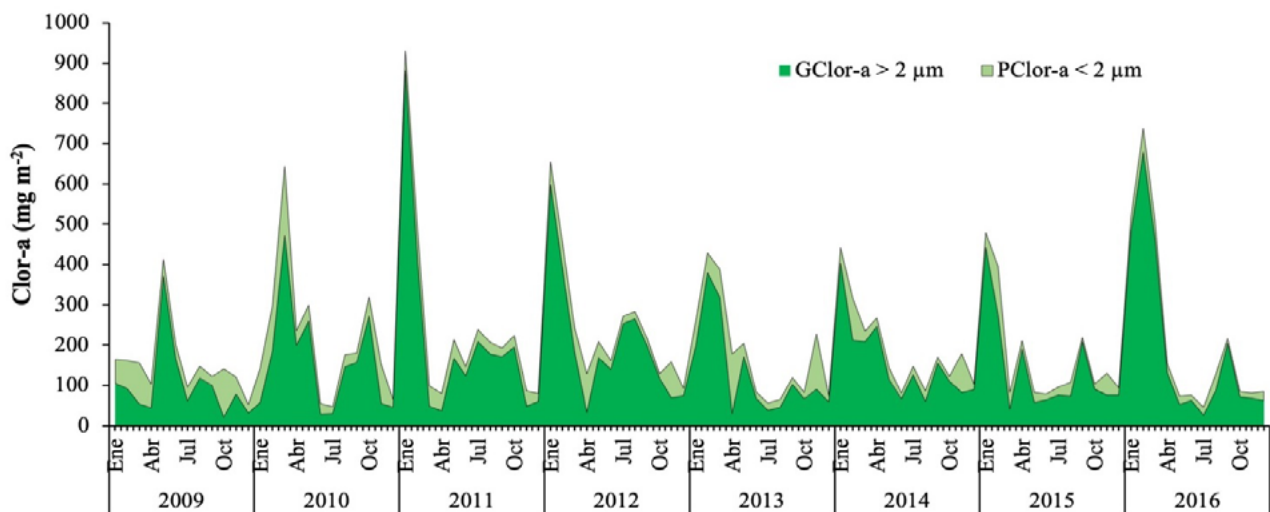


Figura 2. Dinámica temporal de la Clorofila-a grande (GClor-a >2) y clorofila-a de talla pequeña (PClor-a <2) de 2009 a 2016 en el Lago Alchichica, Puebla.

El copépodo *Leptodiatomus garciai* estuvo presente en todos los meses donde se identificaron los eventos del ENSO y aportó 99.87% del total de la biomasa. En la Niña 09 se observó su mayor biomasa con un promedio de  $175 \pm 158 \text{ g PS m}^{-2}$  y un mínimo de  $3 \text{ g PS m}^{-2}$  y un máximo de  $315 \text{ g PS m}^{-2}$ . La menor biomasa se encontró en la Niña 16 donde los valores estuvieron por debajo del límite de detección

(Figura 3). La biomasa del copépodo en La Niña 09 fue casi 20 veces más mayor y diferente significativamente ( $p < 0.05$ ) al promedio de los demás eventos del ENSO.

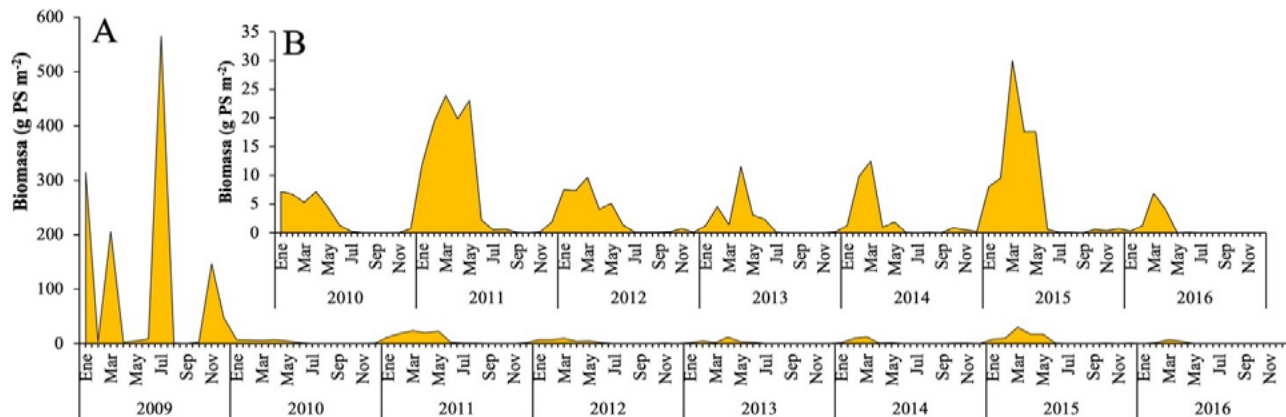


Figura 3. A. Variación de la biomasa de *L. garciai* de 2009 a 2016 en el lago Alchichica, Puebla. B Detalle de la biomasa del calanoide *L. garciai* de los años 2010 a 2016.

*Brachionus* sp. estuvo presente en todos los eventos del ENSO mientras que *Hexarthra* sp. solo estuvo ausente en la Niña 09. Ambos rotíferos aportaron el 0.12% de la biomasa total, *Brachionus* sp. aportó el 0.08% y *Hexarthra* sp. el 0.05%. La mayor biomasa de *Brachionus* sp. se observó en la Niña 11-12 con un promedio de  $0.10 \pm 0.21$  g PS m<sup>-2</sup> y estuvo por debajo del límite de detección en la Niña 09 y en el Niño 14-16. *Hexarthra* sp. tuvo su mayor biomasa en la Niña 11-12 con un promedio de  $0.21 \pm 0.02$  g PS m<sup>-2</sup> y la biomasa menor se observó en el Niño 14-16 con un promedio de  $0.01 \pm 0.00$  g PS m<sup>-2</sup>. No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los eventos del ENSO. (Figura 4)

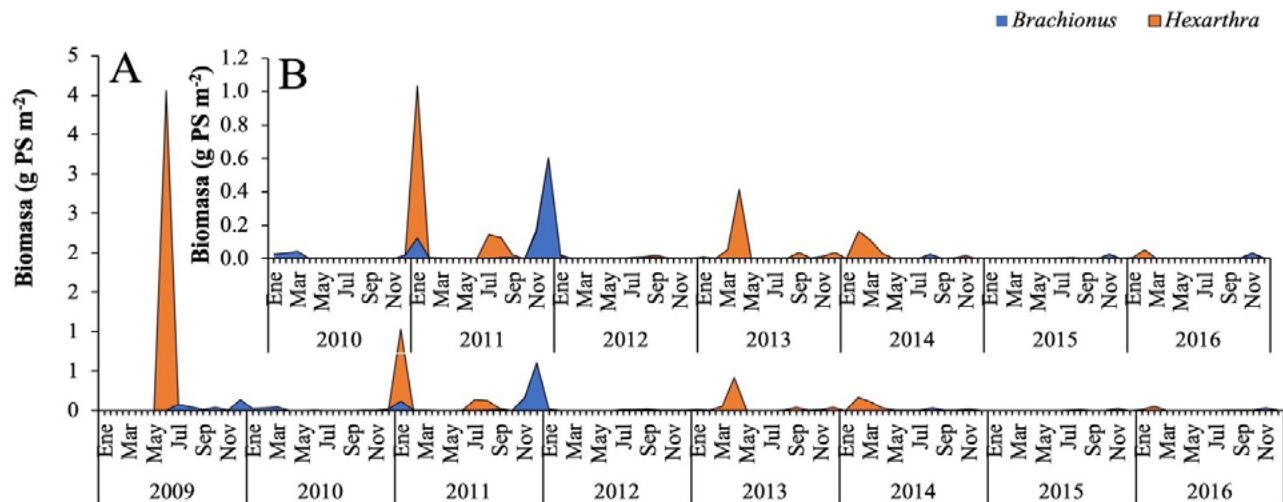


Figura 4. A. Variación de la biomasa de los rotíferos *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. DE 2009 A 2016 en el lago Alchichica, Puebla. B Detalle de la biomasa de los rotíferos *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. años 2010 a 2016.

## Conclusiones

El copépodo calanoide *Leptodiatomus garciai* fue la especie del zooplancton con mayor aporte de biomasa con el 99.87 % del total; *Hexarthra* sp. aportó el 0.05% y *Brachionus* sp. aportó el 0.08%. *L. garciai* registró su biomasa mayor durante la Niña 09 mientras que la de rotíferos se observó en la Niña

11-12. No se encontraron diferencia significativa entre eventos del ENSO para la biomasa de ninguno de los dos rotíferos; para la biomasa de *L. garciai* solo el año 2009 fue diferentes de los demás.

## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por PAPIIT a través de los proyectos “Los lagos como centinelas de cambio climático. Acoplamiento clima-lago-agua subterránea en cuencas endorreicas semiáridas” (IN213323), “La limnología del Lago Alchichica bajo el escenario actual de cambio ambiental global” (IN213323), “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México” (PINCC 2020-2021) y “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisiones de GEI” (PINCC 2023).

## Literatura citada

- Alcocer, J., and A. Lugo. 2003. Effects of El Niño on the dynamics of Lake Alchichica, central Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3), 523–528.
- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, J. A. Ramírez-Zierold, L. A. Oseguera, D. Cortés-Guzmán, F. S. Castillo-Sandoval and M. G. Pérez-Ramírez, 2021. Lake Alchichica limnology. *Lake Alchichica Limnology. The Uniqueness of a Tropical Maar Lake; Springer Nature: Berlin/Heidelberg, Germany*, 491.
- Alcocer, J. y L. Oseguera, 2019. El cuerpo de agua. En Alcocer, J. *Lago Alchichica: Una joya de biodiversidad*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 244 p.
- Alcocer, J., and F. W. Bernal-Brooks. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia*, 644(1), 1-54.
- Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M. D. R. Sánchez y G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(5), 3166-3169
- Arar, E.J. and G.B. Collins. 1997. Method 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin a in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA.
- Becker, V., V. L. M. Huszar and L. O Crossetti. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, 628, 137-151.
- Ciros-Pérez J, E. Ortega-Mayagoitia and J. Alcocer. 2015. The role of ecophysiological and behavioral traits in structuring the zooplankton assemblage in a deep, oligotrophic, tropical lake. *Limnology and Oceanography* 60: 2158-2172.
- González Contreras, C. G., J. Alcocer and L. Alberto Oseguera. 2015. Phytoplanktonic chlorophyll a in the tropical deep lake Alchichica: a long-term record (1999-2010). *Hidrobiológica*, 25(3), 347-356.
- Havens, K. and E. Jeppesen. 2018. Ecological responses of lakes to climate change. *Water*, 10(7), 917.
- Montiel, A. y J. Ciros. 2019. Plancton. En Alcocer, J. *Lago Alchichica: Una joya de biodiversidad*. Universidad Nacional Autónoma de México, FES Iztacala. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 244 p
- Ortega-Mayagoitia, E., J. A. Alcántara-Rodríguez, A. Lugo-Vázquez, A. Montiel-Martínez and J. Ciros-Pérez. 2022. Metazooplankton: The joys and challenges of living in a saline, oligotrophic, warm monomictic lake. In *Lake Alchichica Limnology: The Uniqueness of a Tropical Maar Lake* (pp. 237-260). Cham: Springer International Publishing.
- Osorio-Tafall, B. F. 1942. Un *Diaptomus* del México Central (Copepoda, Diaptomidae). *Revista Brasileira de Biología* 2: 147-154.
- Ramírez-Olvera, M.A. J. Alcocer, M. Merino-Ibarra and A. Lugo. 2009 Nutrient limitation in a tropical saline lake: A microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626, 5–13.
- Roldán, G. 1992. *Fundamentos de limnología neotropical. Medellín*. Editorial Universidad de Antioquia. pp. 205-223.
- Shahbaba B. 2012. *Biostatistics with R*. Springer New York Dordrecht Heidelberg London
- Shimoda, Y., M. E. Azim, G. Perhar, M. Ramin, M. A. Kenney, S. Sadraddini, A. Gudimov and G. B. Arhonditsis. 2011. Our current understanding of lake ecosystem response to climate change: what have we really learned from the north temperate deep lakes?. *Journal of Great Lakes Research*, 37(1), 173-193.
- Vadadi-Fülöp, C., C. Sipkay, G. Mészáros and L. Hufnagel. 2012. Climate change and freshwater zooplankton: what does it boil down to?. *Aquatic Ecology*, 46, 501-519.
- Vilaclara, G., M. G. Oliva-Martínez, M. Macek, E. Ortega-Mayagoitia, R. J. Alcántara-Hernández and C. López-Vázquez. 2022. Phytoplankton of Alchichica: A unique community for an oligotrophic lake. In *Lake Alchichica Limnology: The Uniqueness of a Tropical Maar Lake* (pp. 197-211). Cham: Springer International Publishing.
- Villalobos, G.U. 2006. Ciclo anual de estratificación y circulación en el Embalse Arenal, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 257-263.
- Shahbaba, B. 2012. *Biostatistics with R*. Springer New York Dordrecht Heidelberg London

## 2.7. Caracterización óptica de la materia orgánica disuelta en la cuenca media y baja del río Usumacinta, México

Soria-Reinoso Ismael<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>1</sup>; Rivera-Herrera Erika M.<sup>1</sup> y Oseguera Luis A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Departamento de Biogeoquímica y Ecología Microbiana, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC (MNCN-CSIC), Serrano 115 Bis, E-28006 Madrid, España.

\* Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

La materia orgánica disuelta (DOM) modula el ciclo del carbono (C) debido a su incorporación a través del metabolismo microbiano. No obstante, se conoce muy poco sobre la concentración y composición de la DOM en sistemas fluviales tropicales, caracterizados por una fuerte estacionalidad climática, tal y como sucede en el río Usumacinta, el principal sistema fluvial de México. El objetivo de este estudio fue evaluar la variación temporal (lluvias vs. secas) de la concentración y la composición de la DOM cromofórica (CDOM) en la cuenca media y baja del río Usumacinta, utilizando técnicas de espectroscopía de absorbancia UV-Vis. El río Usumacinta presenta un mayor contenido de compuestos aromáticos, de alto peso molecular y mayor contribución de lignina y celulosa durante la estación lluviosa, asociado al mayor aporte terrestre por escorrentía y lixiviación. En la estación seca aumentan los componentes autóctonos de CDOM (fitoplancton) debido a la intensa degradación microbiana y fotoquímica asociada al mayor tiempo de residencia del agua. En ambas temporadas se observó un incremento de la CDOM aguas abajo, posiblemente por el aporte terrestre alóctono desde los Pantanos de Centla localizados en la cuenca baja. La CDOM se correlacionó fuertemente con el carbono orgánico disuelto (DOC), demostrando la utilidad de integrar el DOC en sistemas fluviales tropicales mexicanos a partir de mediciones ópticas simples.

**Palabras clave:** *Absorción de CDOM; DOC; río tropical; Chiapas; México.*

### Abstract

Dissolved organic matter (DOM) modulates the carbon (C) cycle due to its incorporation through microbial metabolism. However, knowledge about the concentration and composition of DOM in tropical rivers, particularly those with strong seasonal variations like the Usumacinta River in Mexico, remains limited. Therefore, the objective of this study was to evaluate the temporal variation (rainy versus dry season) of the concentration and composition of the chromophoric DOM (CDOM) in the middle and lower basin of the Usumacinta River, using UV-Vis absorbance spectroscopy techniques. The Usumacinta River has a higher content of high molecular weight aromatic compounds and a more significant contribution of lignin and cellulose during the rainy season, associated with the greater terrestrial contribution by runoff and leaching. In the dry season, the autochthonous CDOM components (phytoplankton) increases due to the intense microbial and photochemical degradation associated with the longer water residence time. In both seasons, CDOM increased downstream, possibly due to the allochthonous terrestrial contribution from extensive Centla wetlands located in the lower basin. CDOM correlated strongly with dissolved organic carbon (DOC), demonstrating the convenience of integrating DOC into Mexican tropical river systems from simple optical measurements.

**Keywords:** *CDOM absorption; DOC; tropical river; Chiapas; Mexico.*

## Introducción

La materia orgánica disuelta (DOM) representa un vínculo fundamental entre los ciclos del carbono (C) terrestre y acuático. Una cantidad significativa de DOM terrestre se degrada en los sistemas fluviales a través de la mineralización fotoquímica y biológica y regresa a la atmósfera como CO<sub>2</sub> (Cole *et al.*, 2007, Battin *et al.*, 2008). La DOM cromofórica (CDOM) o coloreada representa la fracción de DOM que absorbe la luz (Li y Hur 2017). La CDOM es una fuente de energía que incluye compuestos solubles (p.ej., carbohidratos, aminoácidos, ácidos húmicos y fúlvicos) de alto y bajo peso molecular (PM) de origen autóctono o alóctono que están regulados por el metabolismo ecosistémico interno (p.ej., consumo microbiano, la fotodegradación y la floculación) (Zhang *et al.*, 2021).

La composición química de la CDOM determina sus propiedades ópticas, por lo que las mediciones a través de espectroscopía UV-Vis se han utilizado ampliamente para caracterizar la abundancia y calidad de la CDOM en sistemas fluviales (Spencer *et al.*, 2010, Lambert *et al.*, 2015, Wang *et al.*, 2019). Existen varios parámetros ópticos para caracterizar cualitativamente la CDOM. Los coeficientes de absorción ( $a_{CDOM}$ ) de longitudes de onda específicos ( $a_{254}$ ,  $a_{350}$ ,  $a_{440}$ ) proporcionan información del contenido de lignina, color y tienen relevancia en los ciclos biogeoquímicos (Massicotte *et al.*, 2017, Zhang *et al.*, 2021). Además, una serie de *proxies* ópticos simples relacionados con la aromaticidad de DOM y el PM, incluida la relación de pendiente espectral ( $S_R$ ) (Helms *et al.*, 2008) y la absorbancia UV específica a 254 nm ( $SUVA_{254}$ ) (Weishaar *et al.*, 2003) proporcionan información sobre la composición química y origen de la CDOM. Los  $a_{CDOM}$  presentan correlaciones positivas con el C orgánico disuelto (DOC) por lo que son un *proxy* confiable para predecir o estimar el DOC (Massicotte *et al.*, 2017).

El río Usumacinta es el más importante en cuanto a descarga hacia el Golfo de México superado solo por el río Mississippi. Recientemente se han realizado las primeras aproximaciones para evaluar no solo los flujos laterales de C (Cuevas-Lara *et al.*, 2021, Soria-Reinoso *et al.*, 2022a), sino también los flujos verticales de emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera del río Usumacinta (Soria-Reinoso *et al.*, 2020, 2022b), encontrándose que la estacionalidad climática tropical (lluvias vs. secas), la litología carbonatada y la presencia de extensos humedales (p. ej., “Pantanos de Centla”) determinan, en gran medida, los balances de C. Sin embargo, hasta la fecha, no se ha caracterizado la abundancia y calidad de la CDOM a pesar de su importancia en los procesos biogeoquímicos y ecológicos como parámetros más sensibles que las mediciones de DOC a los cambios ambientales. Por tal motivo, el objetivo del presente estudio fue determinar los coeficientes de absorción y caracterizar la variación estacional (temporada de lluvias -TL- frente a la de secas -TS-) de la CDOM del río Usumacinta en su porción mexicana (cuenca media y baja) para establecer la línea base para futuras investigaciones relacionadas con el ciclo y balance del C.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

Este estudio se realizó en la cuenca media y baja del río Usumacinta, sureste mexicano. El río Usumacinta forma parte de la Región Hidrológica No. 30 (RH 30) Grijalva-Usumacinta, que constituye el sistema fluvial más importante de México y de América Central, y el décimo de América del Norte (Benke y Cushing 2009). La RH 30 tiene un área drenaje de ~112 550 km<sup>2</sup> y ocupa el segundo lugar en cuanto a descarga hacia el Golfo de México después del río Mississippi con un caudal medio de ~2678 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Muñoz-Salinas y Castillo 2015).

El río Usumacinta nace en la Sierra de los Cuchumatanes en Guatemala (3800 m.s.n.m.), tras lo cual ingresa al territorio mexicano por la selva Lacandona y fluye a través de Chiapas, Tabasco y Campeche,

hasta que se le une el río Grijalva en la zona denominada Tres Brazos, ~24 km antes de su desembocadura en el Golfo de México (Soares y García 2017). En la cuenca baja destacan la Reserva de la Biósfera “Pantanos de Centla”, el sistema de humedales más grande de Mesoamérica (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2009). La cuenca del río Usumacinta tiene un clima tropical húmedo, con precipitaciones de ~1500 a 2500 mm año<sup>-1</sup>. Se diferencia una temporada lluviosa -TL- en verano (junio-noviembre) debido a la prevalencia de los vientos alisios que aportan hasta el 80% de la precipitación anual y una temporada seca -TS- en invierno (diciembre-mayo; Grodsky y Carton, 2003). El río Usumacinta no está represado en su curso mexicano y drena por una de las áreas de bosque tropical más grandes de la región; su cuenca está constituida fundamentalmente por rocas carbonatadas (Benke y Cushing, 2009).

### Metodología

Se realizaron dos campañas de muestreo, una en noviembre de 2021 (lluvias -TL-) y otra en abril de 2022, (secas -TS-). El trabajo de campo se realizó en seis estaciones correspondientes a los ríos Tzendales (M1), Lacantún (M2), el cauce principal del río Usumacinta en Frontera Corozal (M3) y Tres Brazos (B1), y la bifurcación hacia el río San Pedro-San Pablo (B3). Se tomaron muestras de Laguna Cometa (B2), como sitio representativo de los humedales de los Pantanos de Centla en la cuenca baja (Figura 1).



Figura 1. Estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca del río Usumacinta (M = cuenca media, B = cuenca baja).

En cada sitio, en la parte central del cauce, se midieron los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua [temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica (K<sub>25</sub>)] utilizando una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5. Para caracterizar el DOC, la CDOM y la concentración de Clorofila-a (Clor-a) se recolectaron por duplicado muestras de agua superficiales (0.5 m) utilizando una botella de muestreo UWITEC de 5 L.

Para la medición del DOC, se filtraron 60 ml de agua a través de filtros Whatman GF/F previamente calcinados. Las muestras de agua se fijaron con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (40%) y se almacenaron en frascos ámbar para evitar cualquier reacción fotoquímica. El DOC se midió en un Analizador TOC Shimadzu.

Las muestras de CDOM se filtraron sucesivamente, primero a través de filtros pre-combustionados Whatman GF/F (0.7 µm) y luego por filtros Millipore (0.22 µm). Las muestras se almacenaron en oscuridad y frío (4 °C) en frascos (prelavados con HCl) ámbar de borosilicato para evitar reacciones microbianas y de fotooxidación (Helms *et al.*, 2008).

Luego de climatizar las muestras a temperatura ambiente, se obtuvieron los espectros de absorbancia UV-Vis entre 200 nm y 800 nm, en intervalos de 1 nm, utilizando un espectrofotómetro de doble haz (Perkin Elmer, Lambda-35) con cubetas de cuarzo de 1 cm y agua ultrapura Milli-Q como blanco. Se restó la absorbancia media de 700 a 800 nm de todos los valores de absorbancia espectral para eliminar la línea base instrumental, la dispersión y efectos refractivos (Helms *et al.*, 2008). Los coeficientes de absorción neperianos  $a_{CDOM}$  (m<sup>-1</sup>) se obtuvieron a partir de los datos de absorbancia corregidos (A) en función de la longitud de la cubeta (L; 0.01 m), según la ecuación 1.

$$a_{CDOM} = 2.303 * A/L \quad (1)$$

Se calcularon los valores de SUVA<sub>254</sub> dividiendo la absorbancia (A) a 254 nm por la concentración de DOC (mg L<sup>-1</sup>) y se expresó en unidades de litro por miligramo de C por metro (Weishaar *et al.*, 2003). Las pendientes espectrales (S) se calcularon por ajuste lineal de los espectros de absorción del rango de longitud de onda (275-295 nm y 350-400 nm). El coeficiente de pendiente espectral S<sub>R</sub> se calculó como S<sub>275-295</sub> dividido por S<sub>350-400</sub> (Helms *et al.*, 2008). La concentración de Clor-a se midió por extracción en acetona y fluorometría (EPA 445.0, Arar y Collins, 1997).

Las diferencias temporales (lluvias vs. secas) se determinaron mediante un análisis factorial de varianza (cuenca x temporada). Se realizó la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de Levene para corroborar la normalidad y homocedasticidad de varianzas. Las variables que no cumplieron con estos supuestos fueron transformadas a escala logarítmica y estandarizados para tener una distribución de media de 0 y desviación estándar de 1. Se determinaron correlaciones no paramétricas (Spearman) con las variables fisicoquímicas, utilizando el programa SigmaPlot V14.0.

## Resultados y Discusión

### Variables fisicoquímicas

Las variables ambientales de la cuenca media y baja se presentan en el cuadro 1.

**Cuadro 1. Variables ambientales de la cuenca media y baja del río Usumacinta durante lluvias 2021 (TL) y secas 2022 (TS).**

Cuenca		T (°C)		OD (mg L <sup>-1</sup> )		pH		K <sub>25</sub> (µS cm <sup>-1</sup> )		Clor-a (µg L <sup>-1</sup> )	
		TL	TS	TL	TS	TL	TS	TL	TS	TL	TS
Media	Promedio	24.2	28.2	8.1	6.9	7.8	8.1	573	683	0.42	2.41
	d.e	0.9	1.4	0.5	0.3	0.2	0.0	90	170	0.31	1.71
Baja	Promedio	27.3	29.6	4.5	6.0	7.6	8.8	563	13 240	1.97	7.11
	d.e	0.8	1.1	1.9	1.6	0.2	0.5	109	15 915	0.30	3.55
Global	Promedio	25.9	29.1	6.1	6.4	7.7	8.5	567	8456	1.19	4.78
	d.e	1.7	1.4	2.3	1.4	0.2	0.5	97	13 902	0.84	3.65
	Mín.	22.9	26.5	1.1	1.8	7.0	7.9	465	503	0.11	0.68
	Máx.	27.8	32.3	8.6	8.6	8.0	9.3	730	54 829	2.85	20.68

TL = temporada de lluvias; TS = temporada de secas; T = temperatura; OD = oxígeno disuelto; K<sub>25</sub> = conductividad eléctrica estandarizada a 25°C; Clor-a = concentración de Clorofila-a; d.e = Desviación estándar, Mín. = mínimo, Máx. = máximo.



La temperatura fue mayor en la TS ( $F=57.8$ ;  $p<0.0001$ ) y en la cuenca baja ( $F=28.2$ ;  $p<0.001$ ). El OD no presentó diferencias entre temporadas ( $p>0.05$ ) pero sí valores más altos en la cuenca media que en la baja ( $F=9.3$ ;  $p<0.006$ ). El pH ( $F=5.9$ ;  $p<0.05$ ) y la  $K_{25}$  ( $F=38.9$ ;  $p<0.001$ ) fueron significativamente diferentes (cuenca x temporada), con valores más altos de  $K_{25}$  en la cuenca baja y en la TS por el ingreso de una cuña salina, que no se presentó en la TL. La concentración de Clor-a fue significativamente mayor en la TS ( $F=43.3$ ;  $p<0.0001$ ), con valores más altos en la cuenca baja ( $F=47.7$ ;  $p<0.0001$ ), similar a lo reportado para el año 2017-2018 (Cuevas-Lara *et al.*, 2021, Soria-Reinoso *et al.*, 2022a).

### Concentración de DOC y CDOM

El DOC no presentó diferencias significativas ( $p>0.05$ ) entre la TL ( $3.54\pm 2.21$  mg L<sup>-1</sup>) y la TS ( $3.06\pm 2.69$  mg L<sup>-1</sup>) pero sí valores más altos en la cuenca baja que en la media ( $F=35.5$ ;  $p<0.0001$ ; Figura 2a). En la TL los valores mínimos se registraron en el río Lacantún (M2; 0.53 mg L<sup>-1</sup>) y máximos en Laguna Cometa (B2; 9.74 mg L<sup>-1</sup>). Mientras tanto, en la TS el DOC mínimo (1.04 mg L<sup>-1</sup>) y máximo (11.61 mg L<sup>-1</sup>) se midieron en el cauce principal en Frontera Corozal (M3) y Laguna Cometa (B2), respectivamente. No se detectaron diferencias temporales del DOC porque en Tzendales (M1), Lacantún (M2) y Laguna Cometa (B2) el DOC fue mayor en secas (Figura 2a). Esto se explica posiblemente porque en Tzendales (M1) y Lacantún (M2) se registraron eventos de lluvias en la TS durante los días previos al muestreo, lo cual explicaría el mayor arrastre y lixiviación de DOC alóctono. Mientras tanto, el elevado DOC registrado en Laguna Cometa (B2) en la TS puede asociarse al aporte autóctono (fitoplancton), lo cual se verifica por la correlación del DOC con la Clor-a ( $r = 0.54$ ,  $p < 0.05$ ).

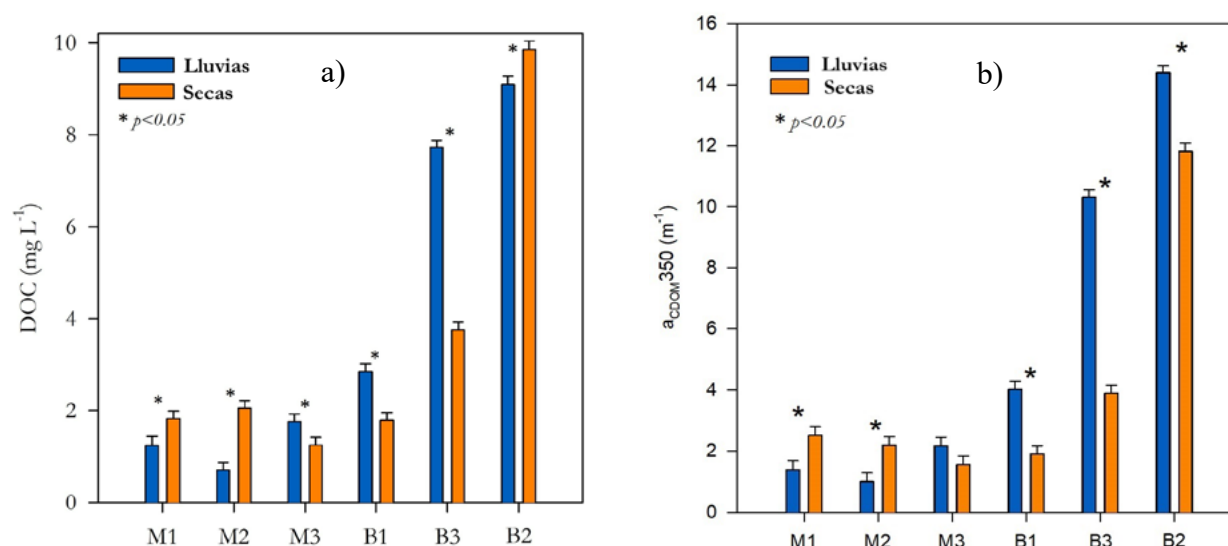
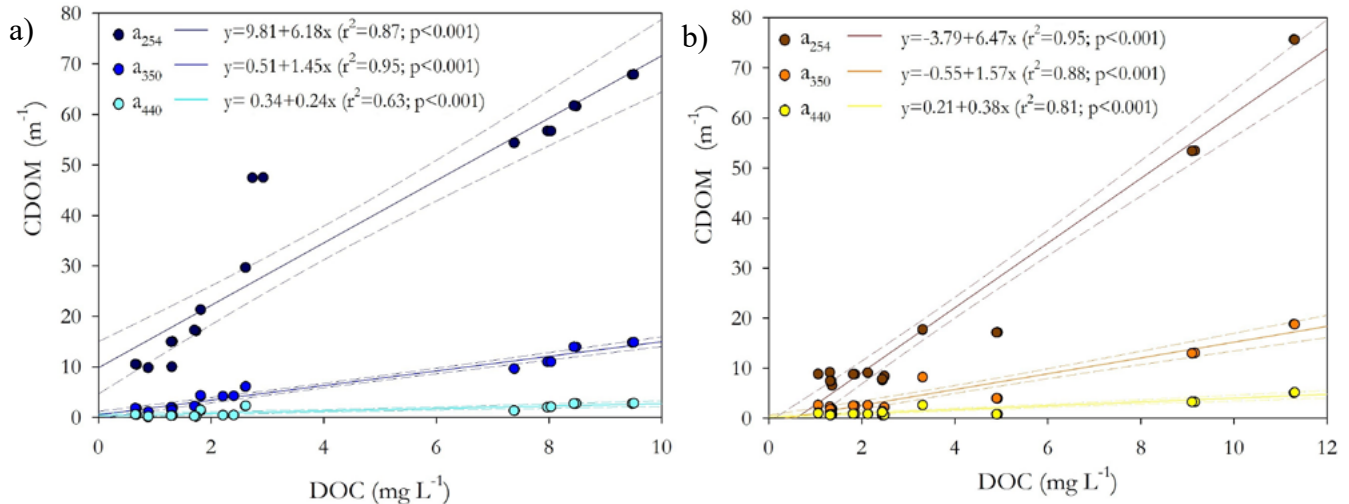


Figura 2. Variación longitudinal del DOC (a) y de la absorción promedio de CDOM a 350 nm ( $a_{350}$ ) (b) del río Usumacinta durante la época de lluvias 2021 (TL) y secas 2022 (TS).

La concentración de CDOM se reporta como  $a_{350}$ , proxy de lignina terrestre y parámetro útil para el estudio de los ciclos biogeoquímicos en los sistemas acuáticos (Zhang *et al.*, 2021). Al igual que el DOC, no se detectaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ) entre la TL ( $5.70\pm 4.85$  m<sup>-1</sup>) y la TS ( $3.98\pm 4.11$  m<sup>-1</sup>) pero sí un incremento significativo de la  $a_{350}$  en la cuenca baja ( $F=30.8$ ;  $p<0.0001$ ; Figura 2b). Los valores más altos se registraron en Laguna Cometa (B2) en ambas temporadas ( $14.32\pm 3.17$  m<sup>-1</sup>); mientras que, el mínimo de la TL ( $0.96$  m<sup>-1</sup>) se registró en el río Lacantún (M2) y de la TS ( $0.43$  m<sup>-1</sup>) en el Frontera Corozal (M3). Se observó una alta correlación entre los  $a_{CDOM}$  dentro de sus regiones del espectro de luz ultravioleta ( $a_{254}$ ;  $a_{320}$ ;  $a_{350}$ ;  $a_{365}$ ;  $r^2=0.79-0.99$ ;  $p<0.001$ ), por lo que presentaron un comportamiento longitudinal similar. Así mismo, los  $a_{CDOM}$  (254, 350 y 440) se correlacionaron fuerte y positivamente con el DOC ( $r>0.71$ ) para ambas temporadas, como se ha observado en varios sistemas fluviales (Spencer

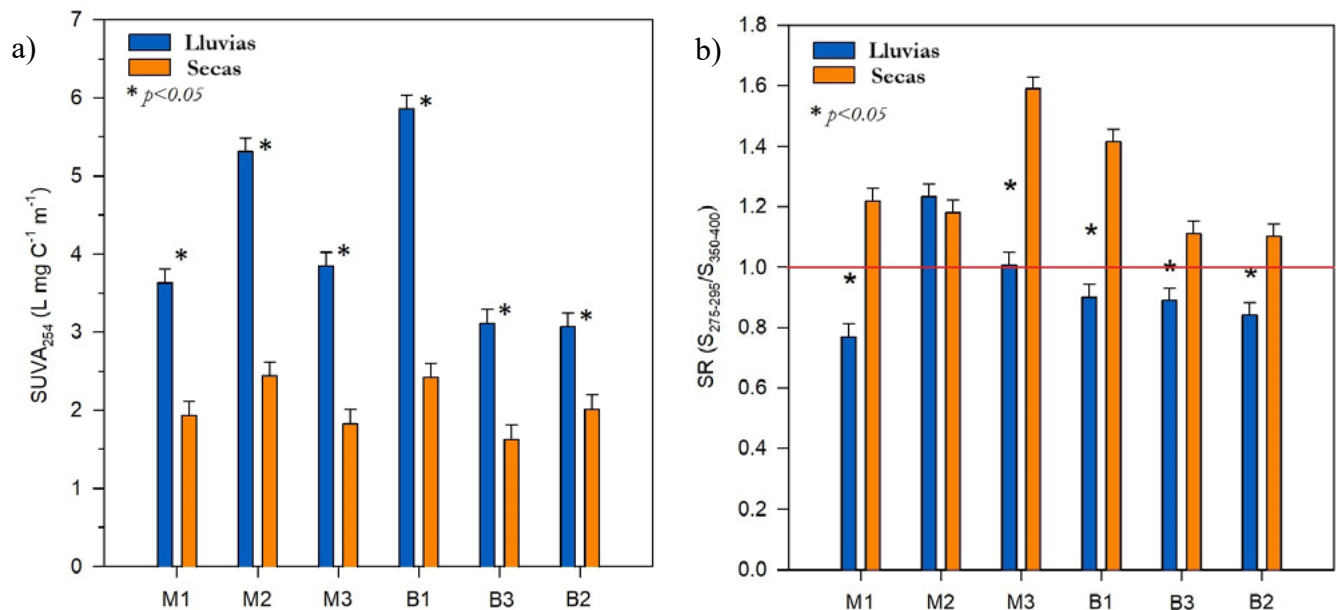
*et al.*, 2012). Por lo tanto, se derivaron relaciones CDOM-DOC robustas para la cuenca media y baja del río Usumacinta, diferenciando el efecto temporal (Figura 3a y b).



**Figura 3.** Relaciones entre el carbono orgánico disuelto (DOC) y la absorción de materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) para la temporada de lluvias (a) y de secas (b) en la cuenca media y baja del río Usumacinta.

#### Fuentes y procesamiento de CDOM

Los valores de  $SUVA_{254}$  (Figura 4a) variaron de 3.07 a 5.84  $L\ mg\ C^{-1}\ m^{-1}$  ( $4.62 \pm 2.03\ L\ mg\ C^{-1}\ m^{-1}$ ) en la TL y de 1.53 a 3.18  $L\ mg\ C^{-1}\ m^{-1}$  en la TS ( $2.13 \pm 0.76\ L\ mg\ C^{-1}\ m^{-1}$ ). Se observaron diferencias significativas entre ambas temporadas ( $F = 39.8$ ;  $p < 0.0001$ ), pero no entre la cuenca media y baja ( $p > 0.05$ ).  $SUVA_{254}$  se ha correlacionado positivamente con el grado de aromaticidad de la DOM (Weishaar *et al.*, 2003). Esto se verifica para el río Usumacinta por la correlación del  $SUVA_{254}$  con la Clor-*a* ( $r = -0.52$ ;  $p < 0.05$ ), lo cual indica una mayor proporción relativa de compuestos menos aromáticos en la TS.



**Figura 4.** Variación longitudinal de los parámetros cualitativos de la CDOM (a) Absorbancia UV específica a 254 nm ( $SUVA_{254}$ ) y (b) coeficiente de pendiente espectral ( $S_R$ ) en el río Usumacinta durante la época de lluvias (TL) y secas (TS). En (b) se distingue el límite de 1 para diferenciar compuestos de alto y bajo peso molecular.

El coeficiente de pendiente espectral ( $S_R$ ) se ha propuesto como un *proxy* inverso del PM (Helms *et al.*, 2008). Los valores de  $S_R$  (Figura 4b) fluctuaron entre 0.69 y 1.26 en la TL ( $1.09 \pm 0.37$ ) y entre 1.07 y 1.58 en la TS ( $1.19 \pm 0.35$ ). No se encontraron diferencias significativas entre la cuenca media y baja ( $p > 0.05$ ) pero se distinguen valores  $> 1$  en la TS y  $< 1$  en la TL, excepto Lacantún (M2). Esto explica que hay un enriquecimiento de compuestos de bajo PM ( $< 1000$  Da; menor humificación) derivados de fuentes autóctonas en la TS. Mientras tanto, en la TL se produce una acumulación de compuestos de alto PM ( $> 1000$  Da) de origen terrestre (Helms *et al.*, 2008). Los valores de  $S_R$  también pueden incrementar debido a la fotodegradación de CDOM (rompimiento de enlaces y pérdida de DOM de alto PM). En la TS, la fotodegradación podría aumentar por la menor turbidez y contenido de sólidos suspendidos totales (Cuevas-Lara *et al.*, 2021) que limitan la penetración de luz.

El  $SUVA_{254}$  y  $S_R$  se han utilizado como *proxies* para rastrear las fuentes y procesos de DOM en los sistemas fluviales. En general, altos valores de DOC durante los periodos de alto flujo, están relacionados con mayor aromaticidad (alto  $SUVA_{254}$ ) y PM medio-alto ( $S_R$  bajo). En el flujo base, el mayor tiempo de residencia aumenta la probabilidad de descomposición de DOC terrestre; por lo tanto, el bajo PM y menor aromaticidad en secas probablemente reflejan procesos de degradación fotoquímica o microbiana. Los cambios estacionales en las propiedades de CDOM se han verificado para ríos tropicales (Spencer *et al.*, 2010, Lambert *et al.*, 2015) y templados (Spencer *et al.*, 2012).

## Conclusiones

El presente estudio reporta por primera vez la variación de las propiedades ópticas de CDOM en el río Usumacinta. Se observó que la variación temporal tropical juega un rol fundamental en la concentración de CDOM. La elevada aromaticidad ( $SUVA_{254}$ ), el contenido de lignina ( $a_{350}$ ), color ( $a_{440}$ ) y la acumulación de compuestos de alto peso molecular ( $S_R < 1$ ) son indicativos de CDOM terrígena que ingresa al río durante la temporada de lluvias. Por otro lado, los compuestos de menor peso molecular ( $S_R > 1$ ) y poco aromáticos ( $SUVA_{254}$ ) están asociados con una mayor contribución del metabolismo microbiano al almacén (“pool”) de CDOM, indicativos de producción interna de CDOM en la temporada de secas. Se determinaron correlaciones CDOM-DOC útiles para posteriores estudios relacionados con el ciclo y presupuesto del C en sistemas fluviales.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue sufragado por el proyecto PINCC 2020 “*Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: Papel en la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México*”, PINCC 2021 “*Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Continuación*”, PINCC 2023 “*Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: Papel en la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisión de GEP*”, el proyecto DGAPA/PAPIIT IN216818 “*Flujos de carbono, nutrientes y sedimentos en un sistema lótico tropical*” y el proyecto ICOOP-CSIC “*Los grandes ríos del neotrópico y su contribución al ciclo de carbono global (COOPA20472)*”. Un agradecimiento especial al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. Asimismo, a Fundación Natura y Ecosistemas Mexicanos AC, a los colegas del equipo de Limnología Tropical de la FES Iztacala (UNAM) por su apoyo en el trabajo de campo.

## Literatura citada

Arar, E. J., y G. B. Collins. 1997. Method 445.0 In vitro determination of Chlorophyll a and Pheophytin in marine and freshwater algae by fluorescence. Página U.S. Environmental Protection Agency. United States Environmental Protection Agency, Office of Research

- and Development. National Exposure Research Laboratory, Cincinnati.
- Battin, T. J., L. A. Kaplan, S. Findlay, C. S. Hopkinson, E. Marti, A. I. Packman, J. Denis Newbold, and F. Sabater. 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience* 1:95–100. <https://doi.org/10.1038/ngeo101>.
- Benke, A. C., and C. E. Cushing. 2009. Rivers of North America. Páginas 425–437 *en* Elsevier, editor. *Encyclopedia of Inland Waters*.
- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, and J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171–184. [10.1007/s10021-006-9013-8](https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8).
- Cuevas-Lara, D., J. Alcocer, D. Cortés-Guzmán, I. F. Soria-Reinoso, F. García-Oliva, S. Sánchez-Carrillo, and L. A. Oseguera. 2021. Particulate organic carbon in the tropical Usumacinta River, southeast Mexico: Concentration, flux, and sources. *Water* 13 (11): 1561. [10.3390/w13111561](https://doi.org/10.3390/w13111561).
- Helms, J. R., A. Stubbins, J. D. Ritchie, E. C. Minor, D. J. Kieber and K. Mopper. 2008. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography* 53:955–969 <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>.
- Lambert, T., F. Darchambeau, S. Bouillon, B. Alhou, J. D. Mbega, C. R. Teodoru, F. C. Nyoni, P. Massicotte and A. V. Borges. 2015. Landscape Control on the Spatial and Temporal Variability of Chromophoric Dissolved Organic Matter and Dissolved Organic Carbon in Large African Rivers. *Ecosystems* 18:1224–1239. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9894-5>.
- Li, P. and J. Hur. 2017. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47:131–154. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>
- Massicotte, P., E. Asmala, C. Stedmon and S. Markager. 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Science of the Total Environment* 609:180–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.076>.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127:270–278. [10.1002/esp.3880](https://doi.org/10.1002/esp.3880).
- Soares, D. y A. García. 2017. La cuenca del río Usumacinta desde la perspectiva del cambio climático. Primera ed. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México.
- Soria-Reinoso, I., J. Alcocer, L. Oseguera-Pérez, R. Aucancela, D. Cuevas-Lara, D. Cortés-guzmán, M. Merino-Ibarra, J. A. Ramírez-Zierold, y J. Valenzuela. 2020. Dinámica de la presión parcial de CO<sub>2</sub> a lo largo del río Usumacinta, México. Página 602 *en* M. Hernández, M. Rojo, M. Fuentes, A. Velázquez, y M. Bolaños, editores. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Xochimilco, CDMX, México.
- Soria-Reinoso, I., J. Alcocer, S. Sánchez-Carrillo, F. García-Oliva, D. Cuevas-Lara, D. Cortés-Guzmán and L. A. Oseguera. 2022a. The Seasonal Dynamics of Organic and Inorganic Carbon along the Tropical Usumacinta River Basin (Mexico). *Water* 14:2703. [10.3390/w14172703](https://doi.org/10.3390/w14172703).
- Soria-Reinoso, I., S. Sánchez-Carrillo, J. Alcocer, M. Vargas-Sánchez, y L. A. Oseguera. 2022b. Variación temporal y espacial de las concentraciones y flujos de CH<sub>4</sub> en el Río Usumacinta, México. Páginas 51–58 *en* M. Hernández, O. Briones-Virrreal, M. Bolaños, y P. Ibarra, editores. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2022*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto de Ecología (INECOL), Texcoco, Estado de México, México.
- Spencer, R. G. M., K. D. Butler and G. R. Aiken. 2012. Dissolved organic carbon and chromophoric dissolved organic matter properties of rivers in the USA. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117. [10.1029/2011JG001928](https://doi.org/10.1029/2011JG001928)
- Spencer, R. G. M., P. J. Hernes, R. Ruf, A. Baker, R. Y. Dyda, A. Stubbins and J. Six. 2010. Temporal controls on dissolved organic matter and lignin biogeochemistry in a pristine tropical river, Democratic Republic of Congo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115:1–12. [10.1029/2009JG001180](https://doi.org/10.1029/2009JG001180).
- Wang, X., Y. Wu, H. Bao, S. Gan and J. Zhang. 2019. Sources, Transport, and Transformation of Dissolved Organic Matter in a Large River System: Illustrated by the Changjiang River, China. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124:3881–3901. [10.1029/2018JG004986](https://doi.org/10.1029/2018JG004986).
- Weishaar, J. L., G. R. Aiken, B. A. Bergamaschi, M. S. Fram, R. Fujii and K. Mopper. 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science and Technology* 37:4702–4708. [10.1021/es030360x](https://doi.org/10.1021/es030360x).
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day and B. Currie-Alder. 2009. Functioning of the Grijalva-Usumacinta River Delta, Mexico: Challenges for Coastal Management. *Ocean Yearbook* 23:473–501. <https://doi.org/10.1163/22116001-90000205>.
- Zhang, Y., L. Zhou, Y. Zhou, L. Zhang, X. Yao, K. Shi, E. Jeppesen, Q. Yu and W. Zhu. 2021. Chromophoric dissolved organic matter in inland waters: Present knowledge and future challenges. *Science of the Total Environment* 759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143550>.

## 2.8. Biomasa del zooplancton de dos lagos kársticos tropicales con estado trófico contrastante

Vivar-Sánchez Diego<sup>1</sup>; Fernández Rocío<sup>2</sup>; Oseguera-Pérez Luis<sup>2</sup>; Alcocer Javier<sup>2\*</sup>; Rivera-Herrera Erika M.<sup>3</sup> y Zúñiga-Ramos Catriona<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Licenciatura en Biología, FES Iztacala. FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, C.P. 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

\*Autor para correspondencia: biol.fernandez@gmail.com

### Resumen

En el presente trabajo se analiza el aporte de biomasa del zooplancton en dos lagos kársticos tropicales con diferente estado trófico, el oligotrófico Ensueño y el eutrófico La Encantada, pertenecientes al distrito lacustre del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”. Ambos lagos presentan características morfométricas similares. Los muestreos se llevaron a cabo en las dos épocas representativas de la estacionalidad tropical: secas/fría (mezcla) y lluvias/cálida (estratificación). En La Encantada se determinaron 9 taxones de rotíferos, 4 de copépodos y 2 de cladóceros, de los cuales solo 3 aportaron  $> 28 \mu\text{g PS L}^{-1}$ . En Ensueño se determinaron 2 taxones de rotíferos, 2 cladóceros y 1 copépodo, los cuales representan aproximadamente el 80% de la biomasa total en ambas temporadas. La biomasa del lago eutrófico varía de 97 a 390  $\mu\text{g PS L}^{-1}$  y la del lago oligotrófico de 25 a 48  $\mu\text{g PS L}^{-1}$ .

**Palabras clave:** biomasa zooplancton; copépodos; lagos kársticos, “Lagunas de Montebello”, Chiapas.

### Abstract

This paper analyzes the contribution of zooplankton biomass in two tropical karstic lakes with different trophic status, the oligotrophic Ensueño and the eutrophic La Encantada, belonging to the lacustrine district of the "Lagunas de Montebello" National Park. Both lakes present similar morphometric characteristics. Sampling was carried out in the two representative seasons of tropical seasonality: dry/cold (mixing) and rainy/warm (stratification). In La Encantada, 9 rotifers, 4 copepods, and 2 cladoceran taxa were determined, of which only 3 contributed  $> 28 \mu\text{g DW L}^{-1}$ . In Ensueño, 2 rotifer taxa, 2 cladoceran, and one copepod were determined, representing approximately 80% of the total biomass in both seasons. The biomass of the eutrophic lake varies from 97 to 390  $\mu\text{g DW L}^{-1}$ , and that of the oligotrophic lake from 25 to 48  $\mu\text{g DW L}^{-1}$ .

**Keywords:** zooplankton biomass, copepods, karst lakes.

### Introducción

Los sistemas acuáticos epicontinentales constituyen un componente importante en el ciclo global del carbono -C- (Oseguera *et al.* 2015). El zooplancton juega un papel fundamental en la transferencia de C dentro de las redes tróficas y en el flujo vertical de la columna de agua (Lavaniegos, 2007). Este transfiere parte del C atmosférico fijado por el fitoplancton y lo transporta dentro de la zona eufótica y hacia estratos más profundos a través de una compleja red trófica. El zooplancton contribuye al flujo pasivo

principalmente con sus excretas fecales, pero también se liberan huevos, mudas y cadáveres, así como el detritus resultante de la degradación de estos productos (Lavaniegos, 2007).

Los lagos “La Encantada” y “Ensueño” pertenecen al distrito lacustre Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM). Se eligieron ambos lagos por compartir características morfométricas tales como área, profundidad promedio y ubicación cercana a menos (1 km), pero presentan distinto estado trófico, eutrófico y oligotrófico, respectivamente (Alcocer *et al.*, 2018). En el presente estudio se analizó la composición del zooplancton en estos dos lagos con estado trófico contrastante en dos temporadas (cálida/lluviosa y fría/seca) con el fin de determinar cuál de los componentes del zooplancton aporta más biomasa y cómo cambia entre estaciones.

## Material y Métodos

### Área de estudio

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM) se caracteriza por encontrarse sobre un asentamiento de roca la caliza perteneciente al Cretácico localizado en estado de Chiapas, México (16°040’ a los 16°100’ N, 91°370’ a los 91°470’ W, a 1,500 m s. n. m.). Perteneciente a la subcuenca endorreica del Río Grande de Comitán-Lagos de Montebello. El clima es templado con lluvias, con una temperatura anual de 17.3°C, precipitación de 2,279 mm y evaporación 948 mm (Fernández *et al.*, 2022; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas -CONANP- Estación Climática Meteorológica Automática No. N15DA7496).

En el Cuadro 1 se resumen sus características morfométricas. La Encantada es un lago eutrófico con una concentración promedio de clorofila *a* de 12.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  y por el contrario Ensueño es un lago oligotrófico con un promedio de clorofila *a* de 0.5  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Vera-Franco *et al.* 2015).

**Cuadro 1. Características morfométricas de los lagos del Parque Nacional “Lagunas de Montebello”, Chiapas.**

Lago		Z <sub>max</sub> (m)	Z <sub>men</sub> (m)	A (ha)	L <sub>max</sub> (km)	Tipo
La Encantada	ENC	89	27.5	8.2	385	monomítico
Ensueño	ENS	35	21.6	2.7	220	monomítico

### Metodología

Se realizaron dos campañas de muestreo, en septiembre del 2022 que corresponde a la temporada cálida/lluviosa y en marzo 2023 que corresponde a la temporada fría/seca. Los muestreos se realizaron en la zona pelágica central. Se registraron los perfiles verticales de temperatura (T) y concentración de oxígeno disuelto (OD) con la ayuda de una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab (OTT Hydroment, Loveland, CO, EE. UU.).

De acuerdo con los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto se eligieron 3 profundidades de la zona de mezcla en cada lago. En cada profundidad se obtuvo una muestra de agua de 5 L con la ayuda de una botella Uwitec. Los cinco litros de se filtraron *in-situ* usando una malla de 64  $\mu\text{m}$ , los organismos retenidos se concentraron en viales de 50 ml y se fijaron con formaldehído al 4%. En el laboratorio se identificaron y cuantificaron los componentes del zooplancton (cladóceros, copépodos y rotíferos) utilizando una cámara de Sedwick-Rafter bajo un microscopio óptico. En el caso de la determinación, se utilizaron claves taxonómicas especializadas. Para la biomasa de los rotíferos primero se calculó el biovolumen basado en las fórmulas geométricas propuestas por Ruttner-Kolisko (1997). El peso húmedo fue estimado a partir del biovolumen de cada individuo (Bottrell *et al.*, 1976). El peso seco corresponde al 10% del peso húmedo (Pace y Orcutt, 1981). La biomasa de los microcrustáceos fue estimada por grupo (calanoides, cyclopoides, copepoditos, nauplios y cladóceros) poniendo los ejemplares a secar a 60°C durante 24 h y posteriormente se pesaron en un comparador de masas (precisión de 0.1  $\mu\text{g}$ ).

## Resultados y discusión

De acuerdo con los perfiles de T y OD durante la temporada cálida/lluviosa ambos lagos se encontraron estratificados. La zona de mezcla para La Encantada estuvo en los primeros 5 m mientras que en Ensueño llegó hasta los 25 m. En la época de fría/seca Ensueño se encontró mezclado con T y OD homogéneo en toda la columna de agua. En el caso de La Encantada esta presentó una T homogénea en toda la columna de agua, pero el OD estuvo por debajo del límite de detección después de los 9 m.

Se determinaron 15 taxones en La Encantada (eutrófico) de los cuales fueron 9 rotíferos, 4 copépodos y 2 cladóceros. El aporte de biomasa de los rotíferos fue  $< 2 \mu\text{g PS L}^{-1}$ , el de copépodos y sus estadios varió por debajo del límite de detección a  $324 \mu\text{g PS L}^{-1}$ , siendo los copepoditos calanoideos los que aportaron el 65% de la biomasa en el periodo de estratificación y el calanoide *Mastigodiatomus nesus* el 85% durante la circulación (cuadro 2). En el lago oligotrófico Ensueño se determinaron 5 taxones que corresponden a 2 rotíferos, 1 copépodo calanoide y 2 cladóceros. El aporte de biomasa de los rotíferos fue  $< 0.3 \mu\text{g PS L}^{-1}$ , el del copépodo calanoide y sus estadios varió de 5 a  $38 \mu\text{g PS L}^{-1}$  y el de los cladóceros de 0.6 a  $3.48 \mu\text{g PS L}^{-1}$  (Cuadro 3)

**Cuadro 2.- Biomasa de cada grupo del zooplancton en los periodos de mezcla (septiembre 2022) y de estratificación (marzo 2023) en el lago La Encantada. (DLD: debajo del límite de detección).**

La Encantada		
Zooplancton taxa	Biomasa ( $\mu\text{g PS L}^{-1}$ )	
Rotífera	Estratificación	Circulación
<i>Asplanchna</i> sp.	1.74	DLD
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0.05	DLD
<i>B. havanensis</i>	0.03	0.36
<i>B. angularis</i>	0.00	DLD
<i>Keratela americana</i>	0.16	DLD
<i>K. coclearis</i>	0.00	0.00
<i>K. tropica</i>	0.02	DLD
<i>Filinia longiseta</i>	DLD	0.22
<i>Polyarthra vulgaris</i>	DLD	0.17
Copépoda		
<i>Mastigodiatomus nesus</i>	DLD	324.12
<i>Leptodiatomus cuauhtemoci</i>	5.76	3.84
<i>Mycrocyclops ceibaensis</i>	1.60	DLD
<i>Termocyclops/Mesocyclops</i>	7.80	18.20
copepodito calanoide	28.5	41.04
copepodito ciclopoide	0.40	DLD
Cladóceras		
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	44.10	2.10
<i>C. lacustris</i>	6.90	0.90
Total	97.07	390.95

Fernández *et al.* (2022) reporta datos similares, aunque la biomasa determinada contempla más de una especie de copépodos calanoideos. En el caso de otros lagos eutróficos tropicales, el aporte mayor de biomasa es por parte de los cladóceros pequeños tales como *Ceriodaphnia* y/o de copépodos ciclopoideos (p.ej., Sendacz *et al.* 2006; Papa y Zafaralla, 2011).

**Cuadro 3.- Biomasa del zooplancton del lago Ensueño en los periodos de mezcla (septiembre 2022) y estratificación (marzo 2023).**

Ensueño		
Zooplankton taxa	Biomasa ( $\mu\text{g PS L}^{-1}$ )	
Rotífera	Estratificación	Circulación
<i>Keratela americana</i>	0.29	0.003
<i>Pthygura sp.</i>	0.10	0.02
Copépoda		
<i>Mastigodiatomus nesus</i>	5.55	9.99
Copepodito calanoide	38.38	15.96
Cladóceras		
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.60	DLD
<i>Diaphanosoma birgei</i>	3.48	DLD
Total	48.40	25.97

(DLD: debajo del límite de detección).

El comportamiento que se observó durante ambos periodos concuerda con lo reportado por Fernández *et al.* (2022), puesto que la composición en ambos lagos predomina el grupo de los copépodos seguido por los cladóceros. “La Encantada”, al ser un lago eutrófico, tiene una composición variable en contraposición con “Ensueño”, que mostró composición similar en ambos periodos.

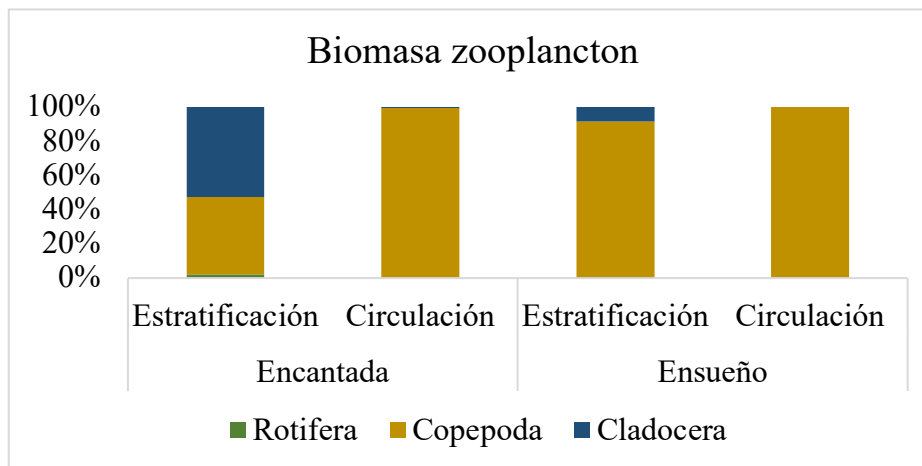


Figura 1. Contribución porcentual de biomasa de los copépodos, cladóceros y rotíferos en los lagos La Encantada y Ensueño en temporada de estratificación y circulación.

## Conclusiones

Los copépodos es el grupo de zooplancton que más biomasa aporta en los lagos estudiados, en especial el calanoide *Mastigodiatomus nesus*. Los rotíferos aportan menos del 1% en ambos lagos y los cladóceros el 50% en la temporada de estratificación en La Encantada.

## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por PAPIIT a través de los proyectos “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática” (AV200122), Área Experimental de Lagos Tropicales (AV200319), “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México” (PINCC 2020-2021) y “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisiones de GEI” (PINCC 2023).



## Literatura citada

- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, L. A. Oseguera and O. Escolero. 2018. Anthropogenic impacts on tropical karst lakes: “Lagunas de Montebello,” Chiapas. *Ecohydrology*, 11(8), e2029. DOI:10.1002/eco.2029
- Fernández, R., J. Alcocer, y L. A. Oseguera. 2022. Microcrustacean (Cladocera and Copepoda) assemblages of a tropical karst lake district. *Diversity*, 14(7), 564. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/d14070564>
- Fernández, R., L. A. Oseguera and J. Alcocer. 2020. Zooplankton biodiversity in tropical karst lakes of southeast Mexico, Chiapas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3184>
- Franco-Vera, M.N., P.P. Hernández-Victoria, J. Alcocer, V. Ardiles-Gloria y A. Oseguera Luis. 2015. Concentración y distribución vertical de la clorofila-a fitoplanctónica en los lagos de Montebello, Chiapas. In: Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, E. Escobar-Briones. (Editores). 2015. *Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica*. Asociación Mexicana de Limnología, UNAM y CONACyT.
- Lavaniegos, B. E. 2007. El papel del zooplancton en la transferencia del carbono en el Océano. *Hernández de la Torre, B. & G. Glaxiola (Eds)*, 129-139.
- Núñez Domínguez, J. O. 2007 Programa de conservación y manejo Parque Nacional “Lagunas de Montebello” México/fots., José Odón Núñez Domínguez (no. 333.72097275 p764c.). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (México)\México Secretaría De Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Oseguera, L. A., J. Alcocer y E. Y. Villarreal Quintero. 2015. Metabolismo lacustre de un lago tropical profundo: ¿Fuente o sumidero de carbono? *Hidrobiológica*, 25(3), 391-399.
- Papa, R. D. S., y M. T. Zafaralla. 2011. The composition, diversity and community dynamics of limnetic zooplankton in a tropical caldera lake (Lake Taal, Philippines). *Raffles Bulletin of Zoology*, 59(1).
- Sendacz, S., S. Caleffi, and J. Santos-Soares. 2006. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 337-350. DOI: 10.1590/s1519-69842006000200016



## 2.9. Reciclamiento del Carbono en condiciones anóxicas en los canales de Puente de Urrutia, Xochimilco

Escobedo-Garduño Rodrigo<sup>1,2</sup>; Ángeles-Vázquez José R.<sup>1,\*</sup>; Ferrara-Guerrero María J.<sup>1</sup>; Figueroa-Torres María G.<sup>2</sup>; Vargas-Solís Rosario C.<sup>2</sup> y Capetillo-Colín Fernando<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Ecología Microbiana;

<sup>2</sup> Laboratorio de Ficología y Fitofarmacología. Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso 1100 Col. Villa Quietud, Ciudad de México, México, C.P. 04960.

\*Autor para correspondencia\*: jangeles@correo.xoc.uam.mx

### Resumen

Las poblaciones bacterianas aerobias y anaerobias juegan un papel imprescindible para el reciclamiento del Carbono en ecosistemas acuáticos, sin embargo, es escasa la información sobre la actividad bacteriana heterótrofa anaerobia en estos ecosistemas. En esta investigación se eligieron seis sitios de muestreo ecológicamente distintos en los canales que forman el Polígono Puente de Urrutia, Xochimilco. En cada sitio se cuantificaron en agua de fondo y en sedimento superficial (1 cm de profundidad), la capacidad de las bacterias anaerobias de mineralizar ADN, proteínas, lípidos e hidratos de carbono. Esta capacidad se midió *in vitro* en cultivos en placas bajo atmosfera anaerobia (N<sub>2</sub>, 90% y CO<sub>2</sub>, 10%). Estas actividades se compararon con los cambios del perfil fisico-químico del agua y del sedimento superficial en épocas de lluvias 2022 (agosto). Los resultados encontrados mostraron que la población heterótrofa anaerobia en el sedimento superficial fue tres veces mayor que en agua de fondo. En el centro del canal de Tezhuilo se presentó la mayor actividad hidrolítica (1.14x10<sup>5</sup> UFC ml<sup>-1</sup>) en agua de fondo. Por otra parte, en los sedimentos del sitio la Laguna de Tezhuilo presentó la mayor actividad (2.42x10<sup>5</sup> UFC ml<sup>-1</sup>). A pesar del estrés en oxígeno que existe en este ecosistema, es significativa la actividad mineralizadora anaerobia, sin embargo, esta actividad no es mayor que la reportado en condiciones aerobias.

**Palabras clave:** *Agua de Fondo; Bacterias heterótrofas; Enzimas extracelulares; Mineralización de la materia orgánica; Sedimentos superficiales.*

### Abstract

Aerobic and anaerobic bacterial populations play an essential role in the recycling of carbon in aquatic ecosystems, however, there is little information on anaerobic heterotrophic bacterial activity in these ecosystems. In this research, six ecologically distinct sampling sites were chosen in the channels that form the Puente de Urrutia Industrial Estate, Xochimilco. At each site, the capacity of anaerobic bacteria to mineralize DNA, proteins, lipids and carbohydrates was quantified in bottom water and surface sediment (1 cm deep). This capacity was measured *in vitro* in plate cultures under anaerobic atmosphere (N<sub>2</sub>, 90% and CO<sub>2</sub>, 10%). These activities were compared with the changes in the physical-chemical profile of water and surface sediment during the rainy season in 2022 (August). The results found showed that the anaerobic heterotrophic population in the surface sediment was three times greater than in bottom water. In the center of the Tezhuilo channel, the highest hydrolytic activity (1.14x10<sup>5</sup> CFU ml<sup>-1</sup>) was present in bottom water. On the other hand, in the sediments of the site, the Laguna de Tezhuilo presented the highest activity (2.42x10<sup>5</sup> CFU ml<sup>-1</sup>). Despite the oxygen

stress that exists in this ecosystem, anaerobic mineralizing activity is significant; however, this activity is not greater than that reported under aerobic conditions.

**Keywords:** *Bottom Water; Extracellular enzymes; Heterotrophic bacteria; Mineralization of organic matter; Surface sediments*

## Introducción

Las bacterias heterótrofas son de importancia ecológica ya que realizan dos procesos fundamentales; i) la actividad mineralizadora que forma parte de la capacidad de autodepuración de los ecosistemas acuáticos, dejando a disposición elementos nutritivos para los productores primarios ii) la producción de biomasa bacteriana que es consumida eficazmente dentro de las cadenas tróficas (Madigan *et al.*, 1999; Sherr y Sherr, 2000). El reciclamiento de estas formas de carbono orgánico se lleva a cabo por actividad enzimática mediante la degradación hidrolítica de compuestos orgánicos modificando la retención o movimiento de nutrientes (Cole, 1999).

El Lago de Xochimilco brinda servicios ecosistémicos, es proveedor de recursos medicinales, materias primas y alimento, es importante en la recarga de mantos acuíferos y regulación del clima. Pese a los múltiples servicios que genera este ecosistema, ha sufrido grandes cambios y perturbaciones a través del tiempo y en la actualidad sigue en deterioro por el continuo crecimiento de la mancha urbana (Figueroa-Torres *et al.*, 2014, Ferrara-Guerrero *et al.*, 2014).

El desconocimiento por la falta de investigaciones respecto al papel ecológico de las poblaciones bacterianas heterótrofas anaerobias en los sedimentos ha hecho que estas poblaciones microbianas carezcan de interés en el momento de evaluar el impacto de la contaminación sobre los ecosistemas acuáticos. En esta investigación fue evaluada la potencialidad mineralizadora de las poblaciones bacterianas heterótrofas anaerobias, en agua de fondo y sedimentos superficiales en los sitios de estudio.

## Materiales y Métodos

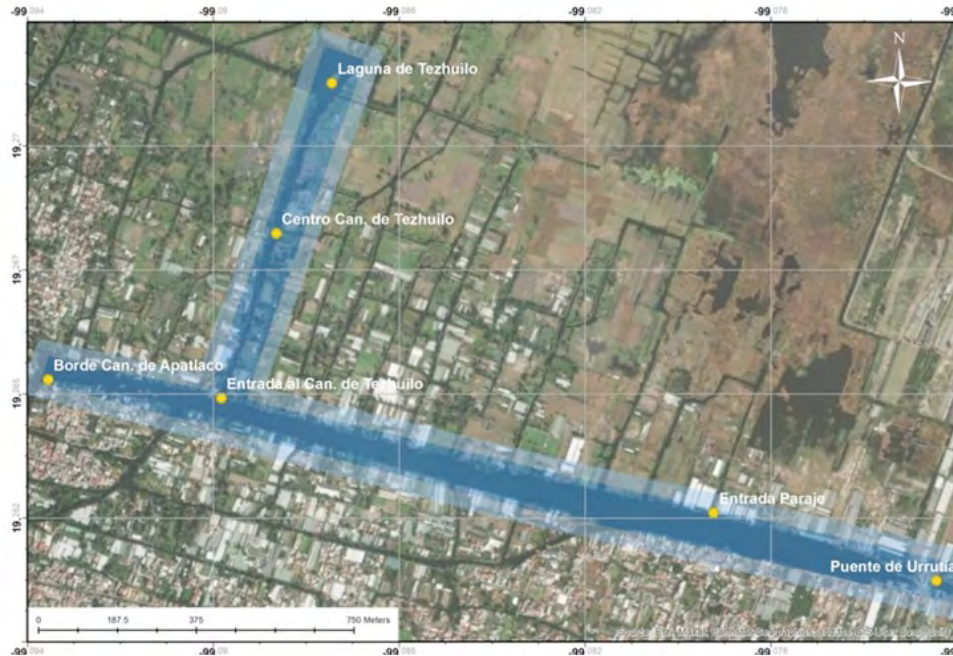
El Polígono Puente de Urrutia se ubica entre las coordenadas 19°15'34.7 N y 99°04'15" O; el canal mide 500 m de largo por 6 m de ancho, y su profundidad va entre 1.8 y 0.30 m. Se eligieron seis sitios de muestreo en esta zona (Fig. 1) de acuerdo con sus características ecológicas y tipos de actividad antrópica.

### *Trabajo de campo*

La profundidad y transparencia se midieron con un disco de Secchi, la temperatura del agua y sedimento con un termómetro de mercurio (rango de -20°C a 110°C), el pH con un potenciómetro HANNA (modelo Grochek HI98127). La conductividad y el potencial Redox se midieron con un Multiparamétrico YSI (modelo ProQuatro) y la salinidad con un refractómetro (modelo ATC Salinómetro Sal 0-100‰). El oxígeno disuelto (OD) ( $\text{mg l}^{-1}$ ) se evaluó por el método de Winkler (1998). Los materiales suspendidos (MES) fueron calculados de acuerdo con Hobson, (1967). Las muestras de agua para los análisis bacteriológicos fueron almacenadas en frascos tipo penicilina estériles y gasificados con  $\text{N}_2$ , preservados a 4° C hasta su procesamiento. Las muestras de agua para la determinación de nutrientes inorgánicos se filtraron con membranas Whatman GF/C y almacenadas

a  $-21^{\circ}\text{C}$  bajo atmósfera de  $\text{N}_2$ . Para las determinaciones de carbono orgánico total (TOC) y fósforo total (PT) las muestras de agua no fueron filtradas y se preservaron a  $-21^{\circ}\text{C}$  en frascos gasificados con  $\text{N}_2$ .

Las muestras de sedimento superficial se obtuvieron con una pala tipo draga, cinco mililitros fueron obtenidos con una jeringa estéril sin punta; y se preservaron en 45 ml gliceraldehído al 20% a  $-20^{\circ}\text{C}$ ; además se tomaron 50 g para el análisis de materia orgánica (M.O.%) y 500 g para textura y porosidad, las muestras se preservaron a temperatura ambiente.



**Figura 1.-** Sitios de muestreo Borde canal de Apatlaco (BCP), Entrada al canal de Tezhuilo (ET), Centro canal de Tezhuilo (CC), Laguna de Tezhuilo (LT), Entrada a paraje (EP) y Puente de Urrutia (PU)

### *Trabajo de laboratorio*

La actividad heterótrofa se evidenció a través de la producción de enzimas hidrolíticas extracelulares capaces de oxidar compuestos de alto peso molecular como el ADN, proteínas, lípidos, almidones y quitina (Lányi, 1997). Para el aislamiento de las poblaciones heterótrofas viables se utilizó agar nutritivo más dos gramos de cada sustrato probado. Los cultivos fueron incubados en condición anaerobias con una mezcla de gases de 90%  $\text{N}_2$ , 10%  $\text{CO}_2$  a  $28^{\circ}\text{C}$  por un periodo de 48 a 72 horas y las unidades formadoras de colonias se cuantificaron a través de la siguiente fórmula:

$$\text{UFC ml}^{-1} = \frac{\text{Número de colonias por placa} * \text{factor de dilución múltiple}}{\text{ml de la muestra sembrada}}$$

El porcentaje de MO en los sedimentos se determinó por el método de Walkey y Black (1934). El amonio se cuantificó por el método colorimétrico de Nessler a 630 nm (Boyd & Tucker, 1992), el TOC por el método de digestión en condiciones acidificadas utilizando un kit marca Hach® con sensibilidad de 0.3 a 20.0  $\text{mg C l}^{-1}$ , y el PT se midió por digestión por método del molibdo vanadato en medio ácido con un kit marca Hach® con sensibilidad de 1.0 a 100  $\text{mg l}^{-1} \text{PO}_3^4$ . La textura del sedimento se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos (1951), la porosidad de acuerdo con Revsbech

*et al.*, (1980) y Rasmussen & Jorgensen (1992). El análisis estadístico de correspondencia canónica (ACC) se realizó a través del programa PAST 4.0.

## Resultados y discusión

### *Agua de fondo*

En el agua de fondo la hidrólisis del ADN fue mayor en el sitio EP, y más escasa en los otros sitios muestreados. Los valores más altos en producción de quitinasas se encontraron en los sitios BCA, ET y LT (Cuadro 1). La quitina es el segundo polisacárido más abundante en la naturaleza después de la celulosa se caracteriza por ser un polisacárido complejo, su hidrólisis es principalmente por microorganismos anaerobios que tienen la capacidad de degradar polímeros complejos como celulosa (Rojas-Cáceres, 2008; Corrales, 2015). Se observó que en el sitio ET la actividad proteasa y quitinasa fueron semejante. La actividad amilolítica, fue escasa y no se observó en el sitio LT. El sitio CC no presentó actividad ADNasa, y el sitio PU no presentó actividad ADNasa y Lipasa.

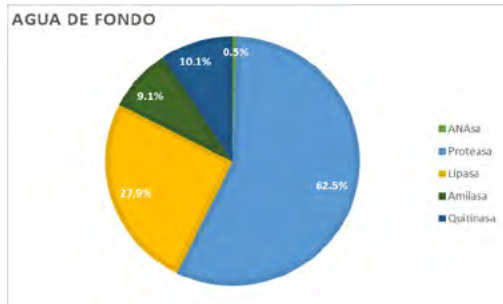
### *Sedimento superficial*

En los sedimentos, la actividad lipasa fue 10 a 100 veces mayor en los sitios BCA y ET que en agua de fondo. Esto se explica porque las lipasas se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza y sobre todo en los sedimentos de ecosistemas acuáticos someros con gran acumulación de materia orgánica, esta correlación se comprobó en nuestros resultados del análisis estadístico ( $p < 0,015$ ). La capacidad de hidrolizar almidón se presentó en todos los sitios, la mayor actividad se presentó en los sitios LT, EP y PU. La actividad ADNasa se presentó en cinco de los seis sitios muestreados, se pudo observar que la hidrólisis de esta molécula fue superior en sedimento a excepción del sitio EP. Al igual que en el agua de fondo, la mayor actividad hidrolítica fue la proteolítica (Figura 2) ya que estas enzimas presentan amplia distribución en diferentes metabolismos y ecosistemas, a medida que aumentan las poblaciones microbianas en los sedimentos se forman biopelículas compuestas por polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, estas biopelículas pueden resuspenderse y nutrir la columna de agua (Suarez-Fernández, 2002).

**Cuadro 1. Actividad hidrolítica en cada sitio de muestreo**

AGUA DE FONDO	ADNasa	Proteasa	Lipasa	Amilasa	Quitinasa
BCA	1.0x10 <sup>2</sup>	4.03x10 <sup>3</sup>	3.3x10 <sup>3</sup>	1.0x10 <sup>3</sup>	6.7x10 <sup>3</sup>
ET	1.7x10 <sup>2</sup>	3.33x10 <sup>3</sup>	3.3x10 <sup>2</sup>	6.7x10 <sup>2</sup>	3.3x10 <sup>3</sup>
CC	0	7.7x10 <sup>4</sup>	3.4x10 <sup>4</sup>	2.7x10 <sup>3</sup>	3.3x10 <sup>2</sup>
LT	3.3x10 <sup>1</sup>	3.3x10 <sup>1</sup>	3.3x10 <sup>1</sup>	0	1.0x10 <sup>2</sup>
EP	3.3x10 <sup>2</sup>	6.7x10 <sup>1</sup>	3.3x10 <sup>1</sup>	6.7x10 <sup>1</sup>	3.3x10 <sup>1</sup>
SEDIMENTO SUPERFICIAL	ADNasa	Proteasa	Lipasa	Amilasa	Quitinasa
BCA	9.3x10 <sup>3</sup>	4.7x10 <sup>4</sup>	3.3x10 <sup>4</sup>	1.7x10 <sup>4</sup>	3.3x10 <sup>1</sup>
ET	4.3x10 <sup>3</sup>	2.0x10 <sup>4</sup>	1.7x10 <sup>4</sup>	6.7x10 <sup>2</sup>	1.3x10 <sup>3</sup>
CC	2.7x10 <sup>3</sup>	1.7x10 <sup>4</sup>	3.3x10 <sup>4</sup>	1.0x10 <sup>4</sup>	1.3x10 <sup>3</sup>
LT	0	3.2x10 <sup>4</sup>	0	1.1x10 <sup>5</sup>	1.0x10 <sup>5</sup>
EP	6.7x10 <sup>2</sup>	3.7x10 <sup>3</sup>	6.7x10 <sup>2</sup>	1.7x10 <sup>4</sup>	6.7x10 <sup>3</sup>
PU	1.0x10 <sup>3</sup>	4.7x10 <sup>4</sup>	0	2.3x10 <sup>4</sup>	0

a



b

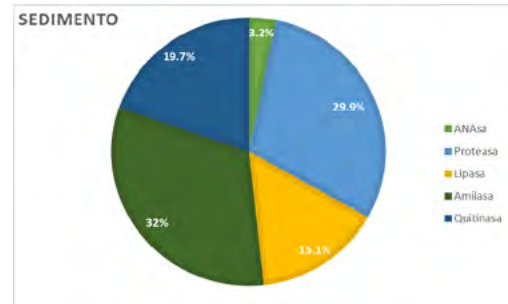
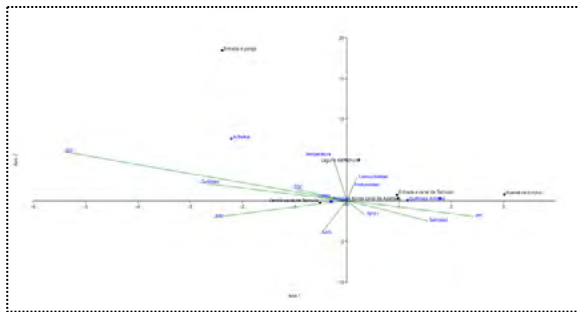


Figura 2.- Porcentaje de actividades hidrolíticas en los seis sitios de muestreo, agua de fondo (a) y sedimento superficial (1 cm de profundidad) (b)

El análisis ACC, de agua de fondo (Figura 3-a) mostró una dependencia positiva con la hidrólisis de lípidos, proteínas, con elevadas concentraciones de TOC, baja turbidez, y altos valores de MO y MES. Por otra parte, la producción de quitinasas y amilasas se vio influenciada por altas concentraciones de  $\text{NH}_4$ , por la baja profundidad, la baja salinidad y el pH neutro. También se puede explicar la menor actividad ADNasa encontrada en el sitio EP, en donde la concentración de oxígeno fue menor. Por otra parte, el análisis ACC de sedimento superficial (Figura 3-b) mostró que las actividades amilasas y quitinasas, pudieron estar influenciadas por la baja profundidad, sedimentos limosos y altas concentraciones de MO, mientras que la lipasa, ADNasa y proteasa por las altas concentraciones de TOC,  $\text{NH}_4$ , pH neutros, baja salinidad y sedimentos arcillosos.

a



b

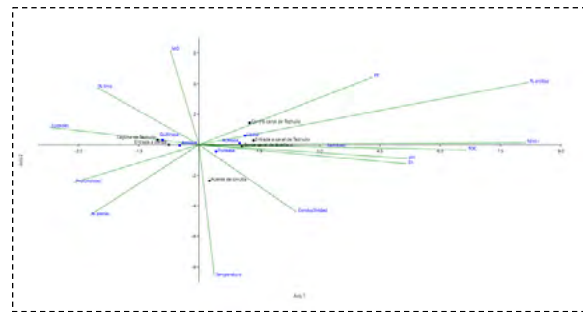


Figura 3.- Análisis de correlación canónica entre las diferentes actividades hidrolíticas estudiadas en agua de fondo, sedimento y los parámetros físico-químicos.

## Conclusiones

En general, se observó una significativa actividad bacteriana heterótrofa anaerobia en agua de fondo y sedimentos; sin embargo, estas actividades están por debajo de lo reportado para actividades bacterianas aerobias. Gonzales *et al.* (2021) mencionan que los valores de bacterias heterótrofas aerobias a partir de  $2.0 \times 10^2$  UFC  $\text{ml}^{-1}$  son significativos, por lo que los valores obtenidos en este estudio en agua de fondo ( $\pm 1.5 \times 10^5$  UFC  $\text{ml}^{-1}$ ) y en sedimento ( $\pm 5.5 \times 10^5$  UFC  $\text{ml}^{-1}$ ) indican que en el sistema estudiado se está llevando a cabo el reciclamiento de compuestos orgánicos y el intercambio de nutrientes entre la columna de agua y el sedimento por la comunidad bacteriana heterótrofa anaerobia, de manera eficiente. Además, estas poblaciones bacterianas son responsables de oxidar compuestos orgánicos de alto peso molecular, como la hemicelulosa participando así

activamente en la hidrólisis de sólidos insolubles para producir compuestos solubles simples que pueden ser aprovechados por otras comunidades microbianas presentes en el ecosistema.

El hecho de que este ecosistema tenga una profundidad entre 0.3 a 1.10 m de profundidad, y un constante paso de trajineras, permite la formación de microhábitats anaerobios por la resuspensión de partículas sedimentarias, lo que explica la presencia de microorganismos anaerobios en el agua de fondo.

Es necesario a futuro continuar realizando investigaciones que permitan conocer además la capacidad de depuración de fenoles, detergentes, pesticidas, entre otros, de las poblaciones bacterianas anaerobias, además, de su importancia ecológica.

## Agradecimientos

Los autores de este trabajo agradecen por el apoyo para el desarrollo de este proyecto al programa: Convocatoria para el Desarrollo Académico 2023, **Apoyo a los trabajos terminales del alumnado.**

## Literatura citada

- Boyd, C. y Tucker, C.S. 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. Alabama Agricultural Experimental Station. Auburn University. 183 p.
- Cole, J.J. 1999. Aquatic microbiology for ecosystem scientists: New and recycled paradigms in ecological microbiology. *Ecosystems* 2: (pp. 215-225).
- Corrales, L.C., Antolínez-Romero, D.M., Bohórquez-Macias, J.A. y Corredor-Vargas, A.M. 2015. Bacterias anaerobias: procesos que realizan y contribuyen a la sostenibilidad de la vida en el planeta. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Bogotá, Colombia. *NOVA*. 2015; 13 (23): (pp. 55-81).
- Coyne, M. 2000. Microbiología del suelo: Un enfoque exploratorio. Traducido por: Martin Rasskin. Editorial Paraninfo. España. 416 p.
- Ferrara-Guerrero, M.J., Hernández-Hernández, M., Ángeles-Vázquez, J. R., Ponce-Mendoza, A., Figueroa-Torres, M. G. & Vargas-Solis, R. C. 2014. La nitrificación microbiana como indicadora de calidad del agua en los canales de la zona chinampera de Xochimilco, México. *In* Figueroa-Torres, M.G., Linares-Jauregui, F., Ferrara-Guerrero, M.J. & Castro-Mejía, J. (2014). Manejo Integral de la Cuenca de Xochimilco y Sus Afluentes, ISSN 2007-5782, (pp. 35-44).
- Figueroa-Torres, M.G., Linares-Jauregui, F., Ferrara-Guerrero, M.J. & Castro-Mejía, J. (2014). Manejo Integral de la Cuenca de Xochimilco y Sus Afluentes. Hacia un plan de manejo sustentable y por la regeneración socioambiental de la subcuenca hidrológica de Xochimilco y sus afluentes. 118 p.
- González, M., Araque, J., Viteri, F., Villacis, L., Escobar, S., Araujo, L., Medina, G. y Andueza, F. (2021). Microbiología del agua del lago craterico volcánico Cuicocha. Imbabura. Ecuador. Cotopaxi. Ecuador. *Revista de la Facultad de Farmacia*, 63 (1): (pp. 1-17).
- Hobson, L.A. 1967. The seasonal and vertical distribution of suspended particulate matter in an area of the Northeast Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 12(4): (pp. 642-649).
- Lányi, B. (1997). Classical and rapid identification methods for medically important bacteria. (pp. 1-68). *In* Colwell R.R. y Grigorva R. (1997). *Methods in microbiology*, vol. 19. Academic Press, London, New York.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M. y Parker, J. 1999. Brock. *Biología de los microorganismos*. 8va Ed.
- Muyllaert, K., Van der Gucht, K., Vloemans, N., De Meester, L., Gillis, M., y Vyverman, W. 2002. Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus topdown variables in four eutrophic shallow lakes. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(10). (pp. 4740-4750).
- Rasmussen, H. y Jorgensen, B.B. 1992. Microelectrode study of seasonal oxygen uptake in a coastal sediment: role of molecular diffusion. *Mar Ecology Program. Ser 81*: (pp. 289-303)
- Revsbech N. P., Sorensen J., Blackburn T. H. y Lomholt J. P. 1980. Distribution of oxygen profiles in marine sediments measured with microelectrodes. *Limnol. Oceanogr.* 25: (pp. 403-408).
- Rojas-Cáceres, J.P. 2008. Estudio mineralización del carbonato de calcio usando como matriz quitosano y mezclas de quitosano con polímeros sintéticos hidrosolubles. Tesis de Licenciatura. Santiago de Chile. 62 p.
- Sherr, E. y Sherr, B. 2000. Marine Microbes. Analysis Overview. *En: Microbial Ecology of the Oceans*. D.L. Kirchman (ed.), Wiley-Liss Inc. 542 p.
- Suarez-Fernández, B. 2002. Enzima con actividad hidrolítica. Organización mundial de propiedad intelectual. Publicación internacional. WO 02/44359 A1. 42 p.
- Walkley, A. y Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63: (pp. 251-263).
- Winkler, M. 1998. Tratamiento biológico de aguas de desecho. México. 43 p.

## 2.10. Biomasa zooplanctónica durante la circulación de un lago monomítico cálido

Zavala-Velazquez Karla D.<sup>1</sup>; Fernández Rocío<sup>2,\*</sup>; Oseguera Luis A.<sup>2</sup>; Alcocer Javier<sup>2</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>3</sup>; Soria-Reinoso Ismael F.<sup>3</sup>; Cervantes-Bedolla Michelle<sup>1</sup> y Espíritu-Vera Kevin D.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Licenciatura en Biología, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>2</sup> Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. De los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, CP 54090, Tlalnepantla, Estado de México.

<sup>3</sup> Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.

\*Autor para correspondencia: biol.fernandez@gmail.com

### Resumen

El zooplancton de lagos tropicales profundos está sujeto a la hidrodinámica lacustre (periodos de estratificación y circulación) que a su vez está regulada por el clima tropical (época de lluvias y secas). En los recientes años el cambio climático ha provocado variabilidad climática. Alchichica es un lago tropical profundo con régimen de mezcla monomixis cálida. Se caracteriza por una baja riqueza específica de zooplancton, con solo tres especies dominantes, el copépodo *Leptodiptomus garciai*, un calanoide endémico y dos especies de rotíferos pertenecientes a las familias Brachionidae y Hexarthridae relacionadas con los complejos *B. picatilis* y *H. jenkiniae*, respectivamente. El lago presenta tres eventos fitoplanctónicos acoplados con la hidrodinámica del lago de los cuales el más importante es un florecimiento de diatomeas durante la circulación de la época fría/seca. El objetivo del trabajo fue analizar la variabilidad de la biomasa del zooplancton durante la época de circulación a lo largo de un periodo de 8 años (2009-2016). *L. garciai* contribuyó con casi el 100 % ( $31 \pm 75$  g PS m<sup>-2</sup>) de la biomasa y dominó en todos los periodos de circulación estudiados. De los rotíferos, tanto *Hexarthra* sp. como *Brachionus* sp. registraron su biomasa mayor en el año 2011 con  $0.305 \pm 0.525$  g PS m<sup>-2</sup> y  $0.044 \pm 0.068$  g PS m<sup>-2</sup>, respectivamente. Sin embargo, no se presentaron diferencias significativas entre años *L. garciai* solo fue diferente en 2009 donde alcanzó biomasa hasta 20 veces mayor. No se encontró correlación alguna entre la biomasa del fitoplancton (clorofila a) total ni sus fracciones con ninguno de los componentes del zooplancton.

**Palabras clave:** Lago Alchichica; florecimiento de diatomeas; rotíferos; copépodos.

### Abstract

The zooplankton of deep tropical lakes is subject to periods of stratification and circulation, and these, in turn, vary according to the temporality (rains and dry) that in recent years has fluctuated more by climatic variability, such as the case of Alchichica, a deep tropical lake with warm monomixis mixing regime. Alchichica has a low zooplankton richness, with only three dominant species, a copepod *Leptodiptomus garciai*, which is an endemic calanoid, and two species of rotifers belonging to the families Brachionidae and Hexarthridae related to the complex *B. picatilis* and *H. jenkiniae* respectively. In the lake, there are three phytoplankton events related to the lake's hydrodynamics. In the cold/dry season, diatoms bloom associated with the lake's circulation. The study aimed to observe how zooplankton biomass varies in circulation in Lake Alchichica over eight years (2009-2016). The calanoid copepod *L. garciai* contributed almost 100 % ( $31 \pm 75$  g PS m<sup>-2</sup>) of biomass and was present during all the circulation periods covered by the study. Of the rotifers, both *Hexarthra* sp. and *Brachionus* sp. recorded their highest biomass in 2011, with  $0.305 \pm 0.525$  g PS m<sup>-2</sup> and  $0.044 \pm 0.068$  g PS m<sup>-2</sup>, respectively. No significant difference was found between years for both rotifers and *L. garciai*; only the



year 2009 was different from the others, being 20 times greater. No correlation of total chlorophyll or its fractions with any of zooplankton components was found.

**Keywords:** *Lake Alchichica; Diatom bloom; rotifers; copepods*

## Introducción

El fitoplancton y zooplancton de los lagos tropicales profundos están sujetos a la hidrodinámica expresada en los periodos de estratificación y circulación (Winder y Schindler, 2004); a su vez, estos periodos cambian de acuerdo con la variabilidad climática tropical (épocas de lluvias y secas). El cambio climático ha modificado esta variabilidad climática en años recientes (Livingston, 2003; Reynolds, 2006; Winder y Sommer, 2012).

Alchichica es un lago tropical profundo que se ubica en Puebla, en la cuenca Oriental. Presenta un régimen de mezcla de monomixis cálida con periodos de mezcla durante la época seca/fría (finales de diciembre-enero a marzo-abril) y un periodo largo de estratificación que va de finales de abril a principios de diciembre) (Alcocer *et al.*, 2000; Macek *et al.*, 2009). La hidrodinámica térmica del lago es regular y predecible (Alcocer *et al.*, 2000; Macek *et al.*, 2009), lo que se expresa en los eventos fitoplanctónicos más importantes, como es el caso del florecimiento invernal de diatomeas que se presenta durante la circulación del lago (Vilaclara, *et al.*, 2022).

El lago Alchichica presenta una baja riqueza de zooplancton, con solo tres especies dominantes, el copépodo calanoide endémico *Leptodiaptomus garciai* (Osorio-Tafall, 1942) y dos especies de rotíferos, uno de la familia Brachionidae relacionado con el complejo *B. picatilis* (Muller, 1786) y el otro de la Hexarthridae relacionado con el complejo *H. jenkinsae* (Beauchamp, 1932). La biomasa del zooplancton está asociada con los eventos de desarrollo fitoplanctónico del lago, siendo que las mayores abundancias del zooplancton se presentan durante el periodo de circulación (Alcocer *et al.* 2022; Fernández *et al.* 2022). El objetivo del presente trabajo fue determinar la relación de la biomasa del zooplancton con la intensidad del florecimiento de diatomeas durante el periodo de circulación, así como determinar cuál especie de zooplancton es la que aporta más biomasa.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El lago Alchichica (19°24' N, 97°24' W, 2326 m s.n.m.) se localiza en la cuenca endorreica Oriental (~5,000 km<sup>2</sup>) en los límites de los estados de Puebla y Veracruz. El clima de la región árido con una evaporación anual de 1,690 mm y una precipitación anual de 500 mm (Caballero *et al.*, 2022). La temperatura del aire oscila entre los -5 a 30 °C, con una temperatura media anual de 14.4 °C (García, 2004). Este lago tiene una superficie de 2.3 km<sup>2</sup> y 1.7 km de diámetro, una profundidad máxima de 62 m y una media de 48.8 m (Filonov *et al.*, 2022). Contiene ~115,000,000 m<sup>3</sup> de agua salina dominada por iones de sodio, magnesio, cloro y bicarbonato, además es alcalina (pH~9) (Vilaclara *et al.*, 1993).

Alchichica es un lago monomíctico cálido con un periodo de mezcla corto de aproximadamente 3 meses y un periodo de estratificación largo que se caracteriza por el rápido desarrollo de un hipolimnion anóxico (Macek *et al.*, 2009). Es un lago oligotrófico con concentraciones de clorofila *a* ≤5 µg L<sup>-1</sup>, 4.14 ± 0.69 µM de nitrógeno total y 0.21 ± 0.04 µM de fósforo total en la capa de mezcla (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009).

## Metodología

Se realizaron campañas de campo mensuales durante de 8 años (2009- 2016). Los muestreos se llevaron a cabo en la parte central y más profunda del lago (62 m). Se registraron perfiles *in situ* (resolución espacial de 1m) de temperatura y oxígeno disuelto con una sonda multiparamétrica de calidad del agua marca Hydrolab modelos DS4. Con base en éstos se determinó cuando el lago se encontraba circulando.

La elección de las profundidades de muestreo se hizo tomando en cuenta los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto. Empleando una botella muestreadora Uwitec se obtuvieron muestras de agua de 5 L en diez profundidades a lo largo de la columna de agua. Para la obtención del zooplancton, las diez muestras recolectadas se filtraron *in situ* (54  $\mu\text{m}$ ) y los organismos se concentraron en viales de 50 mL, fijándose con formaldehído al 4% para su posterior identificación y recuento. En el laboratorio, las muestras de zooplancton se identificaron y contaron con una cámara Sedgwick Rafter usando un microscopio óptico. Se estimó la biomasa de los copépodos con base en el peso seco calculado con la medida de la longitud total (L en mm, excluyendo las setas caudales) empleando la constante  $PS = 7.6637 L^{1.8911}$  para nauplios y  $PS = 6.6705L^{2.0374}$  para copepoditos y adultos (Ciros *et al.*, 2015). En el caso de los rotíferos, la biomasa se estimó como biovolumen calculando con base en las fórmulas geométricas propuestas por Ruttner-Kolisko (1977). El peso húmedo se estimó a partir del biovolumen de cada individuo utilizando una densidad específica de 1.0, y el peso seco correspondió al 10% del peso húmedo (Ruttner-Kolisko, 1977).

Al igual que para el zooplancton se tomaron muestras de las diez profundidades para la determinación de la concentración de clorofila a total (Clor-a) y fraccionada por talla grande (GClor-a  $\geq 2 \mu\text{m}$ ) y pequeño (PClor-a  $< 2 \mu\text{m}$ ). Para la determinación de la concentración de Clor-a y sus fracciones se siguió el método fluorométrico 445.0 del EPA (Arar *et al.*, 1993).

Tanto la biomasa del zooplancton como la concentración de Clor-a y sus fracciones se integraron por unidad de área en la capa de mezcla. Para determinar si existían diferencias significativas entre los años se realizó una prueba de prueba U de Mann-Whitney y para ver si existe una correlación entre los componentes del zooplancton y la Clor-a y sus fracciones se realizó una correlación de Spearman (Shahbaba 2012).

## Resultados y Discusión

El periodo de circulación en el lago Alchichica abarco tres meses (enero, febrero y marzo) en 7 de los 8 años; en 2016 la circulación se retrasó y duro solo dos meses (febrero y marzo). Febrero es el mes en el que se encuentran los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto homogéneos y en marzo se observó que la temperatura en la superficie es más elevada y el oxígeno disuelto en el fondo empieza a disminuir. La temperatura del fondo se incrementó 0.5 °C del 2009 al 2016 lo cual puede ser una evidencia de que la zona está sufriendo calentamiento regional. A pesar de que en todos los años se observaron perfiles de temperatura homogéneos en los años 2010, 2013 y 2014 el oxígeno fue de por debajo del límite de detección por debajo de los 50 m.

La concentración de clor-a durante el florecimiento de diatomeas correspondiente al periodo de circulación del lago Alchichica varió de 87  $\text{mg m}^{-2}$  a 930  $\text{mg m}^{-2}$  con un promedio de  $395 \pm 226 \text{ mg m}^{-2}$ . Durante el año 2011 se registró la concentración mayor de Clor-a con un valor promedio de  $564 \pm 417 \text{ mg m}^{-2}$  en un rango de 110 a 910  $\text{mg m}^{-2}$ . El año 2009 presentó la concentración menor de Clor-a con un valor promedio de  $149 \pm 19 \text{ mg m}^{-2}$  y un intervalo de 129 a 167  $\text{mg m}^{-2}$  (Figura 1). La GClor-a aporta el 74% de la Clor-a presentándose el mayor aporte en 2016 con un 92% y el menor en 2009 con el 52%. La dominancia de la GClor-a se debe a que durante este florecimiento las diatomeas son más abundantes las especies de talla grande (p.e., *Cyclotella alchichicana*, *C. choctawhatcheeana*, *Chaetoceros elmorei*).

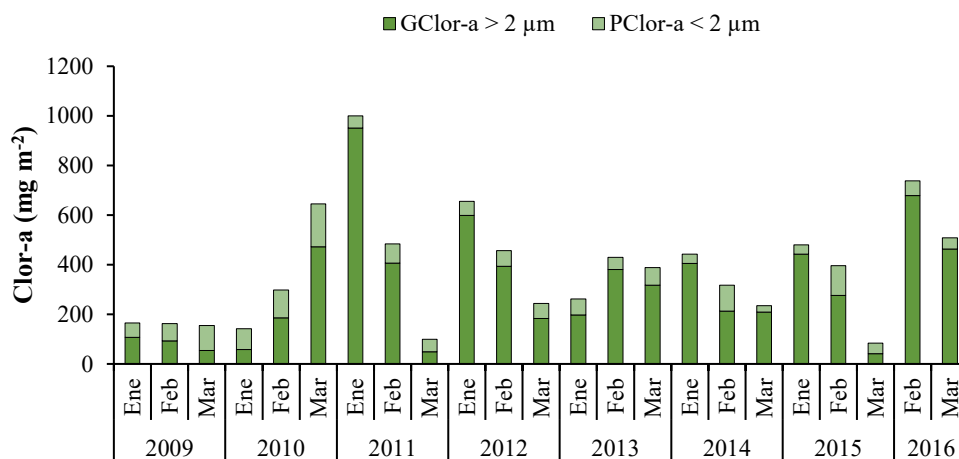


Figura 1. Clorofila *a* total durante el florecimiento de diatomeas en los periodos de circulación en el lago de Alchichica, Puebla.

El copépodo *Leptodiatomus garciai* se registró en todos los florecimientos de diatomeas en los ocho años estudiados aportando el 99.95 % de la biomasa total. La biomasa de éste varió de 1.3 g PS m<sup>-2</sup> a 315 mg PS m<sup>-2</sup> con un promedio de  $31 \pm 75$  g PS m<sup>-2</sup>. La mayor biomasa en el año 2009 presentó un promedio de  $175 \pm 77$  g PS m<sup>-2</sup> mientras los valores más bajos se registraron en el año 2013 con un promedio de  $2 \pm 2$  g PS m<sup>-2</sup> y un intervalo 1 a 5 g PS m<sup>-2</sup> (Figura 2). El promedio de la biomasa de *L. garciai* encontrado en 2009 es casi 20 veces más que los valores registrados durante todo el periodo estudiado.

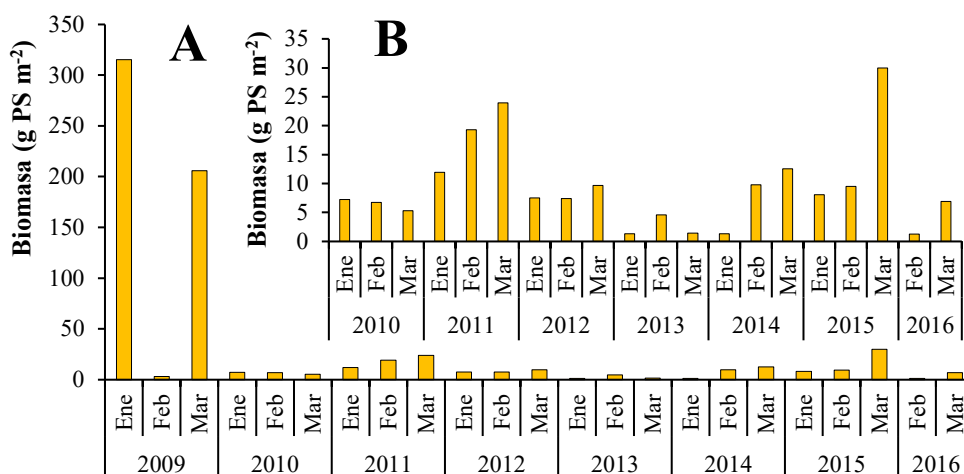


Figura 2. A Biomasa de *L. garciai* durante el florecimiento de diatomeas en la época de circulación del lago Alchichica a lo largo de un periodo de ocho años. B Detalle de la biomasa del calanoido *L. garciai* de los años 2010 a 2016.

Con relación a la biomasa de los rotíferos, estos aportaron el 0.05 % del total (*Brachionus* sp. 0.01 % y *Hexarthra* sp. 0.04 %) y, a diferencia del copépodo, no se encontraron en todos los años. *Brachionus* sp. se observó en cinco años mientras que *Hexarthra* sp. se registró en seis años (Figuras 3 y 4).

La biomasa del rotífero *Brachionus* sp. durante el florecimiento de diatomeas varió de estar ausente a 0.122 g PS m<sup>-2</sup>. Los mayores valores de biomasa se registraron en el año 2011 con un promedio de  $0.044 \pm 0.068$  g PS m<sup>-2</sup>. En el periodo del 2013 a 2016 la biomasa es menor a 0.019 g PS m<sup>-2</sup>.

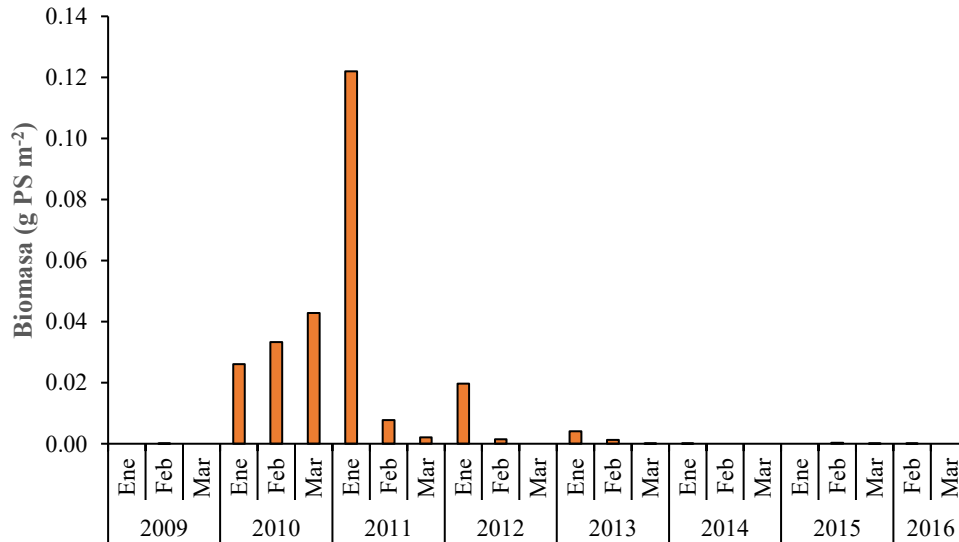


Figura 3. Biomasa del rotífero *Brachionus* sp. durante el florecimiento de diatomeas en la época de circulación del lago Alchichica a lo largo de un periodo de ocho años.

*Hexarthra* sp. es el organismo zooplanctónico con la menor biomasa en la mayoría de los años donde se encontró, a excepción del año 2011, donde se registró una biomasa de  $0.305 \pm 0.526$  g PS m<sup>-2</sup> que fue superior a la de *Brachionus* sp. a diferencia del resto de tiempo de estudio presentando valores menores a 0.038 g PS m<sup>-2</sup>.

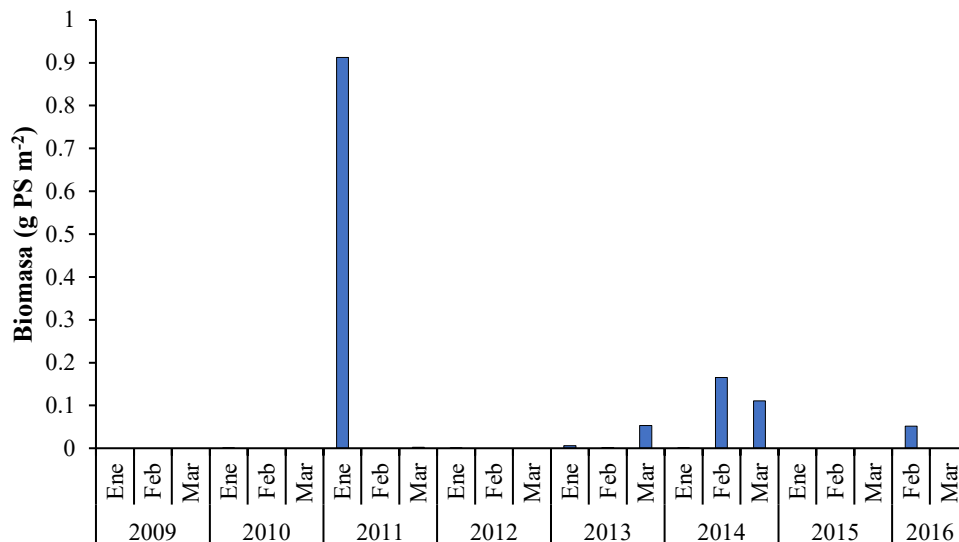


Figura 4. Biomasa del rotífero *Hexarthra* sp. durante el florecimiento de diatomeas en la época de circulación del lago Alchichica a lo largo de un periodo de ocho años.

La biomasa de *L. garciai* encontrada en 2009 fue diferentes significativamente ( $p < 0.05$ ) al resto de los años entre los cuales no se presentaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ). No se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre años para *Brachionus* sp. y *Hexarthra* sp. lo cual se debe a que las desviaciones estándar son muy elevadas. En 2011 se encontró la biomasa mayor para ambos rotíferos (Figuras 3 y 4). No se encontró una correlación entre la clor-a con el copépodo ( $r_s = -0.48$ ,  $p > 0.05$ ) ni con los rotíferos *Brachionus* sp. ( $r_s = 0.33$ ,  $p > 0.05$ ) y *Hexarthra* sp. ( $r_s = -0.21$ ,  $p > 0.05$ ). Tampoco se encontró ninguna correlación significativa ( $p > 0.05$ ) entre las fracciones de la clorofila, GClo-a y PClor-a, con ninguno de los componentes del zooplancton.

## Conclusiones

La clorofila *a* de talla grande aporta el 74 % de la clorofila *a* total. La especie del zooplancton con mayor aporte de biomasa es el copépodo calanoide *Leptodiatomus garciai* con casi el 100 % de la biomasa total; los rotíferos solo aportan el 0.05 % de la biomasa. *L. garciai* registró su biomasa mayor durante el año 2009 que fue 20 veces más que el resto del periodo. No se encontraron diferencias significativas entre años para la biomasa de ninguno de los dos rotíferos; para la biomasa de *L. garciai* solo el año 2009. No se encontró una correlación de la clorofila *a* total ni sus fracciones con ninguno de los componentes del zooplancton.

## Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por PAPIIT a través de los proyectos “Los lagos como centinelas de cambio climático. Acoplamiento clima-lago-agua subterránea en cuencas endorreicas semiáridas” (IN213323), “La limnología del Lago Alchichica bajo el escenario actual de cambio ambiental global” (IN213323), “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México” (PINCC 2020-2021) y “Cuerpos acuáticos epicontinentales: Papel de la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México. Segunda parte: Eutroficación y emisiones de GEI” (PINCC 2023).

## Literatura citada

- Alcocer, J., A. Lugo., E. Escobar., M. R. Sánchez and G. Vilaclara. 2000. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(5), 3166-3169.
- Arar, E.J. and G.B. Collins. 1997. Method 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin a in Marine and Freshwater. Algae by Fluorescence; U.S. Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA.
- Caballero, M., R. A. Silva-Aguilera y Ó. Escolero. 2022. Lago Alchichica: Una joya de biodiversidad. pp. 35-45. En Alcocer, J. (ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ciros-Pérez, J., E. Ortega-Mayagoitia and J. Alcocer. 2015. The role of ecophysiological and behavioral traits in structuring the zooplankton assemblage in a deep, oligotrophic, tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 60, 2158–2172.
- Fernández, R., J. Alcocer., A. Lugo., L. A. Oseguera and S. Guadarrama-Hernández. 2022. Seasonal and interannual dynamics of pelagic rotifers in a tropical, saline, deep lake. *Diversity*, 14(2), 113.
- Filonov, A., I. Tereshchenko, M.R. Barba-López, J. Alcocer and L. Ladah. 2022, Meteorological regime, local climate, and hydrodynamics of Lake Alchichica. In *Lake Alchichica Limnology: The Uniqueness of a Tropical Maar Lake*; Alcocer, J. (eds) Springer International Publishing: Berlin/Heidelberg, Germany.
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen; Quinta; Instituto de Geografía, UNAM: Ciudad de México, Mexico, ISBN 9703210104.
- Livingstone, D. M. 2003. Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. *Climatic change*, 57(1), 205225.
- Macek, M., J. Alcocer., A. Lugo-Vázquez., M. E. Martínez-Pérez, L. Peralta Soriano and G. Vilaclara-Fatjó. 2009. Long term picoplankton dynamics in a warm monomictic, tropical high altitude lake. *J. Limnol.* 68, 183–192.
- Ramírez-Olvera, M.A., J. Alcocer, M. Merino-Ibarra and A. Lugo. 2009 Nutrient limitation in a tropical saline lake: A microcosm experiment. *Hydrobiologia* 626, 5–13.
- Reynolds, C. S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press.
- Shahbaba B. 2012. Biostatistics with R. Springer New York Dordrecht Heidelberg London.
- Vilaclara, G., M. Chávez, A. Lugo, H. González and M. Gaytán. 1993. Comparative description of crater-lakes basic chemistry in Puebla State, Mexico. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 25, 435–440.
- Vilaclara, G., M. G. Oliva-Martínez., M. Macek., E. Ortega-Mayagoitia., R. J. Alcántara-Hernández and C. López-Vázquez. 2022. Phytoplankton of Alchichica: A Unique Community for an Oligotrophic Lake. pp. 197-204. In Alcocer, J. (ed.) Springer. Gewerbestrasse, Switzerland.
- Winder, M., D. E. Schindler. 2004. Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology*, 10(11),1844-1856.
- Winder, M., Sommer, U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5-16.



# 3 Ecosistemas Costeros





### 3.1. Almacén de carbono en suelo de manglares en proceso de restauración

Moreno-Martínez Ameyali<sup>1,\*</sup>; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,2</sup>; Teutli-Hernández Claudia<sup>3</sup> y Pech-Poot Eunice Y.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Carretera antigua a Progreso km 6, Col. Loma bonita, Mérida, Yucatán, México.

<sup>2</sup> Laboratorio de Resiliencia Costera (LANRESC). Sisal, Yucatán, México.

<sup>3</sup> Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Mérida. Universidad Autónoma Nacional de México. Yucatán México.

\*Autor para correspondencia: ameyali.moreno@cinvestav.mx

#### Resumen

Los manglares capturan y almacenan grandes cantidades de Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a través de la fotosíntesis y es transformado en biomasa vegetal. Al CO<sub>2</sub> capturado y almacenado como C orgánico en biomasa vegetal y suelo de ecosistemas costeros (e.g., manglares, praderas marinas y marismas) por periodos largos (años hasta miles de años) se le conoce como “carbono azul”. En los últimos años se han implementado acciones de restauración ecológica enfocadas la recuperación de servicios ecosistémicos en sitios degradados, incluyendo la capacidad de almacén de C. El objetivo de este trabajo fue determinar la variabilidad en el almacén de C orgánico en el suelo de diferentes tipos ecológicos de manglar (franja, cuenca y chaparro) en proceso de restauración localizados en dos escenarios ambientales (húmedo y seco) en la costa kárstica de Yucatán. Las muestras de suelo se colectaron con ayuda de un nucleador de metal en un rango de 0-10 cm de profundidad, considerando la fracción con tonalidad más oscura. La estructura forestal y los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial se evaluaron *in situ* y posteriormente en el laboratorio se llevó a cabo la caracterización de las submuestras de suelo, análisis del contenido de materia orgánica y carbono y la estimación del almacén de C en suelo. El mayor almacén de C orgánico en suelo estuvo asociado a aquellos sitios con características ambientales de tipo húmedo (cuenca y franja) con similitudes en la estructura de la vegetación;  $16.9 \pm 2.1 - 28.7 \pm 1.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ .

**Palabras clave:** *carbono azul; servicios ecosistémicos; tipos ecológicos; cambio climático*

#### Abstract

Mangroves capture and store substantial amounts of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) through photosynthesis, which is then transformed into plant biomass. CO<sub>2</sub> sequestered and stored as organic carbon in plant biomass and soil of coastal ecosystems (e.g., mangroves, seagrasses, and tidal marshes) for long periods (years to thousands of years) is known as "blue carbon". In recent years, ecological restoration actions are being implemented in degraded sites focused on recovering ecosystem services, including carbon storage potential. The aim of this study was to determine the variability of soil organic C storage in different mangrove ecological types (fringe, basin and, dwarf) undergoing ecological restoration located in two environmental scenarios (wet and dry) on the karstic coast of Yucatan. Soil samples were collected with a metal corer in a depth range of 0-10 cm, considering the fraction with darker hue. The forest structure and pore-water physicochemical parameters were evaluated *in situ*, then, in the laboratory, we characterized the soil subsamples and analyzed the organic matter and carbon content and estimated the soil C stocks. The highest soil organic C stocks were associated with those sites with humid environmental scenario (basin and fringe) with similarities in the structure of the vegetation;  $16.9 \pm 2.1 - 28.7 \pm 1.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ .

**Key words:** *blue carbon; ecosystem services; ecological types; climate change*



## Introducción

Los manglares son conocidos como ecosistemas de carbono azul, esto por su capacidad de almacén de carbono orgánico por largos periodos, principalmente en el suelo (Nellemann *et al.*, 2009; Trumper *et al.*, 2009). Las diferencias en las características estructurales de los manglares definidas por la hidrología, geomorfología y condiciones climáticas, tienen como resultado diferentes tipos ecológicos de manglar y diferencias en la provisión de servicios ecosistémicos como el almacén de carbono (Twilley *et al.*, 2018; Cinco-Castro *et al.*, 2022). Sin embargo, son ecosistemas que han sido degradados por impactos naturales y antrópicos, teniendo como consecuencia la disminución de su distribución global del 2.1% (Goldberg *et al.*, 2020). La restauración ecológica de sitios degradados desde una perspectiva de Soluciones basadas en Naturaleza es vista como oportunidad para la mitigación y adaptación del cambio climático (Cohen-Shacham *et al.*, 2016), ya que favorece la captura y almacén de carbono (Pendleton *et al.*, 2012). En Yucatán, se han implementado acciones de restauración en zonas de manglar degradadas como la modificación hidrológica para recuperar condiciones ecológicas, estructurales y funcionales a fin de lograr su auto sostenibilidad, resiliencia y provisión de servicios ecosistémicos (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). Por lo tanto, este estudio tiene como objetivo determinar la variabilidad en el almacén de C orgánico en suelo en diferentes tipos ecológicos de manglar (franja, cuenca y chaparro) en proceso de restauración localizados en dos escenarios ambientales (húmedo y seco) en la costa kárstica de Yucatán.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El área de estudio comprende cinco sitios de manglar con diferentes tipos ecológicos (franja, cuenca y chaparro) distribuidos en dos escenarios ambientales, húmedo y seco (Fig. 1). El escenario húmedo está influenciado por el anillo de cenotes y las descargas subterráneas como fuente principal de agua dulce en los sitios de manglar (García-Ruiz *et al.*, 2019). Mientras que en el escenario seco el aporte de agua subterránea es bajo, y el principal aporte de agua dulce proviene de la precipitación. Los sitios seleccionados se encuentran en proceso de restauración, la principal acción implementada fue la rehabilitación hidrológica con la apertura de canales (Herrera-Silveira *et al.*, 2022). En el sitio de Celestún, adicionalmente se reforestó con plántulas de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* (Teutli-Hernández, 2017). El diseño de muestreo consistió en la selección de parcelas establecidas (0.0025 ha cada una) para evaluar los cambios en las condiciones ambientales (agua, suelo y vegetación) posterior a la implementación de las acciones de restauración. Se muestrearon 48 parcelas totales, 35 en el escenario húmedo (franja-Dzilam = 12; cuenca-Celestun = 15; cuenca-Sisal = 8) y 13 en escenario seco (chaparro-Yucalpetén = 5; chaparro-Progreso = 8).

### *Muestreo en campo*

La colecta de las submuestras de suelo se realizó con un nucleador de metal de 1 m de longitud y 5.25 cm de diámetro. Previamente se retiró la capa superficial del suelo o mantillo, es decir, hojarasca, raíces, y material fino o grueso que pudiese estar presente. Se colectaron cuatro submuestras a diferente rango de profundidad (e. g. 0-15 cm, 15-30 cm, 30- 50 cm, 50-100 cm) (Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011). Para fines de esta investigación, en cada núcleo se colectó la submuestra superficial correspondiente al rango 0-10 cm de profundidad como referencia del material acumulado posterior a la restauración ecológica. Las muestras se transportaron en frío para su posterior análisis.

Las condiciones del agua intersticial juegan un papel importante en el almacén de C en suelo. El monitoreo de las variables reguladoras del suelo se realizó a través del análisis físicoquímico del agua

intersticial: salinidad, temperatura, pH y potencial redox con ayuda de un refractómetro y un multiparamétrico ULTRAMETER II-6 PFC.

Para determinar la estructura de los árboles, en cada parcela se midieron las variables: diámetro a la altura del pecho (DAP; 1.30 m) utilizando cinta diamétrica o vernier. Con base en esta medida se calculó el área basal por individuo y por hectárea. Así mismo, se determinó la especie y altura.

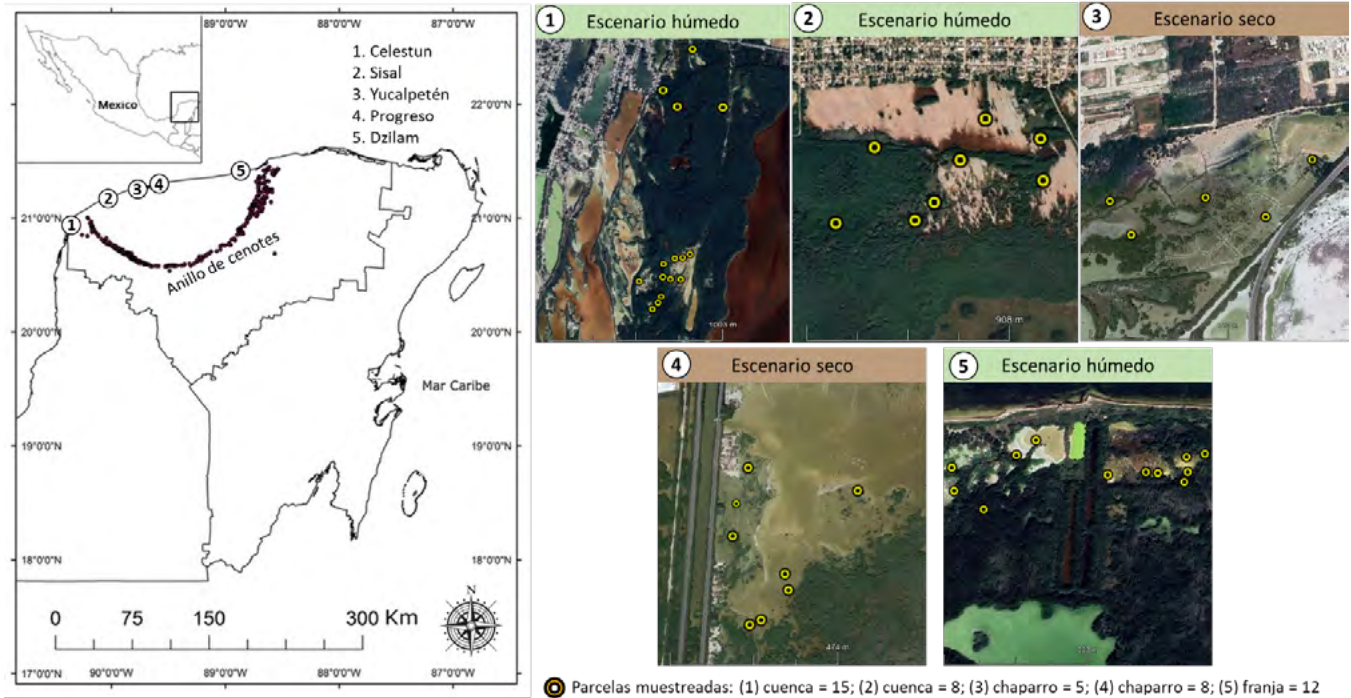


Figura 1. Ubicación de los tipos ecológicos de manglar en proceso de restauración en dos escenarios ambientales (húmedo y seco) en la costa de Yucatán, México.

### Análisis de laboratorio

Una vez en el laboratorio, las muestras fueron secadas en un horno a 70° C por 72 h y el peso seco se obtuvo usando una balanza analítica (OAHUS Scout Pro). Cada muestra se trituró, tamizó y homogenizó para su análisis (Howard *et al.*, 2014). Para determinar las características generales del suelo se emplearon diferentes técnicas: la textura se obtuvo mediante el método de campo propuesto por Siebe *et al.* (2006), el color en húmedo y seco se determinó mediante la observación en la tabla Munsell (1980), y la densidad aparente se calculó como el cociente entre el peso seco (g) y el volumen de la muestra (cm<sup>3</sup>) tomando en cuenta las dimensiones (profundidad y diámetro) de la muestra colectada (Kauffman y Donato, 2012). El contenido de materia orgánica se determinó con el método de Loss On Ignition (Dean, 1974; Bengtsson y Enell, 1986). El contenido porcentual de carbono total se obtuvo por el método de combustión seca empleando un auto-analizador elemental (Sollins *et al.*, 1999; Howard *et al.*, 2014). El almacén (Mg ha<sup>-1</sup>) de carbono orgánico se calculó usando el contenido porcentual, la densidad aparente de cada muestra y la profundidad.

Para la cuantificación de las reservas de carbono es importante reportar la incertidumbre asociada a la estimación (Kauffman y Donato, 2012), debido a que toda evaluación conlleva cierto grado de error relacionado con las fallas en la medición y tamaño de muestra (Wolfgang y Lazos, 2004; Cisneros-de la Cruz *et al.*, 2021). La incertidumbre se obtuvo siguiendo la ecuación 1 (Kauffman y Donato, 2012):

$$\text{Incertidumbre (\%)} = (\text{Error del IC} \times 2 / \text{Media del IC}) \times 100$$

donde, IC es el intervalo de confianza obtenidos con el método Bootstrap no paramétrico.

## Resultados y Discusión

Pese a que las condiciones previas a la restauración ecológica en cada sitio fueron distintas (Herrera-Silveira *et al.*, 2010, 2012), la implementación de las acciones de restauración ecológica (e.g. rehabilitación hidrológica y reforestación) realizadas en los sitios evaluados en este estudio derivaron en el establecimiento y desarrollo de la vegetación. Las mayores alturas y áreas basales se registraron en el escenario ambiental húmedo con tipos ecológicos de cuenca y franja (Cuadro 1). Esto se relaciona con las condiciones hidrológicas predominantes en el sitio; se encuentra inundado mayor parte del año con aportes de agua dulce subterránea a través de manantiales (Herrera-Silveira y Comín, 2000; Bauer-Gottwein *et al.*, 2011), resultando en bajos niveles de salinidad intersticial (Cuadro 1), lo cual implica menor estrés para el desarrollo de la vegetación (Kodikara *et al.*, 2017).

Las condiciones de menor salinidad intersticial y mejor desarrollo de la vegetación favorecieron el aporte de material orgánico en forma de hojarasca y material particulado, posteriormente por el proceso de descomposición es integrado como en forma de C al suelo. Al momento del muestreo correspondiente a este estudio, el contenido de materia orgánica fue mayor en sitios con mejor desarrollo en la estructura de la vegetación, que, aunado a condiciones menos salinas (Cuadro 1) favorecieron la acumulación de materia orgánica por periodos largos, lo cual es resultado de la lenta descomposición (Loomis y Craft, 2010; Morrissey *et al.*, 2014).

**Cuadro 1. Variables ambientales (vegetación y parámetros fisicoquímicos intersticiales) de tipos ecológicos de manglar en proceso de restauración en dos escenarios ambientales (húmedo y seco) en la costa de Yucatán, México.**

Escenario ambiental	Promedio ± Error estándar				
		Húmedo			Seco
Tipo ecológico	Cuenca	Cuenca	Franja	Chaparro	Chaparro
Sitio	Celestún	Sisal	Dzilam	Yucalpetén	Progreso
Especies	<i>L. racemosa</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>A. germinans</i>		
	<i>A. germinans</i>	<i>R. mangle</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>A. germinans</i>	<i>A. germinans</i>
	<i>R. mangle</i>		<i>R. mangle</i>		
Altura (m)	5.1 ± 0.20	3.5 ± 0.09	4.2 ± 0.13	1.7 ± 0.04	2.1 ± 0.09
Área basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	33.9	20.4	69.9	13.3	13.4
Densidad (ind ha <sup>-1</sup> )	8,222	11,900	13,846	20,640	8,400
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	0.23 ± 0.02	0.34 ± 0.03	0.30 ± 0.04	0.37 ± 0.07	0.36 ± 0.03
Materia orgánica (%)	47.8 ± 3.5	34.9 ± 3.5	34.5 ± 4.1	26.3 ± 2.7	25.1 ± 1.9
Salinidad (UPS)	39.4 ± 2.0	22.1 ± 1.1	51.6 ± 1.2	56.9 ± 1.2	51.3 ± 1.9
Temperatura (°C)	31.8 ± 0.2	28.6 ± 0.1	30.8 ± 0.4	31.3 ± 0.2	29.7 ± 0.1
pH	7.0 ± 0.04	7.0 ± 0.02	6.9 ± 0.02	7.1 ± 0.03	7.1 ± 0.04
Potencial redox (mV)	-291.7 ± 8.2	-297.0 ± 4.8	-308.9 ± 3.3	-274.4 ± 5.2	-290.6 ± 5.4

En cuanto al almacén de C orgánico en suelo superficial, los mayores valores registrados corresponden al tipo ecológico manglar de cuenca y franja (Sisal, Celestún y Dzilam) en escenario ambiental húmedo (Cuadro 2). Dichos valores se asociaron mejor al desarrollo estructural de la vegetación (e.g., mayores alturas y áreas basales), mejores condiciones intersticiales reflejadas en menor salinidad, así como mayores contenidos de materia orgánica y menor densidad aparente (Cuadro 1).

Es importante mencionar que el carbono almacenado en la capa superficial de suelo (10 cm) de los sitios de manglar restaurados analizados en este trabajo es comparable con el almacén de carbono aéreo reportado por Caamal *et al.* (2012), Herrera-Silveira *et al.* (2015), Gutiérrez-Mendoza y Herrera-Silveira (2015) para manglares chaparros en la Península de Yucatán. Dichos autores reportan almacenes de carbono aéreo de 13.7, 10.1 y 8.5 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

El menor almacén de C registrado en el manglar de franja (Dzilam) en comparación con el resto de los sitios en el escenario húmedo, puede estar asociado a las tormentas tropicales y huracanes que impactaron la costa Norte de Yucatán en el 2020, provocando el lavado o remoción parcial del carbono

almacenado en la capa superficial (al estar más expuesta) y la reducción de la concentración (McKee *et al.*, 2007; Peneva–Reed *et al.*, 2021). Con esto se destaca la importancia de los manglares restaurados como sitios clave para protección costera frente a eventos climáticos extremos como huracanes (Gedan *et al.*, 2011), así como la estabilización del suelo para prevenir su erosión, pérdida de materia orgánica y carbono acumulado (McKee *et al.*, 2012).

Pese a que los manglares de tipo chaparro (Yucalpetén y Progreso) presentaron similitudes en el desarrollo estructural de la vegetación, Progreso registró menor contenido de materia orgánica, sin embargo, el carbono almacenado en suelo superficial fue mayor en comparación con Curva Yucalpetén (Cuadro 2). Esto puede asociarse a las condiciones altamente reducidas del suelo como reflejo de la dinámica hidrológica en el sitio, indicando mayor tiempo de inundación (Cuadro 1). Lo cual permite que el proceso de descomposición sea más lento, favoreciendo la retención y acumulación de materia orgánica y carbono en el suelo, reflejándose en menor pH intersticial por la producción de ácidos orgánicos durante la descomposición (Rivera–Monroy *et al.*, 2017).

Respecto a la incertidumbre asociada a la estimación del almacén de C, el manglar de tipo chaparro (Yucalpetén) registró la mayor incertidumbre. Lo cual puede estar relacionado con el número de réplicas en manglar chaparro ( $n=5$ ). De acuerdo con GOF-C-GOLD (2014), el nivel de incertidumbre aceptable en la evaluación de las existencias de carbono y su captura es igual o menor a 20%. Por ello, a fin de disminuir la incertidumbre de estimación en los sitios de hábría que diseñar un muestreo que incluya mayor número de réplicas por sitio.

**Cuadro 2. Almacén de C orgánico de tipos ecológicos de manglar en proceso de restauración en dos escenarios ambientales (húmedo y seco) en la costa de Yucatán, México.**

Escenario ambiental	Tipo ecológico	Sitio	Promedio ± E.E (Mínimo-Máximo)	
			Almacén de C orgánico (Mg ha <sup>-1</sup> )	Incertidumbre (%)
Húmedo	Cuenca	Celestún	26.7 ± 4.0 (19.7 – 35.6)	30.2
	Cuenca	Sisal	28.7 ± 1.8 (24.3 – 31.6)	12.5
	Franja	Dzilam	16.9 ± 2.1 (13.1 – 21.7)	25.4
Seco	Chaparro	Yucalpetén	13.0 ± 2.3 (8.2 – 16.9)	34.6
	Chaparro	Progreso	16.1 ± 1.7 (13.6 – 20.5)	20.8

## Conclusiones

Los resultados obtenidos demostraron que el mayor almacén de C orgánico en suelo estuvo asociado a los sitios con características ambientales de tipo húmedo, que presentan similitudes en la estructura de la vegetación y menores valores de salinidad intersticial como resultado del aporte de agua dulce subterránea, así como de la implementación de las acciones de restauración. Así mismo, los mayores almacenes de carbono se registraron en los sitios con mayores contenidos de materia orgánica y menor densidad aparente, esto debido al desarrollo de la vegetación y la incorporación autóctona de material orgánica en forma de hojarasca, raíces finas, madera muerta al suelo.

Con base en lo observado durante la realización de este trabajo y con los resultados obtenidos, se recomienda continuar con el monitoreo de la dinámica del carbono en sitios de manglar restaurados.

## Literatura Citada

- Bauer-Gottwein, P., Gondwe, B. R. N., Charvet, G., Marín, L. E., Rebolledo-Vieyra, M., and Merediz-Alonso, G. 2011. Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal* 19: 507–524 DOI: 10.1007/s10040-010-0699-5.
- Bengtsson, L. y Enell, M. 1986. Chemical analysis. *In*: B.E. Berglund (Ed): *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, John Wiley and Sons Ltd., Chichester, USA.
- Caamal-Sosa J. P., A. Zaldívar, F. Adame-Vivanco, C. Teutli, M. T. Andueza, R. Pérez y J. A. Herrera-Silveira. 2012. Almacenes de carbono en diferentes tipos ecológicos de manglares en un escenario cárstico. *En*: F. Paz y R. Cuevas (Eds.). 2012. *Estado Actual del*

- Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-715-085-5. 887 p.
- Cinco-Castro, S., Herrera-Silveira, J., and Comín, F. (2022). Sedimentation as a support ecosystem service in different ecological types of mangroves. *Frontiers in Forests and Global Change* 5: 733820 DOI: 10.3389/ffgc.2022.733820.
- Cisneros-de la Cruz D.J., J. A Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, S.A Ramírez-García, A. Moreno-Martínez, O. Pérez-Martínez, A. Canul-Cabrera, J. Mendoza-Martínez, J. Montero-Muñoz, F. Paz-Pellat, R. M. Roman-Cuesta. 2021. Manual para la Medición, Monitoreo y Reporte del Carbono y Gases de Efecto Invernadero en Manglares en Restauración. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 100pp.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., and Maginnis, S. 2016. Nature-based solutions to address global societal challenges. Gland, Switzerland: IUCN. 97 pp.
- Dean, W. E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research* 44: 242-248 DOI: 10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., and Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience* 4(5): 293-297 DOI: 10.1038/NGEO1123.
- García-Ruiz, R., Sanchez-Hernandez, R., Bautista, F., and Goguitchaichvili, A. (2022). Colorimetric method to estimate the soil organic matter in karst areas. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 9(1) DOI: 10.19136/era.a9n1.3189.
- Gedan, K. B., Kirwan, M. L., Wolanski, E., Barbier, E. B., and Silliman, B. R. 2011. The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic change*, 106: 7-29 DOI: 10.1007/s10584-010-0003-7.
- Global Observation of Forest Cover and Land Dynamics (GOFC-GOLD). 2014. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains, and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOFC-GOLD Report version COP20-1, (GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands).
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., and Fatoyinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global change biology* 26(10): 5844-5855 DOI: 10.1111/gcb.15275.
- Gutiérrez-Mendoza, J. y Herrera-Silveira J., A. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. En: F. Paz y J. Wong (Eds.). 2015. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. pp. 405-414.
- Herrera Silveira, J.A., Zaldívar-Jiménez, A., Teutli-Hernández, C., Pérez-Ceballos, R., Andueza, T., Caamal J., Alvarado, E., Zaldívar-Jiménez, T. y R. Ortegón-Herrera. 2010. Calidad del Agua y Restauración Ecológica del Ecosistema de Manglar en Yucatán. Informe Final: Restauración de manglares, Diciembre 2010. CINVESTAV-API: APIPRO-SOP-007/10.
- Herrera-Silveira J. and F. Comín, 2000. An introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE México). *In: Munawar, M., S. G. Lawrence, I. F. Munawar & D. F. Malley (eds), Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope. Backhuys. Leiden: 213–227.*
- Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cárdenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Sosa, J. P. C., Mendoza-Martínez, J. E., Pech-Poot, E. Y., Montero, J., and Teutli-Hernandez, C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8: 1-36 DOI: 10.7717/peerj.8790.
- Herrera-Silveira, J.A., Teutli-Hernández, C., Cortés-Balán, O., Cinco-Castro, S., Osorio-Moreno, I., Ramírez-Ramírez, J., Carrillo Baeza, L., Pech Poot, E., Hernández-Arana H. y López-Adame, H. 2015. Red Multi-institucional. Programa Regional para la Caracterización y el Monitoreo de Ecosistemas de Manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Segunda Etapa. CINVESTAV-ECOPEY/CONABIO, FB1728/KN003/14. 5to Informe Parcial.
- Herrera-Silveira, J.A., Zaldívar-Jiménez, A., Teutli-Hernández, C., Pérez-Ceballos, R., Caamal, J. y T. Andueza. 2012. Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a 120 diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso de Celestún y Progreso. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. Unidad Mérida. Informe Final SNIB CONABIO. Proyecto GH009. México, D.F.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, and E., Telszewski, M. (eds). 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. 186 pp.
- Kauffman, J. B., and Donato, D. C. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass, and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: Cifor. 50 pp.
- Kaufman, J. B., Heider, C., Cole, T., Dwire, K. A., and Donato, D. C. 2011. Ecosystem C pools of Micronesian mangrove forests: implications of land use and climate change. *Wetlands* 31: 343-352.
- Kodikara, K. A. S., Jayatissa, L. P., Huxham, M., Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N. 2017. The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. *Acta Botanica Brasilica*, 32: 37-46 DOI: 10.1590/0102-33062017abb0100.
- Loomis, M. J., and Craft, C. B. 2010. Carbon sequestration and nutrient (nitrogen, phosphorus) accumulation in river-dominated tidal marshes, Georgia, USA. *Soil Science Society of America Journal* 74(3): 1028-1036 DOI: 10.2136/sssaj2009.0171.
- McKee, K. L., Cahoon, D. R., and Feller, I. C. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography* 16(5): 545-556 DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x.
- McKee, K., Rogers, K., and Saintilan, N. 2012. Response of salt marsh and mangrove wetlands to changes in atmospheric CO<sub>2</sub>, climate, and sea level. *In: Global change and the function and distribution of wetlands. Springer, Dordrecht. 63-96 pp.*
- Morrissey, E. M., Gillespie, J. L., Morina, J. C., and Franklin, R. B. 2014. Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands. *Global change biology* 20(4): 1351-1362 DOI: 10.1111/gcb.12431.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., and Grimsditch, G. (Eds.). 2009. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon: a rapid response assessment. UNEP/Earthprint. 80 p.



- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbá, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., and Baldera, A. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS one* 7(9): 1-7 DOI: 10.1371/journal.pone.0043542.
- Peneva-Reed, E. L., Krauss, K. W., Bullock, E. L., Zhu, Z., Woltz, V. L., Drexler, J. Z., Conrad, J. R., and Stehman, S. V. 2021. Carbon stock losses and recovery observed for a mangrove ecosystem following a major hurricane in Southwest Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 248: 106750 DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106750.
- Rivera-Monroy V. H., Lee, S. Y., Kristensen, E., and Twilley R. R. 2017. *Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective*. Cham, Switzerland: Springer Science. 407 pp.
- Siebe C., R. Jahn, and K. Stahr. 2006. *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. Publicación Especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- Sollins, P., Glassman, C., Paul, E., Swanston, C., Lajtha, K., Heil, J. W., Elliott, E. T. 1999. Soil carbon and nitrogen: pools and fractions. *In: Standard soil methods for long-term ecological research* (ed. Robertson, G). Oxford University Press New York, NY.
- Teutli-Hernández C., J.A. Herrera-Silveira, D.J. Cisneros-de la Cruz., y R. Román-Cuesta. 2020. *Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas*. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC. 42pp.
- Teutli-Hernández, C. 2017. *Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar*. Tesis Doctoral. Departamento Biología evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona. Barcelona, España. 191 pp.
- Trumper, K., Bertzky, M., Dickson, B., van der Heijden, G., Jenkins, M., and Manning, P. 2009. The Natural Fix? The role of ecosystems in climate mitigation. A UNEP rapid response assessment. UNEP, UNEPWCMC. Cambridge, UK. 65pp.
- Twilley, R. R., Rovai, A. S., and Riul, P. 2018. Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16(9): 503-508. DOI: 10.1002/fee.1937.
- Wolfgang, A., y Lazos, R. 2004. *Guía para estimar la incertidumbre de la medición*. El Marqués, Qro., México. Centro Nacional de Metrología. 27 pp.

### 3.2. Evaluación de la partición del intercambio neto del ecosistema en sitios subtropicales mediante datos SIF

Uuh-Sonda Jorge M.<sup>1,\*</sup>; Méndez-Barroso Luis A.<sup>1,3</sup>; Sánchez-Mejía Zulia<sup>1</sup>; Yépez-Gonzalez Enrico<sup>1</sup> y Figueroa-Espinoza Bernardo<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Calle 5 de Febrero 818 sur, Colonia Centro. C.P. 85000. Ciudad Obregón, Sonora, México.

<sup>2</sup> Instituto de Ingeniería, Laboratorio de Ingeniería y Procesos Costeros, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto de Abrigo S/N, C.P. 97351, Sisal, Yucatán, México.

<sup>3</sup> Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, LANRESC

\*Autor para correspondencia: jorge.uuh.sonda@gmail.com

#### Resumen

La estimación de la partición del intercambio neto de CO<sub>2</sub> del ecosistema (NEE) en sus dos componentes, producción primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (Reco) es de gran importancia para entender la dinámica del ciclo del carbono y cómo los factores ambientales afectan este ciclo. Sin embargo, la falta de observaciones de estos componentes, hacen difícil la validación de la partición de NEE. La fluorescencia de la clorofila inducida por el Sol (SIF) representa un importante avance para inferir la fotosíntesis del ecosistema (GPP) mediante la cuantificación directa de la luz emitida por las moléculas de clorofila al ser excitadas por la absorción de fotones provenientes de la luz solar. En este estudio se relacionaron datos de percepción remota de SIF del sensor TROPOMI, con estimaciones de producción primaria bruta (GPP-EC) obtenidas con un modelo de partición de NEE, ampliamente usado en la literatura, que se basa en la relación de la Reco con la temperatura. Esto con el fin de evaluar el desempeño que tiene este modelo de partición, en ecosistemas que además de la temperatura presentan importantes controles hidrológicos. Los datos de NEE fueron obtenidos con la técnica de covarianza de vórtices en cuatro estaciones de monitoreo de la red MexFlux, localizadas en dos tipos de ecosistemas bajo condiciones climáticas y topográficas contrastantes: Manglar de franja (Navopatia, Sonora), Manglar de cuenca (Sisal, Yucatán), Selva Baja Caducifolia sobre terreno complejo (Álamos, Sonora) y Selva Baja Caducifolia costera (El Palmar, Yucatán). Los resultados muestran una estrecha relación entre GPP-EC y SIF-TROPOMI en los sitios con Selva Baja Caducifolia mientras que en los manglares se observó una correlación de débil a baja. Esto sugiere que la temperatura en las selvas bajas caducifolias ejerce un importante control sobre la respiración del ecosistema, mientras que en los manglares, los controles hidrológicos también estarían modulando la dinámica de la Reco. El presente trabajo muestra una alternativa para estimar la partición de NEE a partir de datos satelitales de SIF en ecosistemas donde su respiración esté modulada principalmente por la temperatura.

**Palabras claves:** *Ciclo del carbono; covarianza de vórtices; percepción remota; ecosistemas costeros; cambio climático.*

#### Abstract

The estimation of the partition of net ecosystem exchange of CO<sub>2</sub> (NEE) into its two components, gross primary production (GPP) and ecosystem respiration (Reco) is of great importance to understand carbon cycle dynamics and how environmental factors, especially under a climate change scenario, affect this cycle. However, the lack of observations of these components makes validation of the NEE partition difficult. Sun-induced chlorophyll fluorescence (SIF) represents an important advance to infer ecosystem photosynthesis (GPP) by directly quantifying the light emitted by chlorophyll molecules when excited by the absorption of photons from sunlight. In this study, remote sensing data of SIF from

the TROPOMI sensor were related to estimations of gross primary production (GPP-EC) obtained with a NEE partitioning model, widely used in the literature, which is based on the relationship of Reco with the temperature. The main goal is to evaluate the performance of this partitioning model on those ecosystems that, in addition to temperature, have important hydrological controls. NEE data were obtained with the eddy covariance technique from four monitoring stations of the MexFlux network, located in two ecosystem types, under contrasting climatic and topographic conditions: fringe mangrove (Navopatia, Sonora), basin mangrove (Sisal, Yucatán), tropical deciduous forest on complex terrain (Alamos, Sonora) and tropical coastal deciduous forest (El Palmar, Yucatán). The results show a close relationship between GPP and SIF-TROPOMI in the sites located in tropical deciduous forest while in mangroves, a weak to low correlation was observed. This suggests that the temperature in the tropical deciduous forests exerts an important control over ecosystem respiration, while in the mangroves hydrological controls would also be modulating the dynamics of the Reco. The present work shows an alternative to estimate the NEE partition from SIF satellite data in ecosystems where its respiration is mainly modulated by temperature.

**Keywords:** *Carbon cycle, eddy covariance, remote sensing, coastal ecosystems, climate change.*

## Introducción

La productividad primaria bruta (GPP, por sus siglas en inglés) es un flujo muy importante para evaluar el balance de carbono en los diversos ecosistemas del planeta. Durante la pasada década se desarrollaron modelos para estimar GPP basados en índices de vegetación (NDVI, EVI, etc.) y calibrados/validados con observaciones estimadas mediante la técnica de covarianza de vórtices (EC) (Liu, *et al.*, 2021). Estos índices infieren el vigor vegetal mediante la concentración de clorofila, sin embargo, su alta concentración no necesariamente indica una alta actividad fotosintética, ya que en ocasiones ésta se encuentra limitada por el déficit de presión de vapor, radiación solar o estrés hídrico (Kiratzis, *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2020). A diferencia de los índices de vegetación tradicionales (i.e., NDVI), la fluorescencia de clorofila inducida por la radiación solar (SIF) se considera una estimación directa de la actividad fotosintética (Baker, 2016). Por lo tanto, SIF y GPP están estrechamente relacionados con la actividad fotosintética de la vegetación (Turner *et al.* 2020). Por otro lado, una de las técnicas desarrolladas para la partición del intercambio neto de CO<sub>2</sub> del ecosistema (NEE) en sus dos componentes (GPP y Reco), y que ha sido utilizada en sitios con sistemas de covarianza de vórtices (Verduzco *et al.*, 2015; Uuh-Sonda *et al.*, 2022), se basa en un modelo de regresión, el cual emplea una relación funcional de la temperatura del sitio con la NEE nocturna (Reco en las horas sin luz), para poder estimar valores diurnos de respiración, mediante la extrapolación de dicha relación (Reichstein *et al.*, 2005). El desarrollo de este modelo fue efectuado en ecosistemas con climas boreales, mediterráneos y templados, donde la variación de temperatura es efectivamente un control importante. Sin embargo, hay ecosistemas donde además de la temperatura, existen controles hidrológicos que modulan las dinámicas de los flujos de Carbono (p.e. precipitación, acceso a agua subterránea o niveles de inundación del suelo), y en donde la estimación de la Reco (y por lo tanto GPP) basada solo en temperatura podría no presentar buenos resultados. En este contexto, el presente trabajo busca analizar esta hipótesis evaluando la partición de NEE, mediante la comparación de sus estimaciones de GPP de torres de flujo de EC con datos satelitales de SIF. Para ello, se utilizaron observaciones de SIF del Instrumento de Monitoreo de la Troposfera (TROPOMI), las cuales son una opción para el estudio de ecosistemas por su buena resolución espacial (3 x 7 km) y temporal de un día (Köhler *et al.*, 2020), junto con estimaciones de GPP, producto del mencionado modelo de partición de NEE, obtenidas de torres de EC en dos ecosistemas de Selva Baja Caducifolia (SBC) y dos de manglares. Finalmente, es importante resaltar que la interacción entre GPP y SIF en bosques tropicales secos (BTS) y manglares ha sido prácticamente ignorada en los estudios globales de ecosistemas.



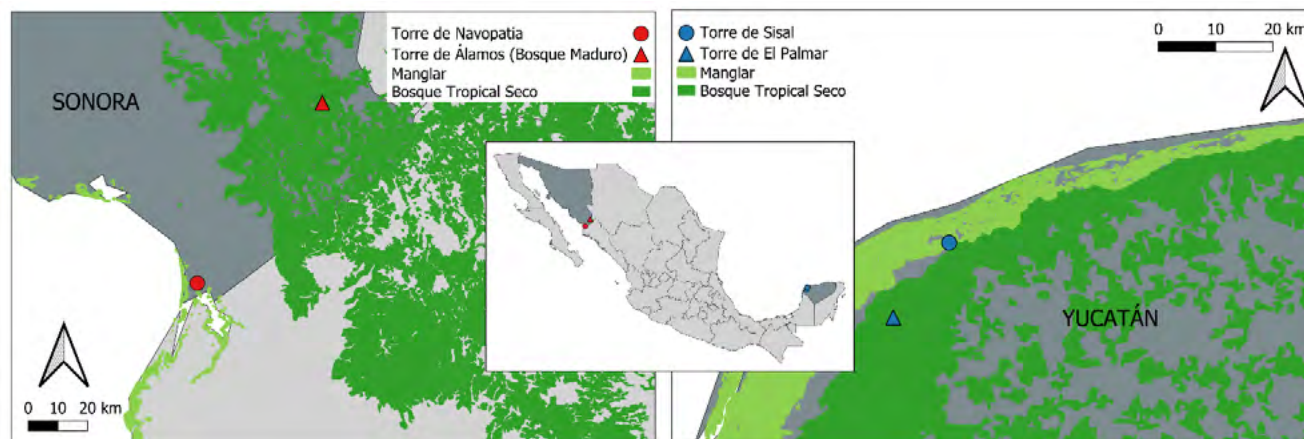


Figura 1. Ubicación de los Sitios de estudios en los estados mexicanos de Sonora y Yucatán.

## Metodología

### Sitios de estudio

Cuatro son los sitios considerados para este estudio. Todos ellos con estaciones de covarianza de vórtices (EC), comúnmente conocidas como Torres de Flujos. Dos de estos sitios están localizados en el estado de Sonora y los otros dos en el estado de Yucatán (Figura 1). Los sitios se ubican en dos tipos de ecosistemas bajo condiciones climáticas y topográficas contrastantes: Manglar de franja (Navopatia, Sonora), Manglar de cuenca (Sisal, Yucatán), Selva Baja Caducifolia sobre terreno complejo (Álamos, Sonora) y Selva Baja Caducifolia costera (El Palmar, Yucatán). Las características climáticas e hidrológicas, así como los periodos de análisis de cada sitio, son enlistadas en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características climáticas e hidrológicas de los sitios de estudios

Sitio	Ecos.	Clima	P anual (mm)	Régimen de P	TMA (°C)	Periodo de análisis
Álamos Son.	SBC	Semiárido-cálido BS1(h')he(e)	706	NAM Jul.-Oct.	24.0	Feb. 2018 – Dic. 2020
El Palmar, Yuc.	SBC	Semiárido-cálido BS1(h')w(x')	618	Verano Jun.-Sep	25.5	Feb. 2018 – Ago. 2019
Navopatia, Son.	Manglar Franja	Árido-cálido BW(h)w	350	NAM Jul.- Oct.	30.0	Feb 2018 – Feb 2019
Sisal, Yuc.	Manglar Cuenca	Cálido-seco BS1 (h') w	574	Verano Jun.-Sep.	25.8	Mar. 2022 – Dic. 2022

P: Precipitación; TMA: Temperatura Media Anual.

Se utilizaron datos satelitales de fluorescencia de clorofila inducida por la luz solar (SIF) derivados del sensor TROPOMI (TROPOsphere Monitoring Instrument) a bordo del satélite Sentinel 5P. Se utilizaron datos de radiancia de SIF ( $mW \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ ) a 740 nm a través de la base de datos del Instituto Tecnológico de California (CalTech, <ftp://fluو.gps.caltech.edu>). Los datos se filtraron, suavizaron (periodo de 8 días) y geo-rectificaron mediante la herramienta de procesamiento de TROPOMI del programa NASA-ARSET ([https://github.com/philag/TROPOMI-OCO-2\\_SIF\\_DEMO](https://github.com/philag/TROPOMI-OCO-2_SIF_DEMO)) la cual se encuentra codificada en el lenguaje de programación “Julia” (<https://julia.org/downloads/>) y se utilizó el paquete de visualización “Pluto” (<https://juliahub.com/ui/Packages/Pluto/OJqMt/0.7.5>)

como interface gráfica. La extracción de los datos de SIF se realizó mediante la definición de un polígono alrededor de la ubicación de las estaciones de monitoreo de flujos de Navopatia, Sisal, El Palmar y Álamos. Esta área fue delimitada utilizando la versión web de Google Earth (<https://earth.google.com/web/>). El periodo de datos de SIF extraídos para cada sitio aparece en el Cuadro 1.

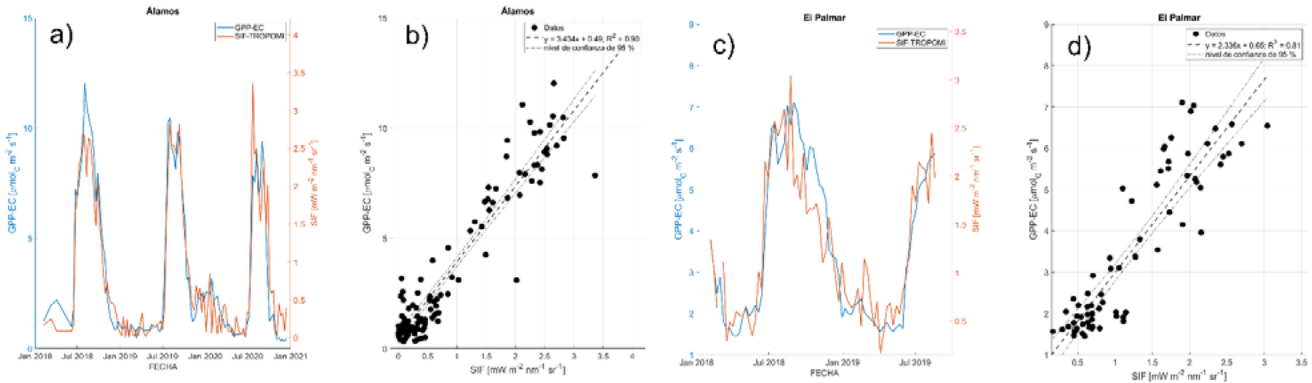


Figura 2. Comparación y correlación entre la GPP-EC estimada y la SIF-TOPROMI obtenida para los sitios de Selva Baja Caducifolia. a), b) Álamos, en Sonora, y c), d) El Palmar, en Yucatán.

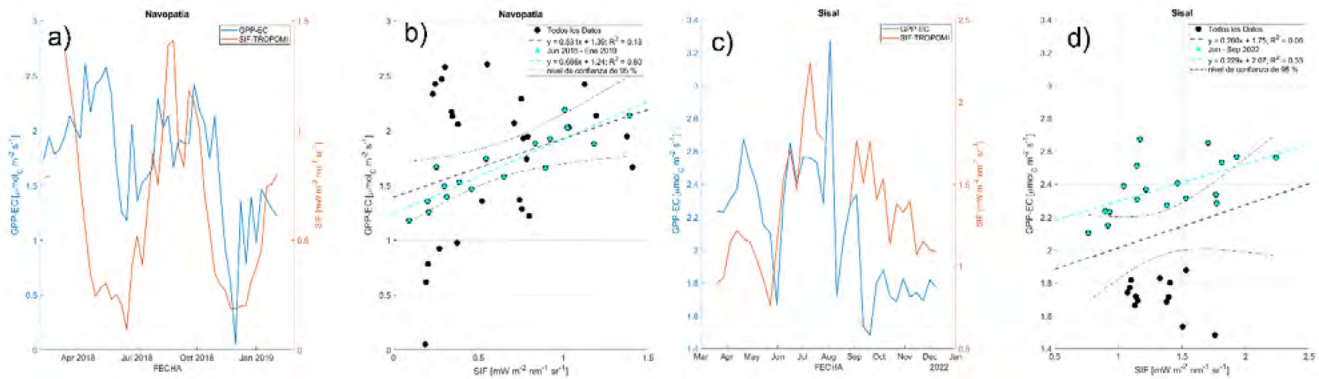


Figura 3. Comparación y correlación entre la GPP-EC estimada y la SIF-TOPROMI obtenida para los sitios de Manglar. a), b) Navopatia, en Sonora, y c), d) Sisal, en Yucatán.

### Estimaciones de productividad primaria bruta (GPP-EC)

Para la partición de NEE en sus dos componentes, se utilizó la herramienta online REdDyProcWeb desarrollada por el Department of Biogeochemical Integration del Max Planck Institute for Biogeochemistry (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>). El algoritmo de partición sigue un modelo de regresión descrito en Reichstein *et al.*, (2005) que utiliza todos los flujos de NEE nocturnos, como un símil de la Reco debido a la ausencia de fotosíntesis durante la noche, para estimar una sensibilidad a la temperatura  $E_o$ . Posteriormente, utilizando una ventana móvil de siete días, se calculan las temperaturas y respiraciones de referencia estacional ( $T_{ref}$ ,  $R_{ref}$ ) que se emplean para estimar la Reco diurna y la GPP, de la siguiente manera:

$$Reco = R_{ref} \cdot e^{E_o \cdot ((1/T_{ref} - T_o) - (1/T - T_o))}, \tag{1}$$

$$GPP = Reco - NEE, \tag{2}$$

donde  $T_o$  se mantiene constante a  $-46.02 \text{ } ^\circ\text{C}$  (ó  $227.13 \text{ K}$ ).

Los datos de cada media hora de GPP obtenidos de la partición, son promediados diariamente y suavizados en un periodo de 8 días (GPP-EC), para poder ser comparados con los datos de SIF-TROPOMI.

## Resultados y Discusión

Las Figuras 2 y 3 muestran las comparaciones de las series de tiempo y las correlaciones entre la productividad primaria bruta de las torres de Covarianza de Vórtices (GPP-EC), obtenida mediante la técnica de partición de NEE, y la fluorescencia de la clorofila inducida por el Sol de cada sitio (SIF-TROPOMI), obtenida del sensor TROPOMI.

Es posible observar que los dos sitios de Selva Baja Caducifolia (Figura 2) muestran una muy buena correlación, ya que sus coeficientes de determinación son elevados y sus valores de intercepción son cercanos a cero. Al comparar los sitios, se tiene que el de Álamos (Figura 2b) muestra un mejor ajuste ( $R^2=0.90$  y  $b=0.49 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) y una mayor sensibilidad ( $m=3.434 \mu\text{mol}_C \text{ nm sr mW}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ) que el sitio de El palmar ( $R^2=0.81$ ,  $b=0.65 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  y  $m=2.336 \mu\text{mol}_C \text{ nm sr mW}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ; Figura 2d). Esto indica, que el modelo de partición de NEE muestra un buen desempeño para ambos sitios, siendo capaz de estimar con muy buena precisión el comportamiento estacional de la Reco, y por lo tanto de la GPP (Figuras 2a y 2c), a partir del control que ejerce la temperatura en cada sitio. Esto a pesar de las diferencias observables en las dinámicas de los flujos verticales de Carbono y a sus controles medioambientales, pues la selva de Álamos muestra un comportamiento general de fuente de Carbono ( $\text{Reco} > \text{GPP}$ ), con importantes picos anuales de respiración a la llegada de las primeras lluvias (Rojas-Robles *et al.*, 2020), mientras que la selva de El Palmar muestra un comportamiento general de sumidero de Carbono ( $\text{Reco} < \text{GPP}$ ) que presenta también estos picos de respiración con las primeras lluvias, pero de una manera más moderada y menos constante (Uuh-Sonda *et al.*, 2022).

Para los sitios de Manglar las correlaciones muestran un pobre desempeño (Figura 3), teniendo que el sitio de Navopatía (Figura 3 b) presenta un coeficiente de determinación ligeramente mayor ( $R^2=0.13$ ) al de Sisal ( $R^2=0.06$ ; Figura 3 d). Los valores de intercepción se observan alejados del cero, siendo el de Navopatía ( $b=1.39 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) ligeramente menor al de Sisal ( $b=1.75 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Esto es un indicio de que el modelo de partición de NEE, muestra un mal desempeño para ambos sitios de Manglar, pues no solo es incapaz de estimar con precisión el comportamiento estacional de la Reco, y por lo tanto de la GPP (Figuras 3a y 3c), basado solamente en la temperatura, sino que se sobrestima la GPP (y por lo tanto la Reco) proveniente de la partición. Esto puede deberse al hecho de que estos ecosistemas presentan periodos de inundación de sus suelos (Granados-Martínez *et al.*, 2021; Uuh-Sonda *et al.*, 2023), lo que ejercería un control adicional sobre los procesos de respiración de estos, modificando la dinámica de la Reco. Sin embargo, es posible observar en el sitio de Navopatía (Figura 3 b), que varios puntos en el diagrama de correlación caen dentro de los límites de confianza del 95%. La mayoría de estos puntos corresponde al periodo de junio 2018 a enero de 2019, donde se encuentra el pico de máximo de actividad fotosintética (SIF). Al considerar sólo estos valores se obtiene una mejor correlación ( $R^2=0.80$ ), aunque con una línea de tendencia que aún presenta una intercepción alejada del cero ( $b=1.24 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). Esto indica que el modelo de partición de NEE en este sitio, tiene un mejor desempeño bajo las condiciones ambientales que se presentan en este periodo. Estudios previos en este ecosistema (Granados-Martínez *et al.*, 2021) muestran que para estos meses se tienen niveles de inundación y temperatura relativamente más altos que los observados en los meses de marzo a mayo.

Para el caso de Sisal, también se observa que existen algunos puntos (Figura 3d) que mejoran la correlación. Estos son aquellos que se encuentran en el periodo de máxima actividad fotosintética ( $\text{GPP-EC} > 2 \mu\text{mol}_C \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) entre los meses de junio a septiembre de 2022. Sin embargo, a diferencia de lo que se observa en Navopatía, estos puntos en Sisal mejoran de una manera más modesta la estadística ( $R^2=0.33$ ). El periodo de estos puntos corresponde a los periodos de máxima inundación de los suelos y un ligero decremento en las temperaturas (Uuh-Sonda *et al.*, 2023). El hecho de que en los manglares se



obtengan malos ajustes del modelo de partición, en los meses donde los niveles de inundación tienen niveles bajos (periodos prolongados donde se tienen suelos descubiertos, no inundados, pero húmedos), las magnitudes de la actividad fotosintética disminuye, y los valores de NEE se vuelven menos negativos (o más positivos), hace suponer que en estos períodos, la respiración del suelo estaría controlada por procesos que no pueden ser explicados solamente basándose en la temperatura.

## Conclusiones

Dadas las diferencias en el desempeño del modelo de partición para ecosistemas de Selva Baja y de Manglar, cuyos controles hidrológicos pueden ser muy contrastantes, se puede concluir que la estimación de GPP, con base en la relación de la Reco con la temperatura del sitio, puede ser bien aplicada en ecosistemas donde los suelos o sedimentos no muestran prolongados periodos de inundación o saturación. En este sentido, la SIF obtenida del sensor TROPOMI puede ser una buena alternativa para particionar la NEE (obtener GPP) en ecosistemas que muestran que la Reco puede ser bien caracterizada por el comportamiento de la temperatura.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo brindado por el M.I. Juan Gómez Liera, Técnico Académico del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Así como las facilidades otorgadas por el Ejido Sisal, así como a los ejidatarios del municipio de Hunucmá, Yucatán y a la agrupación “Chencoopoo X’kankay”. También agradecemos el apoyo brindado por el LANRESC, el apoyo del Proyecto CONACYT-SEMARNAT 278608, y el apoyo del PINCC-UNAM 2020. El primer autor agradece el apoyo ofrecido por la Estancia Posdoctoral CONAHCYT (CVU: 490291) y el apoyo del Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-ITSON 2023-103). El segundo autor agradece el apoyo recibido por el proyecto financiado por la convocatoria del Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-ITSON 2023-085). El tercer autor agradece el apoyo ofrecido del Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI-ITSON 2023-089).

## Literatura Citada

- Baker, N. 2016. Chlorophyll Fluorescence: A Probe of Photosynthesis In Vivo. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59, 89–113
- Granados-Martínez, K. P., E. A. Yépez, Z. M. Sánchez-Mejía, H. A. Gutiérrez-Jurado and L. A. Méndez-Barroso. 2021. Environmental controls on the temporal evolution of energy and CO<sub>2</sub> fluxes on an arid mangrove of Northwestern Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(7), e2020JG005932.
- Köhler, P., M. J. Behrenfeld, J. Landgraf, J. Joiner, T. S. Magney and C. Frankenberg. 2020. Global retrievals of solar-induced chlorophyll fluorescence at red wavelengths with TROPOMI. *Geophysical Research Letters*, 47(15), e2020GL087541.
- Liu, Q., F. Zhang, J. Chen and Y. Li. 2020. Water stress altered photosynthesis-vegetation index relationships for winter wheat. *Agronomy Journal*, 112.2944–2955 doi:10.1002/agj2.20256.
- Liu, F., C. Wan and X. Wang. 2021. Can vegetation index track the interannual variation in gross primary production of temperate deciduous forests?. *Ecological Processes*. 10(51), 1-11 doi.org/10.1186/s13717-021-00324-2.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., Bernhofer, C., Buchmann, N., Gilmanov, T., Granier, A., Grünwald, T., Havránková, K., Ilvesniemi, H., Janous, D., Knohl, A., Laurila, T., Lohila, A., Loustau, D., Matteucci, G., Meyers, T., Miglietta, F., Ourcival, J.-M., Pumpanen, J., Rambal, S., Rotenberg, E., Sanz, M., Tenhunen, J., Seufert, G., Vaccari, F., Vesala, T., Yakir, D. and Valentini, R. 2005. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global change biology*, 11(9), 1424-1439.
- Rojas-Robles, N. E., J. Garatuzza-Payán, J. C. Álvarez-Yépez, Z. M. Sánchez-Mejía, R. Vargas and E. A. Yépez. 2020. Environmental controls on carbon and water fluxes in an old-growth tropical dry forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(8), e2020JG005666.
- Turner, A. J., P. Köhler, T. S. Magney, C. Frankenberg, I. Fung and R. C. Cohen. 2020. A double peak in the seasonality of California’s photosynthesis as observed from space. *Biogeosciences*, 17(2), 405–422. doi:10.5194/bg-17-405-2020.
- Uuh-Sonda, J. M., B. Figueroa-Espinoza, H. A. Gutiérrez-Jurado and L. A. Méndez-Barroso. 2022. Ecosystem productivity and evapotranspiration dynamics of a seasonally dry tropical forest of the Yucatan Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 127(1), e2019JG005629.
- Uuh-Sonda, J. M., Z. Sánchez-Mejía, y B. Figueroa-Espinoza. 2023. Análisis de flujos ecohidrológicos ecosistema-atmósfera en un manglar de la Península de Yucatán. VI Congreso Mexicano de Ecosistemas de Manglar.
- Verduzco, V. S., J. Garatuzza-Payán, E. A. Yépez, C. J. Watts, J. C. Rodríguez, A. Robles-Morua, and E. R. Vivoni. 2015. Variations of net ecosystem production due to seasonal precipitation differences in a tropical dry forest of Northwest Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(10), 2081-2094.

### 3.3. Almacenes de carbono aéreo en manglares conservados y en restauración: Yucalpetén y Progreso, Yucatán

Us-Balam Heimi G.<sup>1,\*</sup>; Cortés-Esquivel José L.<sup>1,2</sup>; Ramírez-García Silvia A.<sup>1</sup>; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,3</sup> y Teutli-Hernández Claudia<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Producción Primaria, Departamento de Recursos del Mar, CINVESTAV Unidad Mérida, Km 6, Antigua Carretera Mérida-Progreso, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

<sup>2</sup> Departamento de Recursos del Mar, Doctorado en Ciencias Marinas, CINVESTAV Unidad Mérida, Km 6, Antigua Carretera Mérida-Progreso, Cordemex, 97310, Mérida, Yucatán, México.

<sup>3</sup> Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera (LANRESC), Mérida, Yucatán, México.

<sup>4</sup> Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Mérida, Universidad Nacional Autónoma de México, Ucu, Yucatán.

\* Autor para correspondencia: amy\_griseldy@hotmail.com.

#### Resumen

El ecosistema de manglar representa uno de los sumideros de carbono más importantes en el mundo. Debido a su ubicación cercana a la costa, están amenazados por la deforestación y/o cambios en el uso de suelo. Los manglares degradados, al carecer de cobertura vegetal, pierden significativamente su capacidad de almacenamiento y secuestro de carbono, de ahí la importancia de estrategias de conservación y restauración en esas áreas de manglar. La biomasa vegetal es un componente importante para aumentar las reservas de carbono en el ecosistema. El objetivo de este estudio fue determinar el almacén de carbono aéreo en dos sitios de manglar (Progreso y Yucalpetén) con diferentes condiciones (conservado y en proceso de restauración). Se analizaron la estructura vegetal y los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial *in situ*. Los resultados mostraron que Progreso (en proceso de restauración) fue el sitio con mayor densidad de árboles;  $19,266 \pm 1,603$  ind. ha<sup>-1</sup>, mientras que la densidad más baja se registró en Yucalpetén (conservado);  $5,000 \pm 3,553$  ind. ha<sup>-1</sup>. El mayor almacén de carbono aéreo se registró en Progreso (conservado) y el menor almacén se registró en Yucalpetén (conservado);  $38 \pm 13$  Mg C ha<sup>-1</sup> y  $25 \pm 5.8$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. En ambos casos, los almacenes de carbono aéreo en Progreso y Yucalpetén (en proceso de restauración) representan aproximadamente un tercio del almacén de carbono aéreo en sitios conservados. El mayor almacén de carbono en Progreso (conservado) se debe a una mejor estructura forestal (mayor densidad de árboles, diámetro y altura) y menor salinidad del agua intersticial.

**Palabras clave:** *Carbono aéreo; almacén de carbono; cambio climático.*

#### Abstract

Mangrove ecosystems represent one of the most important carbon sinks in the world. Due to their location near to the coast, they are threatened by deforestation and/or land use change. Degraded mangroves, by not having vegetation cover, significantly lose their carbon storage and sequestration potential, therefore the importance of conservation and restoration strategies in these mangrove areas. Vegetation biomass is an important component to increase ecosystem carbon stocks. The aim of this study was to determine underground carbon storage in two mangrove sites (Progreso and Yucalpeten) with different conditions (conserved and undergoing restoration). Vegetation structure and porewater parameters were analyzed *in situ*. The results showed that Progreso (undergoing restoration) was the site with the highest tree density;  $19,266 \pm 1,603$  ind. ha<sup>-1</sup>, meanwhile, the lowest density was registered in Yucalpeten (conserved);  $5000 \pm 3553$  ind. ha<sup>-1</sup>. The highest underground carbon stock was registered in Progreso (conserved), and the lowest carbon stock was registered in Yucalpeten (conserved);  $38 \pm 13$  Mg C ha<sup>-1</sup> and  $25 \pm 5.8$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectively. In both cases, the underground carbon stocks in Progreso and

Yucalpeten (undergoing restoration) represent approximately one third part of underground carbon stock in conserved sites. The highest carbon stock in Progreso (conserved) as a result of a better forest structure (highest tree density, diameter, and height) and lowest porewater salinity.

**Key words:** *aboveground carbon; carbon stocks; climate change.*

## Introducción

Los manglares como ecosistema representan uno de los almacenes más importantes de carbono en el mundo (Herrera-Silveira *et al.*, 2016; Cinco-Castro *et al.*, 2020). Al encontrarse en zonas cercanas a la costa, son amenazados por la deforestación y el cambio de uso de suelo para el desarrollo de infraestructura turística, por lo que pierden de forma significativa la capacidad de almacenamiento, de ahí la importancia de conservar y restaurar este tipo de bosques (Teutli-Hernández *et al.*, 2020).

Los manglares son de los ecosistemas más productivos en la generación y exportación de materia orgánica, contribuyendo a los ciclos biogeoquímicos, donde uno de los que sobresalen por su importancia, es el ciclo del carbono (Mitsch y Gosselink, 2000). Debido a su cercanía con la costa, cuentan con una influencia hidrológica directa generando condiciones anóxicas que permiten el almacenamiento de carbono por largos periodos de tiempo.

Hoy en día, la variabilidad de los almacenes de carbono en manglares es muy estudiada (Dittmar *et al.*, 2006; Kauffman y Donato, 2012; Herrera-Silveira, 2016), sin embargo, el análisis de la biomasa aérea bajo diferentes condiciones (conservado vs restaurado) ha sido poco estudiada, tomando en cuenta que los aportes de la biomasa son de suma importancia en el almacenamiento de carbono (Teutli-Hernández *et al.*, 2017).

Los manglares almacenan carbono en la biomasa aérea (hojas, tallos, raíces adventicias, propágulos, neumatóforos) y en el suelo (sedimento y raíces) (Donato *et al.*, 2011). Estudios previos indican que los manglares pueden almacenar hasta cinco veces más carbono orgánico en sus suelos que otros tipos de bosques. Sin embargo, la degradación de estos puede liberar y emitir una gran cantidad de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera (Herrera-Silveira *et al.*, 2014). Por ello es importante generar proyectos de restauración que permitan: i) recuperar las funciones de los manglares, ii) recuperar la cobertura vegetal, iii) incrementar el acervo de carbono tanto aéreo como subterráneo y, iv) mejorar las condiciones estructurales de los manglares.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar el almacén de carbono en dos sitios de manglar en Yucatán, bajo diferentes condiciones (conservado y en restauración).

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El área de estudio se localiza en la costa norte de la Península de Yucatán, en el municipio de Progreso, en el cual se seleccionaron dos sitios de estudio: Yucalpetén y La ciénega de Progreso (Figura 1). La ciénega de Progreso se localiza a un costado de la pista de remo y canotaje dentro del municipio de Progreso. Tiene una extensión aproximada de 150 ha (21°16'03'' y 21°17'17'' N, 89°37'24'' y 89°42'09'' W). Al norte limita con el canal de Yucatán (parte central entre el Golfo de México y Océano Atlántico); al este con la localidad urbana de Chicxulub Puerto; al sur con una zona de manglar, además del puerto de abrigo; y al oeste con la localidad urbana de Chelem. Por otro lado, la localidad de Yucalpetén se localiza a 1 km del puerto de Progreso (21° 28' N y 89° 7' W), limita con las localidades de Chuburná y Progreso (SEMAR 2013). Ambos sitios de estudio, presentan un clima de tipo cálido semi-seco de marzo a junio, con intensas lluvias de julio a octubre; presentan vientos del norte con lluvias

de menor intensidad el resto del año. La temperatura media anual es de 25.6°C, registrando la máxima temperatura en el mes de mayo (36°C) y la mínima en el mes de enero (24°C) (SEMAR, 2013). Resulta importante señalar que en ambas localidades se han implementado acciones de restauración hidrológica y antes de las acciones, los sitios restaurados carecían de vegetación.

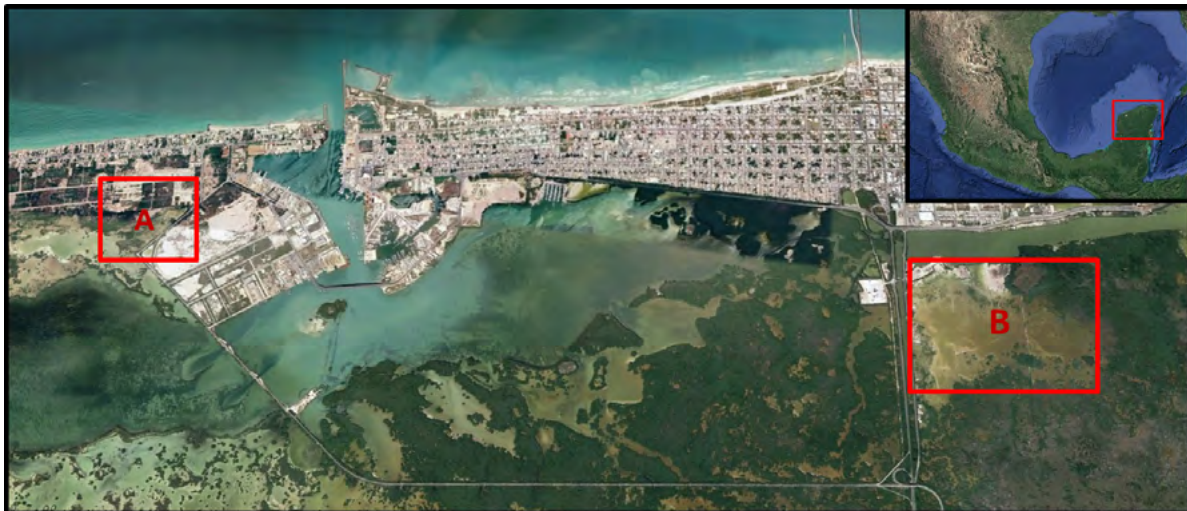


Figura 1. Área de estudio en el municipio de Progreso en Yucatán: A) Yucalpetén; B) Ciénega de Progreso.

Se delimitaron en total 23 parcelas de muestreo, 7 parcelas para sitios conservados y 16 parcelas en sitios restaurados. Las parcelas se establecieron con una dimensión de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>) para manglares conservados y parcelas de 5 x 5 m (25 m<sup>2</sup>) para manglares sujetos a restauración. En cada sitio se colectaron muestras de agua superficial e intersticial a 30 cm de profundidad con un tubo de acrílico y una jeringa. A cada muestra se le midió la salinidad (registrada en UPS) con ayuda de un refractómetro (Master-S/Milla, ATAGO®). Además, se midieron las variables estructurales como: altura total, diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro a 30 cm del suelo (D<sub>30</sub>) y cobertura de la copa. En el caso de *Avicennia germinans* (*A. germinans*) y *Laguncularia racemosa* (*L. Racemosa*) el DAP se mide a una altura de 1.3 m sobre el nivel del suelo, mientras que para *Rhizophora mangle* (*R. mangle*), el diámetro se mide por encima de la última raíz aérea.

### *Biomasa y Carbono aéreo*

La estimación de la biomasa aérea (BA) se realizó mediante las ecuaciones alométricas establecidas por especie de manglar (Kauffman *et al.*, 2013). La estimación de BA para cada localidad se expresó en toneladas por hectárea. Para estimar el carbono aéreo (Mg ha<sup>-1</sup>) se multiplicó la biomasa por el factor 0.5, considerando que el 50% de la BA corresponde al contenido de carbono (Bouillon *et al.* 2008, IPCC, 2013).

## Resultados y Discusión

La salinidad intersticial reportada en el municipio de Progreso antes de las acciones de restauración era de > 100 UPS (Herrera-Silveira *et al.*, 2014). Los valores de la salinidad intersticial en ambas localidades registraron valores muy similares entre las dos condiciones. La localidad de Yucalpetén registró un valor promedio de 64 ± 11.3 UPS en manglares conservados, mientras que para manglares restaurados fue de 67 ± 7 UPS. Progreso registró el valor promedio en manglar conservado de 55 ± 11.4 UPS, mientras que para el manglar en restauración fue de 60 ± 17.9 UPS (Figura 2).

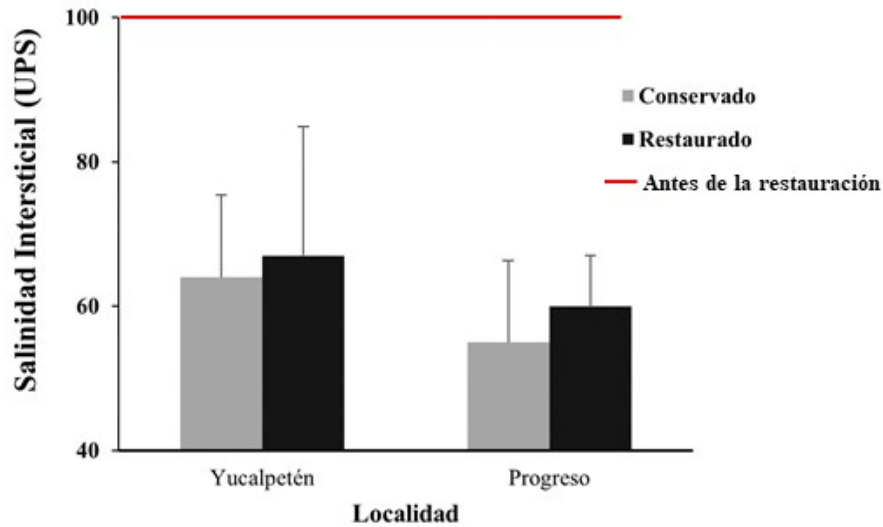


Figura 2. Promedio de salinidad de los sitios Yucalpetén y Progreso por condición de manglar (Las barras indican desviación estándar).

Con respecto a los resultados de las variables estructurales, en Progreso se registraron los individuos con mayor altura y DAP/D<sub>30</sub>, para el manglar conservado los valores promedio fueron de  $3 \pm 0.7$  m y  $5.3 \pm 1.3$  cm respectivamente. La densidad, Yucalpetén registró la menor densidad en sitios conservados con  $5000 \pm 3,553$  ind. ha<sup>-1</sup> y Progreso la mayor densidad en sitios restaurados con  $19,266 \pm 1,603$  ind. ha<sup>-1</sup> (Cuadro 1). En Yucalpetén, la especie dominante registrada para ambas condiciones fue *A. germinans*, mientras que, para la localidad de Progreso, el manglar conservado estuvo dominado por *R. mangle* y el manglar restaurado por *A. germinans*.

Cuadro 1. Promedio de las condiciones estructurales del manglar de los sitios Yucalpetén y Progreso. En paréntesis, se muestran las desviaciones estándar (SD) de cada parámetro evaluado.

Localidad	Condición	Altura (m)	DAP / D <sup>30</sup> (cm)	Densidad (ind. ha <sup>-1</sup> )	Especie dominante
Yucalpetén	Conservado	2.9 (0.17)	3.5 (0.95)	5000 (3553)	<i>Avicennia germinans</i>
	Restaurado	1.8 (0.25)	2.17 (0.25)	7333 (5268)	<i>Avicennia germinans</i>
Progreso	Conservado	3 (0.7)	5.3 (1.3)	6133 (1616)	<i>Rhizophora mangle</i>
	Restaurado	2.1 (0.54)	2.8 (1.1)	19266 (1603)	<i>Avicennia germinans</i>

Los resultados del almacén de carbono aéreo demuestran variación de acuerdo a la condición de manglar (conservado, en restauración). Para el manglar conservado en el sitio de Progreso se observaron valores promedio de almacén de carbono de  $38 \pm 13$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo más altos que el manglar en condición restaurado puesto que registró un almacén promedio de  $14 \pm 13$  Mg C ha<sup>-1</sup>; a diferencia de Yucalpetén que reporta el menor valor en ambas condiciones con un promedio de  $25 \pm 5.8$  Mg C ha<sup>-1</sup> en sitios conservados, siendo menor en manglares en restauración  $5.3 \pm 5$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Figura 3).



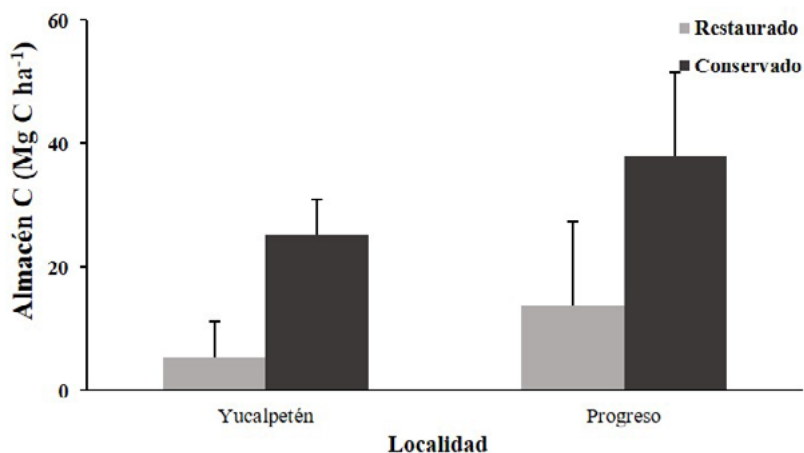


Figura 3. Promedio de almacén de carbono aéreo Yucalpetén y Progreso por condición de manglar. Las barras indican desviación estándar (SD).

Los resultados indican que el almacén de C aéreo para manglares restaurados en Progreso es mayor con respecto a lo reportado para manglares chaparros dominados por *A. germinans* con  $13 \pm 1.3$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Sara-Morales *et al.*, 2021) ya que presenta características estructurales similares al área de estudio. A pesar de la disminución de la salinidad, los valores registrados son altos para especies con menor tolerancia, por esta razón, la especie dominante en ambos sitios fue *A. germinans*, ya que tienen mayor tolerancia a altas concentraciones de sal (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983) y se desarrolla en forma de un matorral de baja altura (< 3 m) (Flores-verdugo *et al.*, 2007). Por otro lado, el almacén de C aéreo en manglares conservados, está relacionado con el desarrollo estructural en altura y DAP del manglar.

Estudios recientes indican que la salinidad baja drásticamente de niveles hiperhalinos a condiciones aptas para el desarrollo de la vegetación en sitios como Celestún, a consecuencia de las acciones de restauración hidrológicas (Teutli-Hernandez *et al.*, 2017). De acuerdo con Herrera-Silveira *et al.*, (2014), debido a la interrupción de los flujos hídricos y antes de las acciones de restauración, la salinidad intersticial registrada en la localidad de Progreso era de > 100 UPS, por lo que se demuestra que las acciones de restauración realizadas en manglares degradados en Yucalpetén y Progreso han favorecido la disminución de la salinidad y esto ha permitido el desarrollo del manglar. Las áreas demasiado someras no reciben agua con la frecuencia apropiada y tenderán a salinizar limitando el crecimiento de manglar, mientras que zonas muy profundas impedirían el establecimiento de propágulos por ahogamiento (Herrera-Silveira *et al.*, 2014), por esta razón es importante la nivelación topográfica y los aportes de agua al área ya que son determinantes en el desarrollo y distribución del manglar. Ambos sitios han sido depósitos de material de dragado, lo cual ha modificado la topografía y con ello la hidrología del sitio. Progreso recibe agua de dos fuentes agua dulce cuyo origen es tierra adentro ya sea subterráneo o escorrentía, y de la laguna costera de Chelem (Herrera-Silveira *et al.*, 2014), a diferencia de Yucalpetén donde la ruptura del acuitardo costero (por la construcción y el dragado de dársenas portuarias) provocó la intrusión del agua del mar hacia el interior de la cuenca, reduciendo la concentración del agua dulce disponible (Batllori-Sampedro *et al.*, 2006).

Estudios como el de Teutli-Hernández *et al.*, (2020), indican que las acciones de restauración como la rehabilitación hidrológica son fundamentales para regular las condiciones fisicoquímicas, especialmente la salinidad. En este trabajo se observa que, después de aproximadamente 10 años del inicio de las acciones de restauración, los niveles de salinidad han disminuido, incluso se puede observar que las condiciones salinas son muy parecidas entre el manglar conservado con respecto al sitio que se encuentra en restauración, favoreciendo el incremento de la cobertura de manglar y con ello el acervo de C aéreo.

## Conclusiones

Uno de los componentes que determina el desarrollo, distribución y dominancia de las comunidades de manglar es la microtopografía y los aportes de agua. Ambas localidades fueron depósito de dragado, provocando alteraciones en la topografía e hidrología, por esta razón se implementaron acciones de restauración hidrológica para la recuperación de áreas de manglar. A comparación de Yucalpetén, Progreso, tiene aportes de agua subterránea y de la laguna de Chelem favoreciendo a un mejor desarrollo de la vegetación (altura, diámetro y densidad) y mayor almacén de Carbono aéreo en ambas condiciones (conservados y en restauración). Sin embargo, se puede concluir que, en ambas localidades, las acciones de restauración hidrológica tienen un efecto positivo, disminuyendo la salinidad intersticial, lo que contribuyó al desarrollo de la vegetación, reflejándose en sus variables estructurales y favoreciendo al incremento en el almacén de carbono aéreo.

## Agradecimiento

Al CINVESTAV Unidad Mérida, A los fondos de los proyectos del Dr. Jorge Alfredo Herrera Silveira, al equipo de colaboradores del Laboratorio de Producción Primaria, por el apoyo a la colecta y análisis de las muestras. al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico con la beca de doctorado de J.L. Cortés.

## Literatura citada

- Batlioni-Sampedro, E. González-Piedra, J. I. Díaz-Sosa y J. L. Febles-Patrón. 2006. Caracterización hidrológica de la región costera noroccidental del estado de Yucatán, México. *Investigaciones geográficas*, (59), 74-92.
- Cinco-Castro, S. and J. Herrera-Silveira. 2020. Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & Coastal Management*, 192, 105196.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner, and R. J. Lara. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem. Cycles* 20. GB1012, doi: 10.1029/2005GB002570.
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarsa, S. Kurnianto, M. Stidham, and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geosci.* 4: 293-297. doi: 10.1038/ngeo1123.
- Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho Rico, E. Pech, M. Pech, J. Ramírez-Ramírez, y C. Teutli-Hernández. 2016. Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61-72.
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernández, A. Zaldívar-Jiménez, R. Pérez-Ceballos, O. Cortés-Balán, I. Osorio-Moreno, J. Ramírez-Ramírez, J. Caamal-Sosa, M. T. Andueza-Briceño, Torres y H. Hernández-Aranda. 2014. Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. FN009. México, D. F.
- Kauffman, J. B. and D. Donato. 2012. Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest. Working Paper 86. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia.
- Mitsh, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley. New York, NY, USA.
- Teutli-Hernández, C., J. A. Herrera-Silveira, D. J. Cisneros-de la Cruz y R. M. Román-Cuesta. 2020. Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas. CIFOR.
- Teutli-Hernández C., M. Menéndez, F. Comín y J. A. Herrera-Silveira. 2017. Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado. Programa Mexicano del Carbono. 258-266 pps.

### 3.4. Temperatura satelital como proxy para el cálculo de omega aragonita en Bahía de los Ángeles.

Martínez-Fuentes Luz M.<sup>1b</sup>; Norzagaray-López Orión<sup>1a,\*</sup>; Hernández-Ayón Martín<sup>1a</sup>; Santamaría-del-Ángel Eduardo<sup>1b</sup>; González-Silveira Adriana<sup>1b</sup>; Solana-Arellano Ma. Elena<sup>2</sup> y Zirino Weiss Alberto<sup>3</sup>.

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO)<sup>a</sup> – Facultad de Ciencias Marinas (FCM)<sup>b</sup>, Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Carretera Tijuana-Ensenada 3917, CP 22860, Ensenada, Baja California, México.

<sup>2</sup> Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada - Tijuana No. 3918, Zona Playitas, CP. 22860, Ensenada, B.C. México.

<sup>3</sup> Scripps Institution of Oceanography, 9500, Gilman Drive, La Jolla, CA. 92093.

\*Autor para correspondencia: orion.norzagaray@uabc.edu.mx

#### Resumen

La superficie del océano absorbe aproximadamente un tercio del exceso de CO<sub>2</sub> gas liberado a la atmósfera por causas antropogénicas, una consecuencia directa es la disminución del pH y de omega aragonita en la superficie del mar, o acidificación del océano (AO). En Bahía de Los Ángeles, B.C. (BLA) habita el coral *Porites panamensis*; el sistema del CO<sub>2</sub> en BLA es controlado por la dinámica estacional del Canal de Ballenas (CB): mezcla vertical acarreado a superficie agua profunda con bajo estado de saturación del aragonita ( $\Omega_{\text{ara}}$ ) y pH. Valores bajos de  $\Omega_{\text{ara}}$  y pH tienen repercusiones negativas en la estructura morfológica de los corales. Los trabajos que han utilizado la temperatura derivada de sensores remotos como proxy para calcular variables del sistema de CO<sub>2</sub>, se han enfocado en la región de las Grandes Islas y el Canal de Ballenas. El propósito de este trabajo es utilizar la temperatura satelital (SST<sub>sat</sub>) como proxy para estimar el  $\Omega_{\text{ara}}$ , como una herramienta para el monitoreo de la zona costera. Para esto, se recolectó agua de mar mensualmente en tres estaciones entre junio de 2017 y octubre de 2019. A las muestras se les midió la salinidad, temperatura (Tem<sub>in situ</sub>), concentración de carbono y alcalinidad totales ( $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) y se calculó el pH<sub>Tot</sub> y  $\Omega_{\text{ara}}$ . Se observó una buena correspondencia entre datos de Tem<sub>in situ</sub> y los datos de SST<sub>sat</sub>, así mismo, las relaciones empíricas de  $\Omega_{\text{ara}}$  vs Tem<sub>in situ</sub> ( $r_{\text{pearson}}=0.94$ ; error asociado= 0.051) y  $\Omega_{\text{ara}}$  vs SST<sub>sat</sub> muestran una buena correspondencia para el cálculo de  $\Omega_{\text{ara}}$ .

**Palabras clave:** Variabilidad estacional; estado de saturación de aragonita; sensores remotos; acidificación.

#### Abstract

Ocean surface absorbs approximately one third of the CO<sub>2</sub> gas released into the atmosphere by anthropogenic causes, a direct consequence is the decrease in pH and saturation state of aragonite ( $\Omega_{\text{ara}}$ ) at the sea surface, or ocean acidification (AO). In Bahia de Los Angeles, B.C. (BLA) inhabits the coral *Porites panamensis*; CO<sub>2</sub> system in BLA is controlled by the seasonal dynamics of the Canal de Ballenas (CB): vertical mixing bringing to the surface deep water with low  $\Omega_{\text{ara}}$  and pH. Low values of  $\Omega_{\text{ara}}$  and pH have negative repercussions on morphological structure of corals. Many of projects have used the temperature derived from remote sensing as a proxy to calculate variables of the CO<sub>2</sub> system, they have been focused on the region of the large islands and the Ballenas Channel. The main goal of this work is to use satellite temperature (SST<sub>sat</sub>) as a proxy to estimate the  $\Omega_{\text{ara}}$ , as a tool for monitoring the coastal zone. For this purpose, seawater was collected monthly at three stations between June 2017 and October 2019. We measured salinity, temperature (Tem<sub>in situ</sub>), concentration of total carbon and alkalinity ( $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), and pH<sub>Tot</sub> and  $\Omega_{\text{ara}}$  were calculated. A good correspondence was observed between Tem<sub>in situ</sub> data

and  $SST_{sat}$  data, likewise, the empirical relationships of  $\Omega_{ara}$  vs  $T_{em\ in\ situ}$  ( $r_{pearson} = 0.94$ ; associated error = 0.051) and  $\Omega_{ara}$  vs  $SST_{sat}$  show a good correspondence for the calculation of  $\Omega_{ara}$ .

**Key word:** *Seasonal variability; saturation state of aragonite; remote sensing; acidification.*

## Introducción

La superficie del océano absorbe aproximadamente un tercio del exceso de  $CO_2$  gas que es liberado a la atmósfera por causas antropogénicas, y una consecuencia directa es la disminución del pH y del estado de saturación de aragonita ( $\Omega_{ara}$ ) en la superficie del mar, o acidificación del océano (AO; Kleypas *et al.*, 1999a; Le Quéré *et al.*, 2015). La saturación de estado de saturación del aragonita ( $\Omega_{ara}$ ) y de calcita ( $\Omega_{cal}$ ) están en función de la concentración de  $CO_3^{2-}$  disponible (Zeebe, 2012), ya que es producto de las concentraciones del ion calcio ( $Ca^{2+}$ ) y del ion carbonato ( $CO_3^{2-}$ ) dividido entre la constante del producto de solubilidad (Kps), ya sea para aragonita o calcita (Feely *et al.*, 1988):  $\Omega_{ara} = [Ca^{2+}] [CO_3^{2-}]/Kps$  (Ec. 1). Donde  $[Ca^{2+}]$  se obtiene a partir de la salinidad y el ion carbonato se obtiene de la combinación de dos de los cuatro parámetros que describen el sistema de los carbonatos y mediciones de la presión, salinidad y temperatura (Dickson *et al.*, 2007). Valores de  $\Omega_{ara} > 1$  indican que el sistema del  $CO_2$  del agua de mar presenta condiciones que favorecen la precipitación de carbonato de calcio en forma de aragonita, o bien, que se favorece la preservación de estructuras calcáreas (Fabry *et al.*, 2008). En la superficie de los océanos tropicales se han reportado valores de  $\Omega_{ara}$  de 4 unidades, lo que indica que se favorece la precipitación observada en diversos calcificadores marinos (Gledhill *et al.*, 2009).

La AO es considerada una amenaza para los arrecifes de coral (IPCC, 2013), ya que una gran cantidad de estudios de laboratorio ha mostrado que la formación de sus exoesqueletos (i.e., la tasa de calcificación) se ve comprometida bajo condiciones de bajo pH y/o  $\Omega_{ara}$  (Allemand *et al.*, 2011). Tal es el caso de especies de coral del género *Porites*, a las cuales, condiciones de AO afectan negativamente la densidad esquelética, pero no su crecimiento, y se ha pronosticado que su densidad se verá disminuida en un ~20% (Tambutté *et al.*, 2015), volviéndolos frágiles y potencialmente vulnerables a la bioerosión y disolución (Norzagaray *et al.*, 2017a).

En Bahía de los Ángeles (B.C.) se ha descrito la presencia de la especie *Porites panamensis* Cabral-Tena *et al.*, 2013; Norzagaray *et al.*, 2014). Esta bahía se caracteriza por una alta productividad primaria (Muñoz-Barbosa *et al.*, 1991; Halfar *et al.*, 2005; López-Tejada, 2020), debido a las altas concentraciones de nutrientes (Torres-Delgado *et al.*, 2013), asociadas al transporte vertical de las masas de agua, como el transporte agua subsuperficial subtropical hacia la superficie, que acarrea agua con altas concentraciones de carbono inorgánico disuelto (CID) proveniente del Canal de Ballenas (CB; Hernández-Ayón *et al.*, 2013; Martínez-Fuentes *et al.*, 2022). El aporte de las masas de agua presenta variabilidad estacional y en BLA influyen en el  $\Omega_{ara}$ , por ejemplo, el aumento de la temperatura aumentará la concentración de iones de carbonato debido a las dependencias de las constantes de equilibrio a la temperatura (y salinidad; Gledhill *et al.*, 2009).

Para evaluar procesos biogeoquímicos y estimar las variables del sistema del  $CO_2$ , recientemente se han utilizado las observaciones satelitales (Munro *et al.*, 2015). Sin embargo, estas observaciones deben evaluarse cuidadosamente con mediciones *in situ* (Munro *et al.*, 2015), buscando la mejor combinación de herramientas (p. ej., observaciones satelitales, mediciones *in situ* y modelos numéricos) para optimizar el contenido de información (Donlon *et al.*, 2002).

Para alcanzar esta visión sinóptica, utilizando datos de temperatura satelital, y cercano a BLA, en la Región de las Grandes Islas (RGI), Zirino *et al.* (1997) utilizaron datos de temperatura satelital y datos de campo de pH y salinidad como herramienta para calcular la  $pCO_2$ . Para esta región, Hernández Ayón *et al.* (2013), utilizaron datos de temperatura del sensor Modis Terra para obtener mapas de estimaciones del CID, además, son los primeros en mencionar la posibilidad de calcular otras variables del sistema de carbono, cómo el  $\Omega_{ara}$  superficial. Martínez-Fuentes *et al.* (2022) calcularon una serie de tiempo de 20

años de CID en BLA usando la relación de temperatura-CID, utilizando imágenes multisensor (es decir, datos de temperatura obtenidos de diferentes sensores). Sin embargo, para el CB y BLA no existen trabajos que relacionen directamente el  $\Omega_{\text{ara}}$  con datos de temperatura de datos satelitales. Es por eso que el objetivo del presente estudio es proponer un modelo para el cálculo de  $\Omega_{\text{ara}}$  en Bahía de los Ángeles, a partir de la relación de temperatura *in situ* y temperatura satelital.

## Materiales y métodos

La zona de estudio fue Bahía de los Ángeles que está ubicada en la región de las grandes islas (RGI), en la parte central del Golfo de California (GC; Figura 1; 29°2'N, 113°33'W - 28°57'N, 113°29'W), y contigua al Canal de Ballenas.

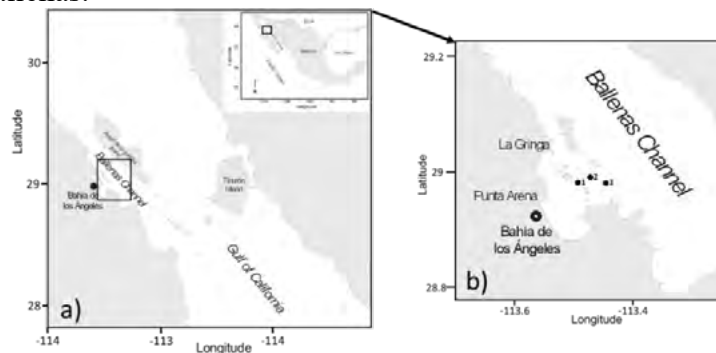


Figura 1. Área de estudio ubicada en la Región de las Grandes Islas (RGI) del Golfo de California (a). Localización de BLA y el Canal de Ballenas (b) indicando los lugares en dónde se obtuvieron los datos de temperatura anual. En “b”, los círculos negros indican las ubicaciones y los números de las estaciones de muestreo en Bahía de los Ángeles (BLA) entre junio de 2017 y octubre de 2019.

Con respecto a la morfología de la bahía, mide ~16 km de largo y ~6.4 km en su sección más ancha, La entrada de la bahía mide alrededor de 10 km de largo y está interrumpida en el medio por la isla Ventana y otras seis pequeñas islas y al sur por la isla Cabeza de Caballo y otras dos pequeñas islas (Lavaniegos *et al.*, 2012). En la RGI y CB, se presentan dos escenarios estacionales que modifican a las variables biogeoquímicas (p. ej. El CID; Hernández-Ayón *et al.*, 2013). (1) durante invierno se observa la presencia de agua ricas en  $\text{CO}_2$ , y (2) en verano, con una condición de menor concentración del CID (Martínez-Fuentes *et al.*, 2022). Estos escenarios en BLA están en función de la influencia de dos masas de agua provenientes del CB: (1) el agua del Golfo de California (AGC) para el verano con una salinidad  $> 35$  ups, temperatura  $> 12$  °C y CID  $\sim 2080$   $\mu\text{mol kg}^{-1}$ , y (2) el agua Subsuperficial Subtropical (ASSt) en invierno, con temperatura entre 9 a 18 °C, salinidad  $< 34.4$  ups y  $\sim 2300$   $\mu\text{mol kg}^{-1}$ .

En Bahía de los Ángeles (BLA) ocurren procesos biogeoquímicos modulados por el intercambio entre masas de agua con el Canal de ballenas y que favorecen a los productores primarios. El aporte estacional de las masas de agua del Canal de Ballenas con Bahía de los Ángeles, regulan el  $\Omega_{\text{ara}}$ , ya que, junto al enriquecimiento/disminución estacional de CID, la variación de temperatura y salinidad, también afectan el estado de saturación. Se colectaron muestras discretas mensualmente entre junio de 2017 y octubre de 2019 de las estaciones indicadas en la Figura 1b. En cada estación se recolectó agua en superficie (0m) y una segunda muestra entre 16 o 25m (dependiendo de la batimetría medida *in situ*), obteniendo un total de 12 muestras por mes.

La temperatura *in situ* fue medida directamente de la botella Niskin con un termómetro digital [ $\pm 0.01$  °C, YSI4600, Yellow Springs Instruments (YSI), USA]. La salinidad de las muestras fue determinada en el laboratorio usando un salinómetro ( $\pm 0.1$ ; YSI3200, YSI, USA). A las muestras se les midió la alcalinidad total (AT) mediante titulación de celda abierta, siguiendo el procedimiento descrito por Dickson *et al.* (2007) y con un sistema automatizado (Model P-TA, PONTUS, México; <https://pontusbaja.com/>). El CID fue cuantificado coulométricamente, utilizando el método descrito por

Johnson *et al.* (1987; CM5014, UIC, Joliet, USA). La precisión y exactitud de AT y CID estuvo en el orden de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , utilizando material de referencia certificado (A. Dickson, Scripps-UCSD).

Con la información anterior (temperatura, salinidad, CID y AT) se calculó el pH en escala de iones totales ( $\text{pH}_{\text{Tot}}$ ) y el estado de saturación de aragonita ( $\Omega_{\text{ara obs}}$ ) con el software  $\text{CO}_2\text{SYS}$  (Lewis *et al.*, 1998). Un dato importante es que se consideró una versión modificada por Orr *et al.* (2018) para el cálculo de su incertidumbre y esta fue de  $\pm 0.013$  para el pH y de  $\pm 0.15$  unidades para el  $\Omega_{\text{ara}}$ . Se usaron las constantes de disociación para carbonatos propuestas por Lueker *et al.* (2000).

El primer paso fue validar la temperatura de sensores remotos vs. datos *in situ* en la zona costera de BLA aledaña al CB. El siguiente paso fue evaluar si estos datos tienen buena correspondencia con variables biogeoquímicas para estudiar los procesos en BLA. Para ello se utilizaron imágenes diarias de temperatura satelital del mar ( $\text{SST}_{\text{sat}}$ ; °C), de los píxeles cercanos a las coordenadas de las estaciones de muestreo seleccionadas (i.e., estaciones de 1-3; Figura 1c). Los datos de  $\text{SST}_{\text{sat}}$  corresponden a datos de nivel 3 (L3) proporcionados por el Dr. E. Santamaría-del-Ángel (Popeye's laboratory, FCM-UABC), se utilizaron datos de día a 11 micrones, y que son el resultado de imágenes diarias de SST con cobertura local (LAC; 1 km de resolución), obtenidos de diferentes fuentes: (1) Moderate Resolution Imaging Spectrometers (MODIS; a partir de 2002), (2) Terra (a partir de 2001), (3) Aqua (a partir de 2003) y (4) Suomi-NPP Visible Infrared Imager Radiometer Suite (VIIRS; a partir de 2012).

Una primera aproximación de esta propuesta fue evaluar la relación entre temperatura *in situ* ( $\text{Tem}_{\text{in situ}}$ ; medidas discretas superficiales) y  $\text{SST}_{\text{sat}}$ , la cual fue analizada mediante análisis de regresión lineal simple,  $\text{SST}_{\text{sat}} = b_0 + b_1 * \text{Tem}_{\text{in situ}}$ . Para lo cual se seleccionaron los datos de  $\text{SST}_{\text{sat}}$  concordantes del día en el que se realizó cada monitoreo *in situ* ( $\text{SST}_{\text{sat}}$  diarios), con el fin de observar qué tanto se aproximan los datos satelitales con los datos tomados en campo. Posteriormente, y después de haber verificado una buena correspondencia entre temperaturas (in situ y sensores remotos), se evaluó si la temperatura in situ mostraba una buena correspondencia con el  $\Omega_{\text{ara}}$  observado ( $\Omega_{\text{ara obs}}$ ), datos con los cuales se construyó el modelo propuesto. Con respecto a los análisis de regresión, el análisis se llevó a cabo con un  $\alpha=0.05$ ; además, se empleó un protocolo para calibrar y validar el modelo lineal obtenido, para lo cual se utilizó el 70% de los datos seleccionados aleatoriamente para generar el modelo lineal y el 30% de los datos restantes fueron usados para validar el modelo. Para cada caso (contraste entre temperatura *in situ* vs sensores remotos, así como  $\Omega_{\text{ara}}$  vs temperatura *in situ*) el error del modelo propuesto fue calculado como el promedio de las diferencias absolutas entre valores observados y calculados a partir del 30% de los datos destinados para la validación, también conocido como MAE (por sus siglas en inglés). Para el cálculo de la  $\Omega_{\text{ara calc}}$  con el modelo propuesto (ecuación 3) tiene asociado un error de 0.051 unidades.

$$\text{MAE} = \sum | \Omega_{\text{ara obs}} - \Omega_{\text{ara calc}} | \quad (2)$$

$$\Omega_{\text{ara calc}} = 0.119 * \text{SST}_{\text{sat}} \quad (3)$$

## Resultados y Discusión

A partir de la relación de los datos de  $\text{Tem}_{\text{in situ}}$  y de  $\text{SST}_{\text{sat cor}}$  ( $n=57$ ; Figura 2), se obtuvo un coeficiente de correlación de Pearson de 0.95. La prueba de hipótesis para significancia de los coeficientes de regresión lineal entre los datos de  $\text{Tem}_{\text{in situ}}$  y datos de  $\text{SST}_{\text{sat cor}}$  (Figura 2), indican que el valor del intercepto fue mayor al valor de  $p=0.05$ , por lo que se rechaza el intercepto, mientras el valor de la pendiente es menor a 0.05, por lo que no se descarta la pendiente en la ecuación lineal. La  $\text{SST}_{\text{sat}}$  fue similar en magnitud y estacionalidad a la  $\text{Tem}_{\text{in situ}}$  del área de estudio (Figura 2) en BLA y a la reportada en otras zonas costeras ubicadas en el CB y cercanas a BLA (Martínez-Díaz-de-León *et al.*, 2006), con temperaturas entre 16 a 29 °C y una estacionalidad marcada entre invierno y verano.

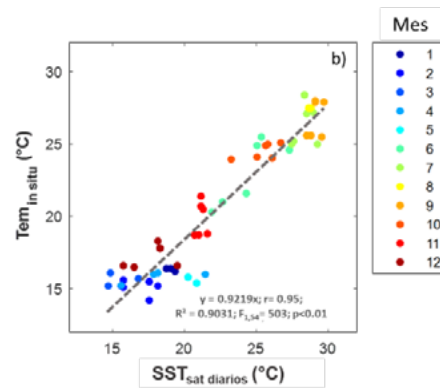


Figura 2. Datos de SST<sub>sat</sub> diarios versus temperatura medida *in situ* (°C; datos superficiales). La escala de color indica el mes. La línea gris punteada indica el modelo lineal propuesto. Se observan los datos correspondientes a las estaciones 1 a 3.

Con respecto a la relación de  $Tem_{in situ}$  vs.  $\Omega_{ara obs}$ , al realizar la prueba de hipótesis para significancia de los coeficientes de regresión lineal (Figura 3a), los valores de  $p > 0.05$  indican una baja probabilidad de rechazo a la pendiente, el valor  $p > 0.05$  del intercepto, indican que se descarta de la ecuación lineal. Esta misma prueba de hipótesis para la significancia de los coeficientes se realizó para la regresión lineal del 30 % restante de los datos entre  $\Omega$  observado vs. calculado (Figura 3b), con una  $p < 0.05$  para la pendiente y una  $p > 0.05$  del intercepto, por lo que se decidió rechazar el intercepto. En ambas regresiones ( $Tem_{in situ}$  vs  $\Omega_{ara obs}$  y  $\Omega$  observado vs. calculado), los residuos cumplieron con los supuestos de normalidad (gráfico de normalidad) y homocedasticidad (resultados no mostrados). Considerando los análisis de correlación entre las variables, podría resultar útil la relación temperatura *in situ* y  $\Omega_{ara}$  para modelar series de tiempo de  $\Omega_{ara calc}$  para esta región usando datos de SST<sub>sat</sub>.

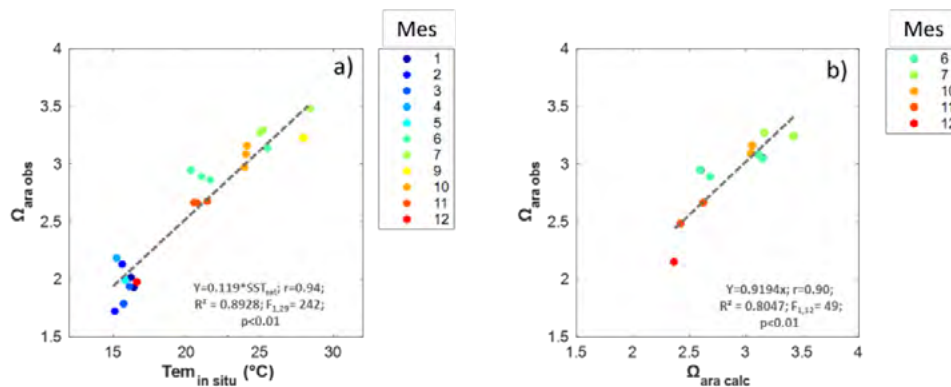


Figura 3. Se muestran la regresión lineal simple entre  $Tem_{in situ}$  vs.  $\Omega_{ara obs}$  (A; 70% de los datos *in situ* usados para la calibración del modelo) usados para generar la ecuación 3, así como la relación entre el  $\Omega_{ara obs}$  vs.  $\Omega_{ara calc}$  (B; 30% de los datos *in situ* usados para la validación y cálculo del error).

### Tendencia y estacionalidad de una serie de tiempo de 20 años del $\Omega_{ara calc}$

Los datos de temperatura *in situ* estuvieron en un rango de 14 a 28 °C. Los datos de temperatura, CID y  $\Omega_{ara obs}$  presentaron una estacionalidad marcada, con dos escenarios contrastantes entre invierno y verano. Durante los meses de invierno se presentaron valores menores de  $\Omega_{ara obs}$  (entre 1.6 a 2.8 unidades).

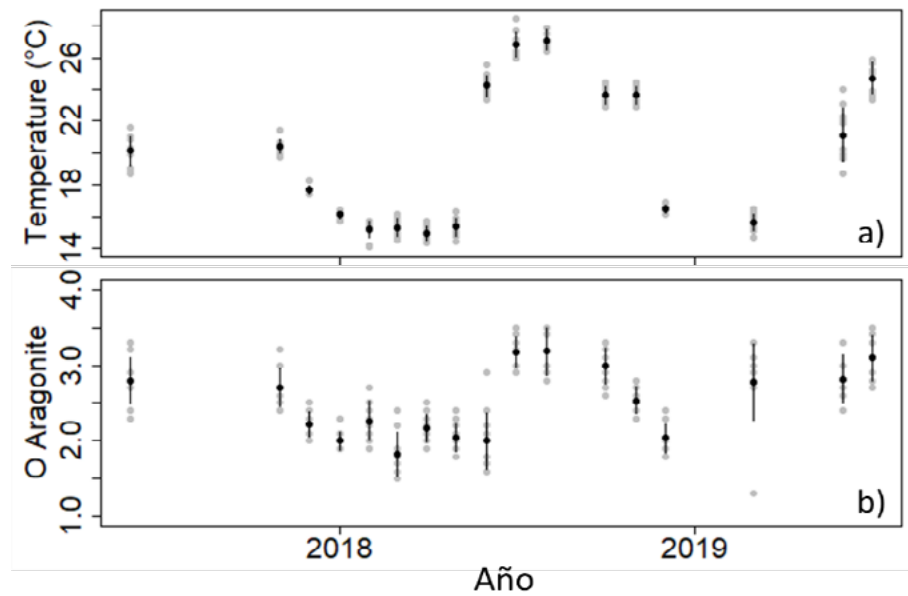


Figura 4. Serie de tiempo de datos discretos colectados en el periodo de 2017 a 2019 en BLA. Se observa estacionalidad en la (a) temperatura, (b)  $\Omega_{\text{ara obs}}$ . Los datos observados para las tres estaciones de estudio se muestran en gris, mientras que su valor central (mediana) y dispersión (desviación absoluta de la media) en color negro.

La serie de tiempo de  $\text{SST}_{\text{sat}}$  de la estación 3 mostró un intervalo anual entre los 14 a 29 °C (Figura 4a), siguiendo una marcada estacionalidad, con una media de 21 °C, con valores similares al patrón reportado para los datos de temperatura discretos. La serie de  $\text{SST}_{\text{sat}}$  presentó un periodo frío en invierno (temperatura mínima ~14 °C), el cual se incrementa durante los meses de mayo a junio para llegar a un periodo cálido en verano con los valores más altos (~29 °C). Dicha condición se extendió hasta noviembre.

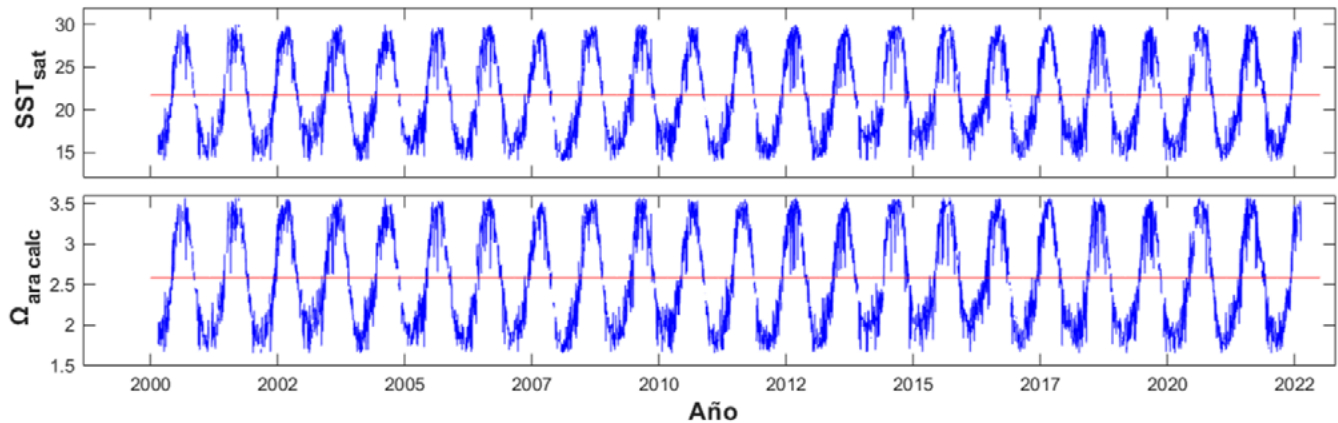


Figura 5. Serie de tiempo de 20 años de la  $\text{SST}_{\text{sat cor}}$  (A) y del  $\Omega_{\text{ara calc}}$  (B) para las diferentes estaciones de muestreo en BLA. Con respecto al estado de saturación, las estaciones presentaron el mismo comportamiento estacional, así como una amplitud similar.

El rango de  $\Omega_{\text{ara calc}}$  reportado en el presente trabajo es similar al rango observado para distintos lugares del Golfo de California (variación anual de 1.5 a 3.5 unidades; Figuras 4b y 5b). Para algunos lugares del GC se han registrado valores de  $\Omega_{\text{ara}} < 3.5$  unidades (3.34-3.49 unidades; Kleypas *et al.*, 1999b). Norzagaray *et al.* (2017b) reportaron para Cabo Pulmo una variación anual del  $\Omega_{\text{ara}}$  entre 2.7 a 3.5 unidades, con una media de 3.1 (~0.7 unidades mayor al del presente trabajo), con un promedio de  $2.8 \pm 0.2$  unidades para invierno, bajo la influencia de AGC (1.3 unidades mayor que el presente estudio), mientras que para verano se observó un promedio de  $3.2 \pm 0.3$  unidades cuando se presenta la influencia de agua superficial tropical (AST).

Por otra parte, el promedio de los datos de  $\Omega_{\text{ara calc}}$  del presente trabajo es inferior al reportado para otros estudios en arrecifes de coral de zonas tropicales, con una diferencia ~0.9 unidades, con un  $\Omega_{\text{ara}}$



medio de 3.3 unidades (Bates *et al.*, 2010; Manzello *et al.*, 2012; Andersson *et al.*, 2014) y  $\sim 0.4$  unidades menor al reportado en BLA por Cabral-Tena *et al.* (2013), con un promedio de  $\sim 2.8$  unidades.

La posibilidad de calcular el  $\Omega_{\text{ara}}$  con datos de temperatura, o datos hidrográficos históricos, permite poder estudiar la estacionalidad y la tendencia a largo plazo de la acidificación en las aguas costeras (Oliva-Méndez *et al.*, 2016). Sin embargo, hay que resaltar la importancia de la elección de una base de datos de temperatura satelital confiable, ya que el uso de datos diarios derivados de multisensores de una resolución espacial de 1 km permite tener series de tiempo largas para poder distinguir diferentes escalas temporales y espaciales. En el caso de las variaciones temporales, permite distinguir la estacionalidad, variabilidad interanual, variabilidad decadal, etc. (Santamaría-del-Ángel *et al.*, 2019). Además, hay que resaltar la necesidad de combinar datos de satélite con datos medidos *in situ* (Sathyendranath y Platt, 1993), que, combinado con herramientas estadísticas y modelos matemáticos orientados a cuantificar el error asociado con los datos satelitales, permitan mejorar el manejo de esta información (Selvaraj *et al.*, 2009), y así, poder incrementar la información de eventos espaciales y temporales en regiones de difícil acceso para la toma de muestras *in situ*.

## Conclusiones

En este trabajo se reporta que la temperatura superficial del mar es una herramienta útil para estimar el  $\Omega_{\text{ara}}$  en la región de estudio, dado que:

(1) la SST derivada de sensores remotos (multisensor) mostró una relación significativa con respecto a los datos de temperatura medidos en campo, lo que permitió utilizar los datos diarios de SST<sub>sat</sub> como proxy para la estimación de  $\Omega_{\text{ara}}$ . A partir de este procedimiento se obtuvo un error de 0.051 unidades, valor relativamente pequeño dada la variabilidad del  $\Omega_{\text{ara}}$  observado.

(2) Temporalmente, la relación encontrada entre temperatura y  $\Omega_{\text{ara}}$  estimada, permiten obtener series largas de tiempo con información en distintas escalas temporales (i.e., diaria, quincenal, mensual o interdecadal).

## Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el CONAHCyT, mediante el Fondo Sectorial para Educación [CB-2017-18-A1-S-21581 a CONL]. Agradecemos a CONAHCyT por la beca otorgada a LMMF para estudios de doctorado. Agradecemos también a la Dra. Rosalía Ávalos, directora de la RBZM Bahía de los Ángeles, Canales de Ballenas, Salsipuedes por el permiso otorgado para realizar las actividades. Finalmente, agradecemos a la M.C. Erika Santacruz por su apoyo en el trabajo de campo.

## Literatura citada

- Allemand, D., É. Tambutté, D. Zoccola and S. Tambutté. 2011. Coral calcif., cells to reefs. Coral reefs: an ecosystem in transition. Sprin., NY. DOI:10.1007/978-94-007-0114-4\_9.
- Andersson, A. J., L. Yeakel, N. R. Bates and S. J. de Putron. 2014. Partial offsets in ocean acidification from changing coral reef biogeochemistry. *Nat. Clim. Chang.* 4: 56–61. DOI:10.1038/nclimate2050.
- Bates, N., A. Amat, and A. Andersson. 2010. Feedbacks and responses of coral calcification on the Bermuda reef sytem to seasonal changes in biological processes and ocean acidification. *Biogeosciences* 7: 2509–2530. DOI:10.5194/bg-7-2509-2010.
- Cabral-Tena, R. A., H. Reyes-Bonilla, S. Lluch-Cota, D. A. Paz-García, L. E. Calderón-Aguilera, O. Norzagaray and 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.
- Dickson, A.G., C.L. Sabine and J. R. Christian. (Eds.). 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO<sub>2</sub> Measurement. North Pacific Marine Science Organization, British Columbia, p. 191. DOI:10.25607/OBP-1342.
- Donlon, C. J., P. J. Minnett, C. Gentemann, T. J. Nightingale, I. J. Barton, B. Ward and M. J. Murray. 2002. Toward improved validation of satellite sea surface skin temperature measurements for climate research. *American Meteorological Society.* 15: 353 - 369.
- Fabry, V. J., B. A. Seibel, R. A. Feely and J. C. Orr. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science* 65:414–432. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn048>.

- Feely, R. A., R. H. Byrne, J. G. Acker, P. R. Betzer, C. T. A. Chen, J. F. Gendron and M. F. Lamb. 1988. Winter-summer variations of calcite and aragonite saturation in the northeast Pacific. *Marine Chemistry*, 25(3), 227-241.
- Gledhill, D. K., R. Wanninkhof, and C. M. Eakin. 2009. Observing ocean acidification from space. *Oceanography*. 22(4), 48-59. <https://www.jstor.org/stable/24861023>.
- Halfar, J., L. Godínez-Orta, B. Riegl, J. E. Valdez-Holguin and J. M. Borges. 2005. Living on the edge: high-latitude Porites carbonate production under temperate eutrophic conditions. *Coral Reefs*, 24, 582-592. DOI:10.1007/s00338-005-0029-x.
- 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 y J. A. Segovia-Zavala. 2013. Dinámica del carbono inorgánico disuelto en la región de las grandes islas del golfo de California: Influencia de las masas de agua. *Ciencias Mar.* 39 (2), 183-201. DOI:10.7773/cm.v39i2.2243.
- IPCC. 2013. Summary for policymakers. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* Contrib. of Working Group I to the 5<sup>th</sup> Asses. Rep. of the Intergov. Panel on Clim. Chan., Camb. Univ.Press, NY.
- Kleypas, J. A., R. W. Buddemeier, D. Archer, J. P. Gattuso, C. Langdon and B. N. Opdyke. 1999a. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. *Science*, 284(5411), 118-120. DOI:10.1126/science.284.5411118.
- Kleypas, J. A., J. W. McManus and L. A. B. Meñez. 1999b. Environmental limits to coral reef development: ¿Where do we draw the line? *Am Zool* 39:146-159. DOI:10.1093/icb/39.1.146.
- Lavaníegos, B. E., G. Heckel and P. Ladrón de Guevara. 2012. Variabilidad estacional de copépodos y cladóceros de bahía de Los Ángeles (Golfo de California) e importancia de *Acartia clausi* como alimento del tiburón ballena. *Ciencias marinas*, 38(1A), 11-30. DOI:10.7773/cm.v38i1A.2017.
- Le Quéré, C., R. Moriarty, R. Andrew, J. Canadell, S. Sitch, J. Korsbakken, P. Friedlingstein, G. Peters, R. Andres, T. Boden, T. 2015. Global Carbon Budget 2015. *Earth Sys. Sci. Data*. 7, 349-396. DOI:10.5194/essd-7-349-2015.
- Lewis, E., D. Wallace and L. J. Allison. 1998. Program developed for CO<sub>2</sub> system calculations. Carbon Dioxide Information Analysis Center, managed by Lockheed Martin Energy Research Corporation for the US Department of Energy Tennessee. DOI:10.15485/1464255.
- López-Tejada, N. L. 2020. Influencia de la circulación en la variabilidad de la biomasa de fitoplancton en Bahía de los Ángeles, Baja California: resultados de un modelo numérico oceánico de interacción físico-biológica. Tesis de Maestría. Sin publicar. Centro de Investigación y de Educación Superior de Ensenada. CICESE. Ensenada, Baja California, México.
- Lueker, T. J., A. G. Dickson and C. D. Keeling. 2000. Ocean pCO<sub>2</sub> calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K<sub>1</sub> and K<sub>2</sub>: validation based on laboratory measurements of CO<sub>2</sub> in gas and seawater at equilibrium. *Marine chemistry*, 70(1-3), 105-119. DOI:10.1016/S0304-4203(00)00022-0.
- Manzello, D. P., I. C. Enochs, N. Melo, D. K. Gledhill and E. M. Johns. 2012. Ocean acidification refugia of the Florida Reef Tract. *PLOS One* 7: e41715. DOI:10.1371/journal.pone.0041715.
- Martínez-Díaz-de León, A., I. Pacheco-Ruiz, F. Delgadillo-Hinojosa, J. A. Zertuche-González, A. Chee-Barragán, R. Blanco-Betancourt, J. M. Guzmán-Calderón and A. Gálvez-Telles. 2006. Spatial and temporal variability of the sea surface temperature in the Ballenas-Salsipuedes Channel (central Gulf of California). *J. Geophys. Res. Oceans* 111 (C2). DOI:10.1029/2005JC002940.
- Martínez-Fuentes, L. M., C. O. Norzagaray, 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 and R. A. Cabral-Tena. 2022. Influence of the advection of water masses in the Ballenas Channel on the CO<sub>2</sub> system in Bahía de los Angeles (Mexico). *Regional Studies in Marine Science*, 55, 102505. DOI:10.1016/j.rsma.2022.102505.
- Munro, D. R., N. S. Lovenduski, B. B. Stephens, T. Newberger, K. R. Arrigo, T. Takahashi and C. Sweeney. 2015. Estimates of net community production in the Southern Ocean determined from time series observations (2002-2011) of nutrients, dissolved inorganic carbon, and surface ocean pCO<sub>2</sub> in Drake Passage. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 114, 49-63. DOI:10.1016/j.dsr2.2014.12.014.
- Muñoz-Barbosa, A., G. Gaxiola-Castro and J. A. Segovia-Zavala. 1991. Temporal variability of primary productivity, chlorophyll and seston in Bahía de los Angeles, Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 17(4), 47-68. DOI:10.7773/cm.v17i4.845.
- Norzagaray, C. O., L. E. Calderon-Aguilera, J. M. Hernández-Ayón, H. Reyes-Bonilla, J. P. Carricart-Ganivet, R. A. Cabral-Tena and E. F. Balart. 2014. 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.
- Norzagaray, O. C., L. E. Calderon-Aguilera, A. B. Castro-Ceseña, G. Hirata and J. M. Hernández-Ayón. 2017a. Skeletal dissolution kinetics and mechanical tests in response to morphology among coral genera. *Facies*, 63, 1-14. DOI:10.1007/s10347-016-0488-2.
- Norzagaray, C. O., J. M. Hernández-Ayón, L. E. Calderon Aguilera, H. Reyes-Bonilla, C. Chapa-Balcorta and A. Ayala-Bocos. 2017b. 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.
- Oliva-Méndez, N., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, A. R. Simone y E. Santamaría-del-Ángel. 2016. Aplicación de una relación empírica para el estudio del sistema del CO<sub>2</sub> en la región oceánica frente a Ensenada, BC. Programa Mexicano del Carbono.
- Orr, J. C., J. M. Epitalon, A. G. Dickson and J. P. Gattuso. 2018. Routine uncertainty propagation for the marine carbon dioxide system. *Mar. Chem.* 207, 84-107. DOI:10.1016/j.marchem.2018.10.006.
- Santamaría-del-Ángel, E., M. T. Sebastia-Frasquet, A. González-Silvera, J. Aguilar-Maldonado, A. Mercado-Santana y J. C. Herrera-Carmona. 2019. Uso potencial de las anomalías estandarizadas en la interpretación de fenómenos oceanográficos globales a escalas locales. *Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos*, 193.
- Sathyendranath, S., and T. Platt. 1993. Remote sensing of water-column primary production. In *ICES Marine Science Symposia*. Vol. 197(1): 236-243.
- Selvaraj, J. J., M. Rajasekharan y Á. I. Guzmán-Alvis. 2009. Aplicaciones de los sistemas de información geográfica y sensores remotos al manejo de pesquerías marinas y desafíos para su desarrollo en Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 38(1), 105-120. ISSN: 0122-9761.

- Tambutté, E., A. A. Venn, M. Holcomb, N. Segonds, N. Techer, D. Zoccola and S. Tambutté. 2015. Morphological plasticity of the coral skeleton under CO<sub>2</sub>-driven seawater acidification. *Nature Communications*, 6(1), 1-9. DOI:10.1038/ncomms8368.
- Torres-Delgado, E.V., F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, J. A. Segovia-Zavala, J. M. Hernández-Ayón y S. Galindo-Bect. 2013. Enriquecimiento invernal de nutrientes inorgánicos en el canal de Ballenas, golfo de California. *Ciencias Mar.* 39 (2), 165–182. DOI:10.7773/cm.v39i2.2236.
- Zeebe, R., E. 2012. History of seawater carbonate chemistry, atmospheric CO<sub>2</sub>, and ocean acidification. *Annual Review of Earth and Planetary Science*. 40(1): 141–165. DOI:10.1146/annurev-earth-042711-105521.
- Zirino, A., J. M. Hernández Ayón, R. A. Fuhrmann, R. L. Bernstein, J. R. Lara Lara, G. Gaxiola Castro y S. Álvarez Borrego. 1997. Estimaciones superficiales de PCO<sub>2</sub> en el Golfo de California a partir de mediciones continuas de pH e imágenes de satélite. *Ciencias Marinas*, 23(1): 1-22.

### 3.5. Reducción de los almacenes de carbono en pastos marinos de una zona impactada del caribe mexicano

Cota-Lucero Tania C.<sup>1,\*</sup>; García-Trasviña José A.<sup>1</sup>; Martínez-Mendoza Juan E.<sup>1</sup>; Medina-Euan Daniela G.<sup>1</sup>; Ramírez-Ramírez Javier<sup>1</sup> y Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Mérida, Yucatán.

\*Autor de correspondencia: tania.cota@cinvestav.mx

#### Resumen

Las actividades antropogénicas son la principal amenaza para los ecosistemas costeros, ya que ocasionan el deterioro del estado de salud de los pastos marinos, así como disminución de su productividad primaria, lo que se traduce como la pérdida de los servicios ecosistémicos, principalmente el almacenamiento de carbono orgánico en la biomasa ( $C_{bio}$ ) de las praderas marinas. Sin embargo, pocos estudios han evaluado la variabilidad temporal en los almacenes de carbono de sitios con alto desarrollo costero. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue determinar la variabilidad temporal de los almacenes de carbono en biomasa de los pastos marinos, ubicados en Punta Nizuc, Quintana Roo, una localidad con alto impacto antrópico. En Punta Nizuc, los almacenes de  $C_{bio}$  de estas praderas submarinas han disminuido de 2005 a 2010 con un valor medio de  $1.21 \pm 0.79$  y  $0.31 \pm 0.17$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Esta variabilidad en los almacenes de  $C_{bio}$  indican que las condiciones de calidad del agua y la salud de las praderas submarinas no están favoreciendo la productividad de los pastos marinos en la zona de estudio. Se sugiere un muestreo robusto y establecer un diagnóstico actual de las condiciones de la calidad de agua y los pastos marinos de Punta Nizuc, esto permitirá establecer acciones inmediatas en las estrategias de mitigación contra el cambio climático, ya que la localidad es un sitio con alto impacto antrópico sobre las praderas de pastos marinos.

**Palabras clave:** *carbono, pastos marinos, impactos, productividad, cambio climático.*

#### Introducción

Los pastos marinos desempeñan un papel fundamental en el equilibrio de los ecosistemas costeros; brindan protección costera, sustentan las redes alimentarias a través de la pesca y son un hábitat importante para un gran número de especies de importancia económica y comercial (Constanza *et al.*, 2007). Estos ecosistemas pueden almacenar importantes reservas de carbono orgánico en sus tejidos y desempeñan un papel importante en el ciclo del carbono, ya que son considerados sumideros de CO<sub>2</sub> y contribuyen en las estrategias de mitigación del cambio climático (Bedulli *et al.*, 2020). La capacidad de las praderas marinas para secuestrar carbono está influenciada por factores bióticos (microorganismos, fauna) y abióticos, incluido el estado de salud, las propiedades geoquímicas del sedimento, condiciones ambientales predominantes, configuración del paisaje y actividades antrópicas en la zona costera (Lovelock y Reef, 2020). Las actividades antropogénicas son la principal amenaza para los ecosistemas costeros, ya que ocasionan el deterioro del estado de salud de las praderas marinas, así como disminución de su productividad primaria (Salinas *et al.*, 2020; Waycott *et al.*, 2009), lo que se traduce como la pérdida de los servicios ecosistémicos como el almacenamiento de carbono (Dahl *et al.*, 2022).

A nivel mundial los pastos marinos de México ocupan el cuarto lugar con mayor almacén de  $C_{org}$  (130 Mg  $C_{org}$  ha<sup>-1</sup>) (Herrera Silveira *et al.*, 2020). En México la mayor extensión de fanerógamas marinas se presenta en las costas de la Península de Yucatán, que se caracteriza por ser una zona kárstica, pero con los mayores almacenes de carbono (46 Tg  $C_{org}$ ) del país, además de contar con zonas consideradas como “hot spots” de carbono (CONABIO, 2018; Herrera Silveira *et al.*, 2020; Cota-Lucero y Herrera-Silveira

2021). A pesar de la importancia de estos ecosistemas costeros, su deterioro es evidente (Cuevas *et al.* 2022). En zonas altamente desarrolladas, como el estado de Quintana Roo, el desarrollo turístico ha generado cambios en el uso del suelo, promovidos por la construcción de infraestructura de alojamiento y el aumento de las descargas de aguas residuales que contaminan el agua marina, alterando la comunidad de pastos marinos y los almacenes de carbono (Bedulli *et al.*, 2020; López-Mendoza *et al.*, 2020). Actualmente existen escasos registros sobre los almacenes de carbono en pastos marinos de Q. Roo (Ramírez-Ramírez *et al.* 2015, Mendoza-Martínez *et al.* 2019), pero no indican su variabilidad temporal. Identificar las tendencias en las reservas de carbono de pastos marinos en áreas impactadas Antrópicamente permite establecer las bases para mejorar las estrategias de manejo en términos de mitigación del cambio climático y conservación (Fries *et al.* 2021). Por lo tanto, el presente estudio tiene por objetivo determinar los cambios en el largo plazo de los almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos, ubicados en Punta Nizuc, una localidad con alto impacto antrópico.

## Material y Métodos

Se realizaron muestreos anuales en el periodo 2005-2010 cubriendo un total de 32 estaciones, en la localidad de Punta Nizuc, ubicada en la zona costera de Q. Roo (Figura 1). A continuación, se indican los métodos empleados para cuantificar el carbono almacenado en la biomasa viva de pastos marinos y el hecho de que se usaron sistemáticamente en cada evento de monitoreo, se pudo conseguir analizar series de tiempo de estas variables. Para esto, en cada estación de muestreo, se colectaron muestras de biomasa por duplicado con nucleadores de PVC tipo curer de 15 cm de diámetro (CARICOMP, 2001). Las muestras de pastos marinos se limpiaron con agua dulce para remover epifitos. Para obtener el peso seco de la biomasa, las muestras se colocaron al horno (72 °C). El almacén de carbono contenido en biomasa ( $C_{bio}$ ) se calculó utilizando el peso seco ( $g\ Ps\ m^{-2}$ ) y factores de conversión para carbono orgánico en cada especie presente *Thalassia testudinum* (0.36) y *Syringodium filiforme* (0.32) (Short *et al.*, 1985; Fourqurean y Zieman, 2002). Estos valores fueron extrapolados a  $Mg\ (10^6g)\ C\ ha^{-1}$ . Para determinar diferencias entre años se realizó un análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis (H), considerando un nivel de significancia de 0.05.

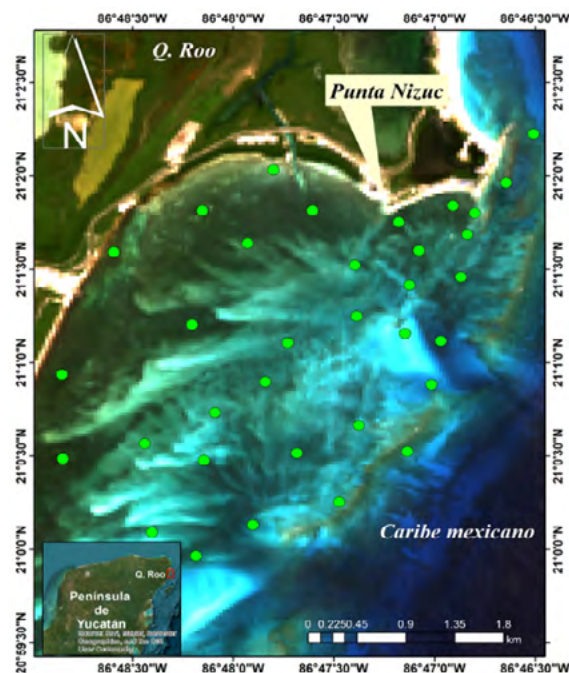


Figura 1. Distribución de las estaciones de muestreo en Punta Nizuc, Quintana Roo. Círculos verdes representan las estaciones de monitoreo visitados en el periodo de 2005 a 2010.

## Resultados y discusión

Durante el periodo de muestreo, se observó la presencia de *Thalassia testudinum* en la zona de estudio, junto con la presencia puntual de *Syringodium filiforme* en 2008. Los almacenes de  $C_{bio}$  se redujeron con valores medios de  $1.21 \pm 0.79$  y  $0.31 \pm 0.17$   $Mg\ C\ ha^{-1}$  de 2005 a 2010, respectivamente, sin embargo, se presentó un incremento en 2008 con valores máximos de  $4.51\ Mg\ C\ ha^{-1}$  (Figura 2), y que corresponden a la contribución de *S. filiforme* a la biomasa total, demostrando la importancia de la especie en términos de almacenes de  $C_{bio}$  en la localidad y que coincide con algunos estudios que demuestran que generalmente las praderas mixtas presentan mayores reservas de carbono (Mazarrasa et al. 2018). La productividad de las praderas marinas es regulada por la calidad de agua como la luz que depende de la concentración de partículas suspendidas en la columna de agua y a su vez, este factor se ve exacerbado por como resultado del exceso de nutrientes que generan las descargas residuales no tratadas por los complejos turísticos de la localidad, los cuales promueven afloramientos intensos de sargazo (Serrano et al., 2014; Herrera-Silveira et al., 2019). Cabe mencionar que la zona de estudio se encuentra sometida a constantes alteraciones antrópicas (transportes marinos, aguas residuales) que podrían afectar la salud de los ecosistemas costeros.

Temporalmente se ha registrado en Punta Nizuc un incremento en las concentraciones de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) ya que para 2007 los valores eran de  $47.1\ \mu mol$  y para 2019 estos incrementaron a  $71\ \mu mol$ . El nitrógeno suele ser uno de los principales indicadores de eutrofización para las costas de Quintana Roo ya que se asocia a las descargas de aguas residuales y que coinciden con el incremento poblacional de 982,900 habitantes en Cancún de 2000 al 2020 (INEGI, 2020). Estas concentraciones superan la concentración sugerida como límite permisible para la protección de la vida acuática en zonas costeras (Herrera-Silveira et al. 2008; Cejudo et al. 2021). El presente estudio, revela la tendencia a la disminución de los almacenes de carbono en pastos marinos de Punta Nizuc, sin embargo, se debe determinar la condición actual de las praderas submarinas y los almacenes de carbono en biomasa y en sedimentos. Esto permitirá establecer acciones inmediatas en las estrategias de mitigación contra el cambio climático ya que, la localidad es un sitio con alto impacto sobre las praderas de pastos marinos.

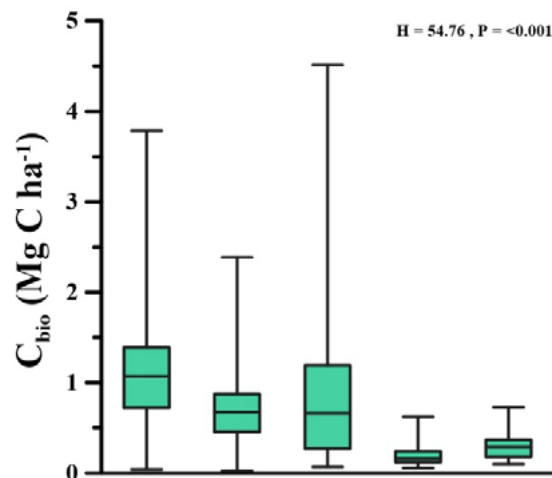


Figura 2. Variabilidad en los almacenes de carbono en biomasa de los pastos marinos en Punta Nizuc. Se presentan los valores mínimos y máximos, la línea central dentro las cajas representa la mediana mientras que las líneas inferior y superior de las cajas los Cuartiles 25 y 75.

## Conclusiones

En Punta Nizuc, los almacenes de carbono en la biomasa de pastos marinos han disminuido de 2005 a 2010 con un valor medio de  $1.21 \pm 0.79$  y  $0.31 \pm 0.17$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Esta disminución en los almacenes de carbono en biomasa es un indicador de las posibles variaciones de calidad del agua y la salud de las praderas submarinas. Debido a la disminución de los almacenes de C<sub>bio</sub>, se sugiere un muestreo robusto y establecer un diagnóstico de las condiciones de la calidad de agua y los pastos marinos de Punta Nizuc actuales, esto permitirá establecer acciones inmediatas en las estrategias de mitigación contra el cambio climático ya que, la localidad es un sitio con alto impacto sobre las praderas de pastos marinos.

## Literatura citada

- Bedulli, C., P. S. Lavery, M. Harvey, C. M. Duarte and O. Serrano. 2020. Contribution of Seagrass Blue Carbon Toward Carbon Neutral Policies in a Touristic and Environmentally-Friendly Island. *Frontiers in Marine Science*, 7(January), 1–12. DOI: 10.3389/fmars.2020.00001
- Cejudo, E., Acosta-González, G., Ortega-Camacho, D., & Ventura-Sanchez, K. (2021). Water quality in natural protected areas in Cancun, Mexico: A historic perspective for decision makers. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 102035.
- Cuevas, E., A. Uribe-Martínez, S. M. Morales-Ojeda, P. A. Gómez-Ruíz, E. Núñez-Lara, C. Teutli-Hernández and J. A. Herrera-Silveira. 2021. Spatial configuration of seagrass community attributes in a stressed coastal lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 102049.
- Dahl, M., R. Ismail, S. Braun, P. Masqué, P. S. Lavery, M. Gullström, A. Arias-Ortiz, M. E. Asplund, A. Garbaras, L. D. Lyimo, M. S. P. Mtolera, O. Serrano, C. Webster and M. Björk. 2022. Impacts of land-use change and urban development on carbon sequestration in tropical seagrass meadow sediments. *Marine Environmental Research*, 176, 105608. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105608>
- Fourqurean J.W and J. C. Zieman. 2002. Nutrient content of the seagrass *Thalassia testudinum* reveals regional patterns of relative availability of nitrogen and phosphorus in the Florida Keys USA. *Biogeochemistry* 61:229245 DOI 10.1023/A:1020293503405.
- Herrera Silveira J, Cortés Balán T., Ramírez Ramírez O., Osorio I. 2008. Monitoreo de la Condición Trófica de la Columna Agua de Los Ambientes Costeros Del Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún Y Punta Nizuc: Primera Etapa. Instituto Politécnico Nacional Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Mérida. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. FQ004, México DF (2008)
- Herrera-Silveira, J. and S. Morales-Ojeda. 2010. Coastal Lagoons: Critical habitats of environmental change. En: Kennish, M.J., Paerl, J. (Eds.) *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, Florida, pp. 307-334.
- Herrera Silveira, J.A., S. Morales Ojeda, J. A. Mendoza-Martínez, F. Árcega Cabrera, D. G. Medina-Eúan, D. Sierra Oramas, S. A. Ramírez García, V. M. Nava Ruiz, M. E. Lamas Cosío, M. E. Gómez Romero y E. Noreña Barroso. 2019. Caracterización de los pastos marinos, monitoreo de cocodrilos y calidad del agua de los ecosistemas asociados al área de protección de flora y fauna manglares de nichupté, componentes calidad del agua y pastos marinos. CONANP, PMC, CINVESTAV.
- Hernández-Terrones, L. M., K. A. Null, D. Ortega-Camacho, and A. Paytan. 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Continental Shelf Research*, 102, 62–72. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.04.015>
- INEGI M.S. Censos de Población y Vivienda 1900–2020 (2020) <http://www.cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/qroo/poblacion/dinamica.aspx?tema=me&e=23>. (consultado el 10 de mayo de 2021)
- Jones, B. L. and R. K. Unsworth. 2016. The perilous state of seagrass in the British Isles. *Royal Society Open Science*, 3(1), 150596.
- López-Mendoza, P. G., A. C. Ruiz-Fernández, J. A. Sanchez-Cabeza, B. I. Van Tussenbroek, T. Cuellar-Martinez and L. H. Pérez-Bernal. 2020. Temporal trends of organic carbon accumulation in seagrass meadows from the northern Mexican Caribbean. *CATENA*, 194, 104645. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104645>
- Lovelock, C. E. and R. Reef. 2020. Variable Impacts of Climate Change on Blue Carbon. *One Earth*, 3(2), 195–211. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.010>
- Mazarrasa, I., Samper-Villarreal, J., Serrano, O., Lavery, P. S., Lovelock, C. E., Marbà, N., ... & Cortés, J. (2018). Habitat characteristics provide insights of carbon storage in seagrass meadows. *Marine pollution bulletin*, 134, 106-117.
- Salinas, C., C. M. Duarte, P. S. Lavery, P. Masque, A. Arias-Ortiz, J. X. Leon, D. Callaghan, G. A. Kendrick and O. Serrano. 2020. Seagrass losses since mid-20th century fuelled CO<sub>2</sub> emissions from soil carbon stocks. *Global Change Biology*, 26(9), 4772–4784. DOI: 10.1111/gcb.15204
- Serrano, O., P. S. Lavery, M. Rozaimi and M. Á. Mateo. 2014. Influence of water depth on the carbon sequestration capacity of seagrasses. *Global Biogeochemical Cycles*. 28:950-961
- Short F.T., M. W. Davis, R. A. Gibson and C. F. Zimmermann. 1985. Evidence for phosphorus limitation in carbonate sediments of the seagrass *Syringodium filiforme*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20:419430 DOI 10.1016/0272-7714(85)90086-1.
- Tan, Y. M., O. Dalby, G. A. Kendrick, J. Statton, E. A. Sinclair, M. W. Fraser, P. I. Macreadie, C. L. Gillies, R. A. Coleman, M. Waycott, K. J. Van Dijk, A. Vergés, J. D. Ross, M. L. Campbell, F. E. Matheson, E. L. Jackson, A. D. Irving, L. L. Govers, R. M. Connolly,



- ... C. D. H. Sherman. 2020. Seagrass Restoration Is Possible: Insights and Lessons From Australia and New Zealand. *Frontiers in Marine Science*, 7(August). <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00617>
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. B. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck, A. R. Hughes, G. A. Kendrick, W. J. Kenworthy, F. T. Short, and S. L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>



### 3.6. Estimación del carbono azul secuestrado por *Zostera marina* en el estero de Punta Banda B.C.

Martagón-Domínguez Juan M.<sup>1</sup>; Solana-Arellano Ma. Elena<sup>1</sup> e Hinojosa-Corona Alejandro<sup>2</sup>

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

<sup>2</sup> Departamento de Geología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Carretera Tijuana-Ensenada No. 3918, Zona Playitas 22860, Ensenada, Baja California, México

\* Autor de correspondencia: jmmartagond@gmail.com

#### Resumen

Las praderas de pastos marinos ofrecen valiosos servicios ecosistémicos, incluido el secuestro de carbono orgánico ( $C_{org}$ ) en sus suelos, conocido como carbono azul. Sin embargo, existen escasos registros de su distribución espacial. En este trabajo, se estimó la distribución de *Zostera marina*, así como la variabilidad del  $C_{org}$  en el sustrato, en el Estero de Punta Banda (EPB), Baja California, México. Usando técnicas de percepción remota, una colección de imágenes tomadas entre 2021 y 2022, se procesó en un algoritmo de clasificación de bosque aleatorio en Google Earth Engine. Se computó un mapa de probabilidad de cobertura en el cual se estima una extensión de 20.32 ha en 2022 y 27.66 ha para todo el periodo, lo cual representa el 2% del total del área de inundación del EPB. Usando pérdida por calcinación y métodos de análisis elemental, se estimó el  $C_{org}$  de núcleos de sustrato de 50 cm de profundidad, tomados de áreas vegetadas y no vegetadas por *Z. marina*. Se encontró que el suelo vegetado captura más  $C_{org}$  en contraste al suelo no vegetado adyacente, estimando un total de  $846.5 \pm 122.25$  MgC en el suelo vegetado. Al analizar el perfil de  $C_{org}$  en función de la profundidad se observó un ingreso neto de  $C_{org}$  en las zonas vegetadas, lo cual resalta la importancia de monitorear y conservar las praderas de *Zostera marina*.

**Palabras clave:** Baja California; percepción remota; humedal Ramsar.

#### Abstract

Seagrass meadows are coastal ecosystems considered high value services providers, including organic carbon ( $C_{org}$ ) sequestration, also known as blue carbon. Nevertheless, there are few records documenting their spatial distribution, as well as their carbon storage capacity, primarily those from Baja California. In this work, spatial distribution and  $C_{org}$  variability of *Zostera marina* extents were estimated along the eastern Pacific coastal lagoon, Estero Punta Banda (EPB), Baja California, México. Taking advantage of remote sensing techniques, with the object of assessing seagrass cover at intertidal and shallow subtidal of EPB, a high spatial resolution image collection was compiled between 2021 and 2022. This collection was processed by a random forest pixel-based classification in Google Earth Engine. By combining the multiple image classifications, a seagrass probability map was calculated, suggesting an estimated extent of 20.32 ha in 2022 and 27.66 ha for the whole period, accounting for 2% of the total intertidal and subtidal at EPB, representing an estimated cover of 1004.64 ha.  $C_{org}$  content of 50 cm depth soil cores, sampled from seagrass vegetated and unvegetated intertidal zones, was analyzed via loss on ignition paired with elemental analysis. Our findings suggest *Zostera marina* vegetated soil captures more  $C_{org}$  in contrast to unvegetated soil, with a total estimated of  $846.5 \pm 122.25$  MgC in vegetated soil.  $C_{org}$  profile analysis of vegetated soil shows a total  $C_{org}$  uptake in seagrass vegetated soil, emphasizing the importance of seagrass meadows monitoring and conservation.

**Key words:** *Baja California; remote sensing, Ramsar wetland.*

## Introducción

Dada la alta cantidad de CO<sub>2</sub> en la atmósfera causante del cambio climático, se tiene la urgencia de disminuir las emisiones de este gas, así como es necesario encontrar estrategias que ayuden a la eliminación de éste del medio atmosférico, para así alcanzar la meta de evitar un incremento mayor de la temperatura del planeta. Para ello, es importante el monitoreo del carbono en los suelos de los ecosistemas, y de las poblaciones de seres vivos constituyentes de los mismos, que sean sumideros de  $C_{org}$ , pues es un indicador de desarrollo sostenible (Sustainable Development Goal Indicator 15.3.1) según las Metas de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, designado así ya que permite mostrar la condición del suelo, identificar áreas degradadas, explorar el potencial que tienen de secuestrar carbono, ayudar a reportar las emisiones de efecto invernadero, establecer objetivos de conservación y la toma de decisiones basadas en evidencia para la mitigación y adaptación al cambio climático (FAO y ITPS, 2020).

A nivel global, hay un déficit de información de la calidad del carbono en el suelo de las praderas de pastos marinos, ecosistemas considerados como sumidero eficiente de  $C_{org}$ , existe cierta dificultad para su registro geográfico, pues se encuentran sumergidos por aguas intermareales.

En México, especialmente en la península de Baja California, recientemente se ha empezado la estimación de cobertura y carbono azul secuestrado por pastos marinos (Krause *et al.*, 2022; Watson & Hinojosa-Corona, 2018), pues el reporte de proyecto CEC (2016) señala que para 2015, México solo tenía mapeado el 38% del área total de pastos marinos y solo el 2% de la determinación de los polígonos de cobertura de pastos. Este mismo, señala a la península de Baja California como prioritaria para la estimación de los polígonos de cobertura de pastos marinos, así como de carbono azul.

## Materiales y Métodos

Este trabajo se realizó en el Estero Punta Banda (EPB), una laguna costera localizada al sureste de la Bahía de Todos Santos, en el municipio de Ensenada, estado de Baja California, en la región norte de la Península de Baja California, lugar que es denominado sitio Ramsar por su importancia para la conservación de la diversidad biológica, dedicado a la pesca y actividades recreativas, amenazado por el desarrollo urbano, la invasión de vegetación de especies exóticas que desplaza a las nativas, el tránsito de caballos, personas y vehículos motorizados, así como la contaminación por la falta de tratamiento de aguas residuales y el uso de agroquímicos por las actividades agrícolas del Valle de Maneadero (Martínez-Ríos-Del-Río, 2005). En este sitio el pasto marino que habita es *Zostera marina*.

Con el fin de estimar la cobertura, se formó una colección de imágenes de alta resolución de este sitio. Para ello se llevaron a cabo vuelos con dron de ala fija modelo eBee+ en dos épocas del año diferentes. Un par los días 02 y 03 de diciembre de 2021, en los que se empleó una cámara multiespectral Sequoia, cubriendo un área de 1458 ha del EPB el primer día, y una cámara Canon S110 cubriendo 934 ha el segundo día. Cabe destacar que no fue posible registrar el 100% del área de estudio. De igual manera, se llevaron a cabo vuelos los días 19 y 20 de mayo de 2022, en los cuales se usó la cámara multiespectral Canon S110 NIR, cubriendo un total de 2679 ha.

Por otro lado, se descargaron imágenes satelitales multiespectrales de 3m de resolución espacial de la plataforma satelital PlanetScope, al nivel de procesado 3B.

Tanto la planeación de los vuelos, como la selección de las imágenes satelitales, se hizo procurando las fechas con las mareas más bajas según REDMAR (2011), y con mejor iluminación solar

Para el análisis de la colección de imágenes, estas se cargaron a la plataforma en la nube Google Earth Engine (GEE), en la cual se diseñó un flujo de trabajo. En el primer paso, las imágenes fueron unidas en un solo mosaico en caso de que estuvieran divididas en segmentos. Seguido a esto, se calcularon los denominados índice de vegetación normalizado NDVI (Kriegler *et al.*, 1969) y el índice de vegetación optimizado 2 (Jiang *et al.*, 2008). Posteriormente las imágenes fueron recortadas al polígono del cuerpo de agua.

Por otro lado, se definieron puntos con coberturas de interés en las primeras imágenes recabadas de dron y satélite, sitios donde se realizaron muestreos de coberturas en campo. Así pues, se definieron en cada escena los conjuntos de píxeles correspondientes a las clases de cobertura que se localizaron: *Z. marina*, *Ulva sp*, *Spartina sp*, arena y agua, de los cuales se usaron un 60% para entrenar el algoritmo de clasificación de tipo bosque aleatorio, mientras que el 40% restante se usó para validar el modelo en una matriz de confusión.

Finalmente, al sumarse los diferentes resultados de las  $n$  diferentes fechas, cada pixel representado, tiene el valor de la suma  $m$  del número de veces que fue clasificado como *Zostera marina*, de tal manera que, se está considerando a la probabilidad  $P = m/n$  de que el pixel sea *Z. marina*.

Para estimar la biomasa de *Z. marina* en el estero, se tomaron tres réplicas de muestras de cobertura en la pradera durante los meses de noviembre de 2021 y octubre de 2022. Se recolectaron cuadrantes de 20 cm x 20 cm de individuos de *Z. marina*. Posteriormente en el laboratorio, se segmentó la parte aérea, correspondiente a hojas y haces, de la parte subterránea, correspondiente al rizoma de cada uno de los individuos, y se obtuvo el peso seco al llevarlas a 105°C por 24 horas. Finalmente, se estimó la probabilidad moderada ( $P \geq 3/n$ ) de biomasa total de *Z. marina* en todo el estero haciendo el producto de esta probabilidad de cobertura por la biomasa promedio anual.

Para calcular la concentración de  $C_{org}$  en el sustrato, se recolectaron 11 núcleos de sustrato, 5 vegetados y 6 no vegetados, distribuidos a lo largo del estero, siguiendo un muestreo basado en el protocolo propuesto por Potouroglou *et al.* (2021). Para su procesamiento, se tomó un volumen constante de 5 cm<sup>3</sup> de cada muestra segmentada, secadas a 60°C por 24 horas, y pesadas para obtener la densidad ( $\rho_A$ ). Estas muestras fueron procesadas a través del método de *loss-on-ignition* para obtener el peso seco libre de cenizas y así conocer el porcentaje de materia orgánica (%MO).

Para calibrar un modelo de densidad de carbono orgánico (DCO), se midió el porcentaje de % $C_{org}$  en la columna de sustrato a través de métodos de espectrometría de masas, tanto en un núcleo tomado del sustrato vegetado por *Z. marina*, como en un núcleo de la parte no vegetada adyacente al primero.

Con estos datos, se observó la relación de % $C_{org}$  en función del %MO en ambos núcleos a través de una regresión lineal. Con esta, se calculó el % $C_{org}$  en cada una de las submuestras de todos los otros núcleos recolectados usando el %MO obtenido al repetir el procedimiento de *loss-on-ignition*.

Ahora, en todos los núcleos recolectados se calculó la DCO multiplicando  $\rho_A$  por el % $C_{org}$ . Con esto, se realizó un conjunto de regresiones lineales para analizar la distribución vertical en función de la pendiente, según la metodología propuesta por Kindeberg *et al.* (2019). Posteriormente, se calculó el  $C_{org}$  en las diferentes secciones de núcleo submuestreado al multiplicar la DCO por la altura de cada intervalo de submuestra. Estos valores se sumaron para obtener el stock de carbono total por núcleo.

Se realizó una prueba de ANOVA bayesiano evaluando  $\rho_A$  y el %MO, con el fin de probar diferencias entre los núcleos pertenecientes a la misma zona, entre los núcleos pertenecientes a la zona vegetada y entre los núcleos pertenecientes a la zona no vegetada. En el caso de encontrar diferencias significativas se han realizado pruebas t-bayesianas entre cada núcleo para saber cuáles pares de núcleos presentan estas diferencias. De igual manera, para poder afirmar que la zona vegetada está secuestrando más  $C_{org}$  que la zona no vegetada, se realizó una prueba t-bayesiana entre los valores de  $\rho_A$ , %MO y % $C_{org}$  de ambas áreas. Todos estos análisis se realizaron en el *software* JASP.

## Resultados y Discusión

### Estimación de Cobertura de *Z. marina*

El área estimada para los productos recabados en los vuelos con dron se reportan en el Cuadro 1. Los registros de diciembre de 2021 son de gran importancia, pues se observaron anomalías de vegetación dentro de los canales secundarios, los cuales no se presentan en registros de otras fechas, mientras que en mayo de 2022 es cuando se obtiene cobertura de *Z. marina* por parte del clasificador en zonas donde nunca antes se había reportado.

Se aprecia que la clasificación erró al clasificar las zonas de marisma como *Z. Marina*. Se plantea que tan altos valores de exactitud y  $\kappa$ , siendo que hay confusiones de clases, se debe a mediciones del sensor causadas por cambios en la reflectancia, debido al tiempo largo de registro del área tan grande.

**Cuadro 1. Estimación de área de la cubierta de *Zostera marina* en productos de dron.**

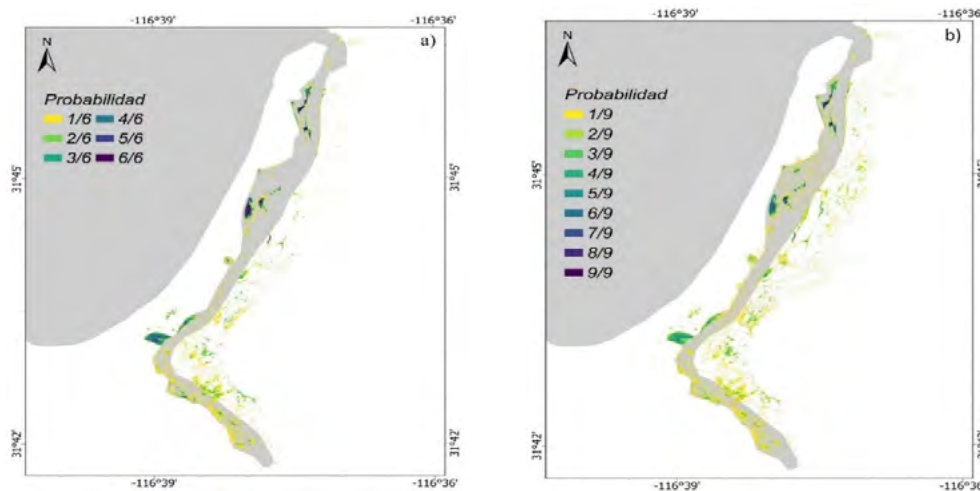
Fecha	Área de <i>Z. marina</i> (ha)	Área Registrada (ha)	Exactitud Global	$\kappa$
02 de diciembre de 2021	64	1 400	0.99	0.98
03 de diciembre de 2021	34	900	0.98	0.93
19 y 20 de mayo de 2022	57	2 679	0.99	0.96

Para el caso de las imágenes recopiladas de PlanetScope, el área del modelo de cubierta, obtenido en la clasificación, se presenta en el Cuadro 2.

**Cuadro 2. Estimación de área de la cubierta de *Zostera marina* en productos satelitales, se reporta el nivel de la marea respecto a la Bajamar Media Inferior (BMI).**

Fecha	Área de cubierta (ha)	Exactitud Global	$\kappa$	Nivel de Marea (m, BMI)
31 de octubre de 2021	23.32	0.95	0.92	0.649
26 de enero de 2022	9.39	0.94	0.91	0.322
26 de febrero de 2022	30.16	0.97	0.95	0.394
23 de abril de 2022	64.93	0.99	0.98	-0.15
06 de junio de 2022	21.34	0.98	0.97	0.204
19 de junio de 2022	55.29	0.99	0.98	0.208

Al obtener el mapa de probabilidad (Figura 2), se tiene una estimación de un área acumulada total de 110.34 ha para la colección correspondiente a 2022 y 154.66 ha para todo el periodo de estudio.



**Figura 2. Mapa de probabilidad de *Zostera marina* para las imágenes recabadas en a) 2022 y b) 2021-2022.**

Con esto se reporta un valor de biomasa aérea de 20.46 Mg y de 10.18 Mg de biomasa subterránea para 2022, mientras que para todo el periodo de estudio se tiene un valor de biomasa aérea en probabilidad moderada de 20.94 Mg y de 12.04 Mg de subterránea.

### Estimación de Carbono

De los núcleos tomados de las zonas vegetadas, el valor de  $\rho_A$  promedio de todos fue de  $1.2 \pm 0.19 \text{ gcm}^{-3}$ , encontrando probabilidad mínima de diferencias entre ellos ( $FB_{10} = 0.155$ ); mientras que, en las áreas no vegetadas adyacentes, el valor promedio de  $\rho_A$  es de  $1.27 \pm 0.1 \text{ gcm}^{-3}$ , habiendo alta probabilidad de diferencias entre núcleos ( $FB_{10} = 1.68 \times 10^7$ ). Por otro lado, se encontró alta probabilidad de diferencia entre la  $\rho_A$  medida del área vegetada de la no vegetada para todo el conjunto de núcleos ( $FB_{10} = 101.797$ ).

En el caso del %MO, se reporta un valor promedio total de  $2.56 \pm 1.44$  en los núcleos del área vegetada, teniendo bajas probabilidades de diferencias entre ellos ( $FB_{10} = 1.49$ ); en tanto que, los núcleos del área no vegetada, con un valor promedio de %MO de  $2.55 \pm 1.67$ , muestran altas probabilidades de diferencias significativas entre ellos ( $FB_{10} = 2.5 \times 10^{14}$ ). Entre todo el conjunto de núcleos tomados del área vegetada contra los del área no vegetada, se observa que la probabilidad de diferencias es mínima ( $FB_{10} = 0.142$ ). Por otro lado, al comparar solamente el conjunto de núcleos tomados del lado oeste central del estero, sobre la barra arenosa, se observan diferencias significativas entre los tomados del área vegetada contra los tomados de suelo desnudo ( $FB_{10} = 22.122$ ).

Tras haber estimado el %C<sub>org</sub>, se encontró que, entre el total de núcleos vegetados contra los no vegetados, hubo bajas probabilidades de diferencias ( $FB_{10} = 1.29$ ), y al comparar los núcleos recolectados del lado oeste del estero sobre la barra arenosa, se encontraron altas probabilidades de diferencias entre los núcleos del área vegetada contra los del área de suelo desnudo ( $FB_{10} = 39654.16$ ).

Al realizar las regresiones de DCO en función de la profundidad (Cuadro 2), todos los núcleos tomados de áreas vegetadas por *Z. marina* presentan un perfil de profundidad ‘en disminución’ de densidad de carbono orgánico con respecto a la profundidad, con un valor medio ( $\pm$  DE) de  $5.7 \pm 2.15 \text{ mgC cm}^{-3}$ . En el caso de los núcleos de áreas no vegetadas, los 3 núcleos tomados del lado oeste del estero, sobre la barra arenosa, presentaron un perfil de profundidad ‘en disminución’ de densidad de carbono orgánico con respecto a la profundidad, con un valor promedio de  $4.84 \pm 1.33 \text{ mgC cm}^{-3}$ .

**Cuadro 2. Regresiones lineales de Densidad de Carbono Orgánico en función del estrato de profundidad.**

ID	Punto	Vegetado	Pendiente	Intercepto	R <sup>2</sup>	F	p	n
1	A	Si	$-3.18 \times 10^{-4}$	$9.64 \times 10^{-3}$	0.641	34.04	<0.001	21
2	A	No	$-9.36 \times 10^{-5}$	$5.24 \times 10^{-3}$	0.410	14.29	0.001	22
3	B	Si	$-1.25 \times 10^{-4}$	$8.48 \times 10^{-3}$	0.416	12.83	0.002	20
4	B	No	$-8.59 \times 10^{-5}$	$5.82 \times 10^{-3}$	0.475	19.01	<0.001	23
5	C	Si	$-1.47 \times 10^{-4}$	$8.8 \times 10^{-3}$	0.771	64.2	<0.001	21
6	C	No	$-1.61 \times 10^{-4}$	$7.73 \times 10^{-3}$	0.599	32.98	<0.001	26
7	D	No	$1.68 \times 10^{-4}$	$6.45 \times 10^{-3}$	0.426	14.89	<0.001	22
8	E	Si	$-1.15 \times 10^{-4}$	$6.27 \times 10^{-3}$	0.308	9.826	0.004	24
9	E	No	$2.73 \times 10^{-4}$	$3.89 \times 10^{-3}$	0.561	28.12	<0.001	24
10	F	Si	$-2.68 \times 10^{-4}$	$6.29 \times 10^{-3}$	0.594	24.89	<0.001	19
11	F	No	$8.75 \times 10^{-7}$	$1.2 \times 10^{-3}$	0.005	0.206	0.65	21

Esto podría significar que el ingreso de carbono orgánico ha ido incrementando a través de los años. De igual manera, en una disminución abrupta en función de la profundidad, para luego estabilizarse, puede implicar que, a cierta profundidad, la tasa de remineralización es muy baja y se puede considerar que a partir de esa profundidad ya se puede considerar como carbono secuestrado permanentemente.

Este no es el caso para los núcleos de la parte no vegetada continental, los cuales tienen un perfil de profundidad ‘en aumento’, con un valor promedio de  $7.82 \pm 2.24 \text{ mgC cm}^{-3}$ . Se puede inferir que el ingreso de la materia orgánica ha disminuido a través del tiempo, lo cual se puede deber a una disminución en la cobertura de *Zostera marina* tendiendo a una tasa alta de remineralización.

Esto se puede deber a la corriente de entrada o flujo reportado por Ortiz et al. (2003), pues se observa que en las zonas con un perfil en descenso hay una dinámica de corriente menor a la parte con un perfil de aumento o mezclado cercano a la boca, con alta intensidad de corriente.

Al comparar el *stock* de carbono obtenido al sumar el carbono total contenido en cada núcleo, se observa que no hay una diferencia ( $FB_{10} = 0.481$ ) entre la parte vegetada ( $29.02 \pm 9.06 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) de la no vegetada ( $28.92 \pm 15.72 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) a lo largo del estero. Sin embargo, al comparar los núcleos adyacentes de la parte vegetada de la no vegetada, se observa que existen diferencias moderadas ( $FB_{10} = 1.62$ ), siendo mayor el *stock* de carbono en la parte vegetada ( $30.64 \pm 4.42 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) respecto a la no vegetada ( $23.08 \pm 3.1 \text{ MgC ha}^{-1}$ ).

Finalmente, al realizar el producto del valor medio del *stock* de carbono del área vegetada por el área de probabilidad moderada, se puede estimar un valor de  $846.5 \pm 122.25 \text{ MgC}$ . Sin embargo, se debe tener reserva este valor pues a zona submareal no se está considerando, lo cual genera una subestimación.

## Conclusiones

Se obtuvieron productos con una resolución espacial y frecuencia temporal altas, logrando evadir los obstáculos comunes en el mapeo de pastos como son la turbidez del agua, nubes en las escenas satelitales y que el sitio tiene una gran extensión. Se consiguió el desarrollo del algoritmo semiautomatizado para monitoreo de *Zostera marina*, el cual permite reportar su presencia en sitios donde no se había observado presencia anteriormente. Se desarrolló un método de muestreo y monitoreo del suelo a bajo costo y altamente replicable, el cual permite observar la variabilidad del carbono. Se pudieron identificar posibles efectos causados por la eutrofización y estructura de la dinámica de flujo. Finalmente se puede decir que se estimó una concentración de  $846.5 \pm 122.25 \text{ MgC}$ .

## Literatura Citada

- CEC (Commission for Environmental Cooperation). 2016. North America's blue carbon: Assessing seagrass, salt marsh and mangrove distribution and carbon sinks project report. [www.cec.org](http://www.cec.org) (Consulta: octubre 10, 2023)
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. Global soil organic carbon map V1.5: Technical report. DOI:10.4060/ca7597en (Consulta: octubre 10, 2023)
- Jiang, Z., Huete, A. R., Didan, K. and Miura, T. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*, 112:3833–3845. DOI:10.1016/j.rse.2008.06.006
- Kindeberg, T., E. Röhr, P. O. Moksnes, C. Boström, and M. Holmer, 2019. Variation of carbon contents in eelgrass (*Zostera marina*) sediments implied from depth profiles. *Biology Letters*, 15(6). DOI:10.1098/rsbl.2018.0831
- Krause, J. R., A. Hinojosa-Corona, A. B. Gray, J. C. Herguera, J. McDonnell, M. V. Schaefer, S. C. Ying, and E. B. Watson, 2022. Beyond habitat boundaries: Organic matter cycling requires a system-wide approach for accurate blue carbon accounting. *Limnology and Oceanography*, 67(S2), S6–S18. DOI:10.1002/lno.12071
- Kriegler, F. J., W. A., Malila, R. F. Nalepka, and W. Richardson, 1969. Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition. *Remote Sensing of Environment*, VI, 97.
- Martínez-Ríos-Del-Río, L. 2005. Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR). <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1604RIS.pdf>
- Ortiz, M., L. Huerta-Tamayo, y A. Hinojosa. 2003. Transporte de sedimento por tracción de marea en el Estero de Punta Banda, Baja California, México. *GEOS*, 23: 283–294.
- Potouroglou, M., D. Whitlock, L. Milatovic, G. MacKinnon, H. Kennedy, K. Diele, and M. Huxham, 2021. The sediment carbon stocks of intertidal seagrass meadows in Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 258:107442. DOI:10.1016/j.ecss.2021.107442
- REDMAR (Red Mareográfica de CICESE). 2011. MAR (1.0). <http://redmar.cicese.mx/> (Consulta: octubre 10, 2023)
- Watson, E. B. and A. Hinojosa-Corona. 2018. Assessment of blue carbon storage by baja California (Mexico) tidal wetlands and evidence for wetland stability in the face of anthropogenic and climatic impacts. *Sensors (Switzerland)*, 18:1–17. DOI:10.3390/s18010032

### 3.7. Carbono orgánico en sedimentos de pastizales marinos en el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos

Sánchez-Rojas Melisa A.<sup>1</sup>; Ruiz-Fernández Ana C.<sup>2,\*</sup>; Van-Tussenbroek Brigitta I.<sup>3</sup>; Cardoso-Mohedano José G.<sup>4</sup>; Flores-de-Santiago Francisco J.<sup>5</sup>; Sandoval-Gil Jose M.<sup>6</sup> y Pérez-Bernal Libia H.

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México C.P. 04510 Ciudad Universitaria, Coyoacán, Cd. México, México

<sup>2</sup> Unidad Académica Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 82040 Mazatlán, Sinaloa, México

<sup>3</sup> Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 77580 Puerto Morelos, Quintana Roo, México

<sup>4</sup> Estación el Carmen, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 24157, Ciudad del Carmen, Campeche, México

<sup>5</sup> Unidad Académica Procesos Oceánicos y Costeros, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, C.P. 04510, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Cd. México, México

<sup>6</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, C.P. 22860, Ensenada, Baja California, México.

\*Autor de correspondencia: caro@ola.icmyl.unam.mx

#### Resumen

La disminución de las extensiones de pastizales marinos a nivel mundial ha generado pérdidas del carbono orgánico ( $C_{org}$ ) almacenado y favorecido la liberación de  $CO_2$ . Se reconstruyó la variación espacio-temporal (últimos 60 años) de las tasas de enterramiento e inventarios de  $C_{org}$  en sedimentos de pastizales marinos frente a zonas afectadas por arribazones de sargazo, del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), Quintana Roo, mediante núcleos sedimentarios fechados con  $^{210}Pb$ . Se registraron máximos de las tasas de acumulación másica (TAM) en 2015 y 2018, atribuidos a una mayor erosión en los alrededores por: (1) la pérdida de pastizales marinos frente a donde se extrajeron los núcleos, debido a las arribazones de sargazo; (2) la socavación por el choque de las olas con el sargazo acumulado; (3) y la remoción de arena en la región, como consecuencia de la limpieza del sargazo. Se registraron tasas de enterramiento de  $C_{org}$  relativamente altas ( $11.4 - 133.0 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ), probablemente por los elevados valores de TAM y la dominancia de *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*, cuya elevada biomasa favorece la captura de sedimentos finos ricos en  $C_{org}$  alóctono. Los máximos de las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  coincidieron con los de TAM (2015 y 2018). Los inventarios de  $C_{org}$  fueron constantes a lo largo del tiempo en los sitios de muestreo, y sus promedios a 30 cm de profundidad (desde  $15.9 \pm 3$  a  $24.8 \pm 4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) fueron comparables con los reportados previamente para sedimentos de pastizales marinos dentro del PNAPM.

**Palabras clave:** *Fechado con  $^{210}Pb$ ; tasas de enterramiento de  $C_{org}$ ; inventarios de  $C_{org}$ ; Thalassia testudinum; sargazo.*

#### Abstract

The decrease in global seagrass meadow extensions has led to losses of stored organic carbon ( $C_{org}$ ) and favored the release of  $CO_2$ . The spatial-temporal variation (over the last 60 years) of  $C_{org}$  burial rates and  $C_{org}$  stocks in seagrass sediments, in front of areas affected by sargassum influxes in Puerto Morelos Reef National Park (PNAPM), Quintana Roo, were reconstructed using  $^{210}Pb$ -dated sediment cores. Maximum of mass accumulation rates (MAR) were recorded in 2015 and 2018, attributed to increased erosion in the surroundings due to: (1) loss of seagrass meadows caused by sargassum influxes in front of the area where the cores were extracted; (2) scour caused by the waves that collide with the sargassum masses accumulated on the nearshore; (3) and sand removal on the region due to sargassum cleaning efforts.

Relatively high  $C_{org}$  burial rates (11.4 - 133.0 g m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>) were observed, possibly due to the elevated MAR values and the dominance of *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*, which high biomass facilitates the capture of fine sediments rich in allochthonous  $C_{org}$ . Maximum in  $C_{org}$  burial rates coincided with those of MAR (2015 and 2018).  $C_{org}$  stocks remained constant over time at the sampling sites, and their averages at a 30 cm depth (from  $15.9 \pm 3$  to  $24.8 \pm 4$  Mg ha<sup>-1</sup>) were comparable to those previously reported for seagrass sediment within the PNAPM.

**Key words:** <sup>210</sup>Pb-dating;  $C_{org}$  burial rates;  $C_{org}$  stocks; *Thalassia testudinum*; *sargassum*.

## Introducción

Las afectaciones continuas del último siglo sobre los pastizales marinos han destruido casi el 30% de su superficie mundial (Waycott *et al.*, 2009), lo cual ha generado pérdidas de los inventarios del carbono orgánico ( $C_{org}$ ) preservado en su biomasa y sedimentos (Howard *et al.*, 2014). Los cambios temporales en los inventarios y tasas de enterramiento de  $C_{org}$  de los pastizales marinos pueden evaluarse mediante el estudio de núcleos sedimentarios fechados con <sup>210</sup>Pb (Ruiz-Fernández *et al.*, 2014), que permite obtener cronologías de los últimos ~100 años y las tasas de acumulación sedimentaria (TAS; cm año<sup>-1</sup>) y másica (TAM; g cm<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>; Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

Desde la década de los 80s, Puerto Morelos ha experimentado un acelerado cambio de uso de suelo porque es parte del corredor turístico más concurrido de México (Riviera Maya); adicionalmente, desde 2015 está expuesto a las arribazones de sargazo (Chávez *et al.*, 2020; Iporac *et al.*, 2022). Dentro del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), existen pastizales marinos (*Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme*), cuya estructura y dominancia específica se ha modificado por los cambios ambientales que han ocurrido en sus alrededores (van Tussenbroek *et al.*, 2014). Esta contribución analiza la variación espacio-temporal reciente (últimos 60 años) de los inventarios y tasas de enterramiento de  $C_{org}$  en sedimentos de *T. testudinum* y *S. filiforme* de la laguna Arrecifal del PNAPM, y su relación con el cambio de uso de suelo y las arribazones de sargazo. Este trabajo puede contribuir al entendimiento de cómo las arribazones de sargazo puede afectar a la dinámica del  $C_{org}$  importante para sustentar la conservación de los pastizales marinos del PNAPM como sumideros naturales de carbono.

## Materiales y Métodos

En 2018 se recolectaron cuatro núcleos sedimentarios en dos transectos de áreas de pastizales marinos (*T. testudinum* y *S. filiforme*) frente a una zona afectada por la acumulación de sargazo durante las arribazones de 2015 y 2018. Los núcleos PMT1.1 y PMT2.1 se ubicaron en una pradera sobreviviente (de acuerdo con observaciones *in situ* antes y después de las arribazones) cerca de la costa, y los núcleos PMT1.2 y PMT2.2 en la parte media de la laguna Arrecifal del PNAPM (Figura 1). La recolección de los núcleos se realizó manualmente, mediante el enterramiento de tubos PVC. Los núcleos fueron seccionados en intervalos de 1 cm; las muestras se secaron en un horno a 40°C, se molieron en un mortero de porcelana (excepto las muestras utilizadas para el análisis de distribución de tamaño de grano) y se almacenaron hasta el momento de su análisis.

Las actividades de <sup>210</sup>Pb<sub>tot</sub> se midieron mediante espectrometría alfa (Ortec Ametek Alpha Ensemble; Ruiz-Fernández *et al.*, 2009) y las de <sup>226</sup>Ra (352 keV) se determinaron con espectrometría de rayos gamma (Ortec-Ametek 920E). Los valores de <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> (fracción de <sup>210</sup>Pb originada en la atmósfera, que vuelve a la columna de agua por precipitación) se estimaron como la diferencia entre <sup>210</sup>Pb<sub>tot</sub> y <sup>226</sup>Ra (que representa al <sup>210</sup>Pb<sub>sop</sub>, la fracción de <sup>210</sup>Pb originada y atrapada dentro de los sedimentos).

La distribución del tamaño de grano se determinó con difracción láser (Malvern Mastersizer 2000E) en muestras tratadas con 30% de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Las concentraciones de carbono y nitrógeno total ( $C_{tot}$  y  $N_{tot}$ ) y orgánico ( $C_{org}$  y  $N_{org}$ ) se determinaron con un analizador elemental (Vario Micro Cube Elementar™) a



temperatura de combustión de 550°C (Cuellar-Martínez *et al.*, 2019). Las concentraciones de carbono inorgánico ( $C_{inorg}$ ) se calcularon con la diferencia entre las concentraciones de  $C_{tot}$  y  $C_{org}$ . La precisión analítica de todos los análisis se evaluó con el análisis de materiales de referencia certificados (Malvern AQS3002 para el análisis de tamaño de grano, LECO 502 309 para la concentración de C y N, IAEA-300 para las actividades de  $^{210}Pb$ ) y la precisión de los análisis con el coeficiente de variación (CV), el cual es el porcentaje del cociente dado por el promedio de los valores medidos en cada análisis y su desviación estándar.

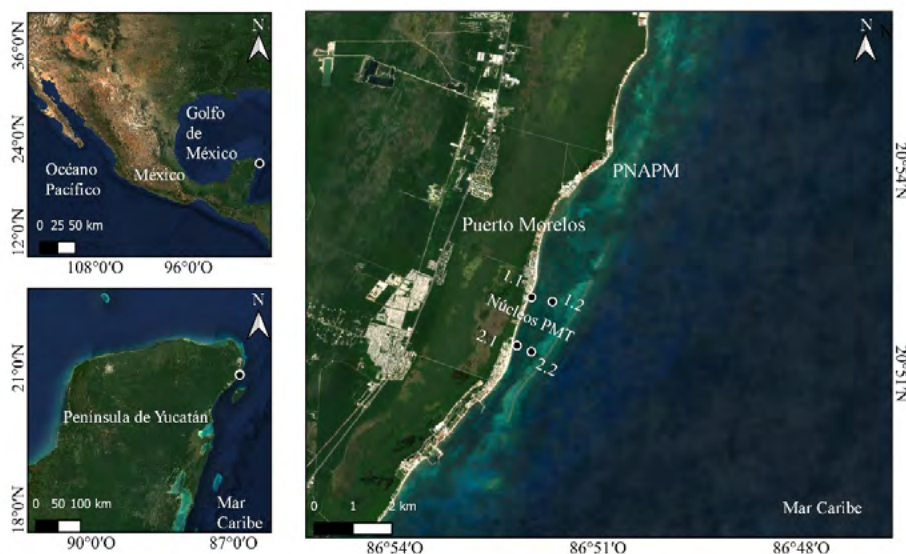


Figura 1. Localización de la zona de estudio en la laguna Arrecifal del PNAPM, Quintana Roo.

Las cronologías se estimaron con el modelo de Flujo Constante Sedimentación Constante (CFCS; Appleby y Oldfield, 1983; Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012), excepto para PMT1.1, que no fue fechable. La variabilidad de la tasa de acumulación sedimentaria (TAS) se calculó mediante el cociente de la profundidad de cada sección (cm) y su edad (años) dada por el modelo Plum. La variabilidad de TAM se obtuvo como el producto de TAS y las densidades de cada sección. Al comparar las edades derivadas de los modelos CFCS y Plum se reforzó la confianza de la cronología de CFCS.

Los inventarios de  $C_{org}$  a 30 cm de profundidad se calcularon mediante el producto de la densidad de los sedimentos, la concentración de  $C_{org}$  y el espesor en cada sección para cada núcleo (Howard *et al.*, 2014).

## Resultados y Discusión

Los registros obtenidos fueron bastante jóvenes (la sección más antigua correspondió a  $1980 \pm 2$  en PMT1.2),  $1993 \pm 2$  en PMT2.1 y  $1958 \pm 2$  en PMT2.2).

El intervalo de TAM ( $0.7 - 1.5 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) obtenido en los núcleos fue relativamente alto comparado con los intervalos de TAM en sedimentos de pastizales marinos previamente reportados para PNAPM ( $0.11 - 0.76 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ; López-Mendoza *et al.*, 2020) o para la laguna de Términos ( $0.04 - 0.39 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ; Ruiz-Fernández *et al.*, 2020), o para el golfo Arábigo ( $0.08 - 0.34 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ; Cusack *et al.*, 2018).

Los valores de TAM fueron prácticamente constantes, excepto por un incremento a partir de 2015 (Figura 2). Usualmente, el incremento en los valores de TAM en sistemas acuáticos cuyos alrededores han sido altamente antropizados se atribuye a una mayor descarga de sedimentos como resultado de la erosión continental (Ruiz-Fernández *et al.*, 2015). Si bien, la laguna Arrecifal del PNAPM podría estar expuesta a la entrada de sedimentos producto del aumento de la urbanización en Puerto Morelos, la

correlación entre el crecimiento poblacional (variación temporal del número de habitantes de Puerto Morelos) y los valores de TAM (Figura 2) no fue significativa. La falta de correlación entre una mayor urbanización y el aumento de TAM posiblemente se debió a que los registros estudiados son muy recientes, y no proveen valores suficientemente antiguos, que sirvan de referencia de las condiciones previas al desarrollo turístico de la región.

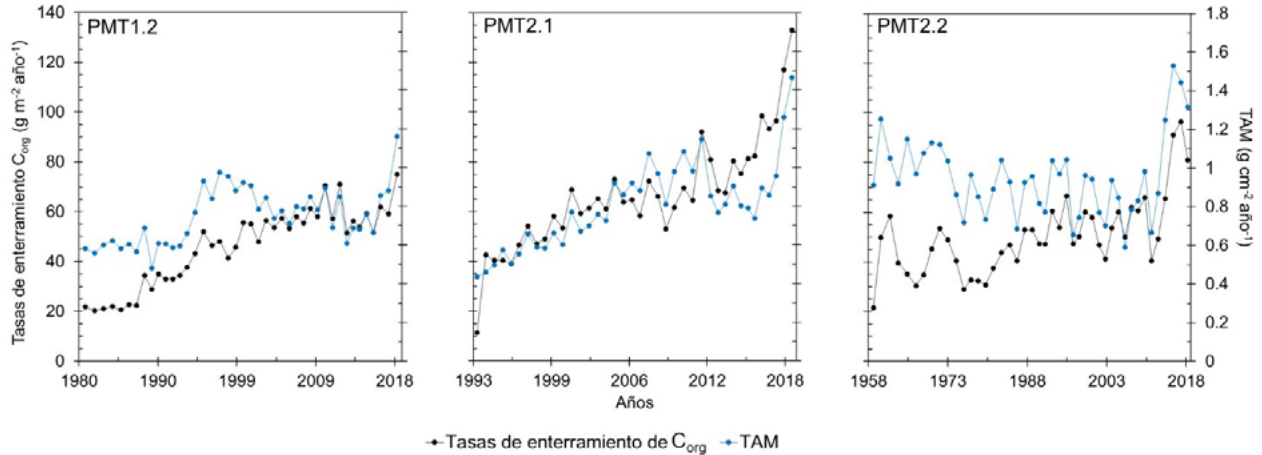


Figura 2. Variaciones temporales de los valores de TAM y las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  en los núcleos PMT1.2, PMT2.1 y PMT2.2.

Los máximos de TAM registrados en 2015 (PMT2.2) y 2018 (PMT1.2 y PMT2.1) posiblemente están relacionados con una mayor erosión en los alrededores de la laguna Arrecifal como consecuencia de: (1) la pérdida de pastizales marinos frente a los sitios donde se extrajeron los núcleos analizados en este trabajo, debido a la llegada de las mareas marrones de sargazo a la costa (van Tussenbroek et al., 2017); (2) la socavación generada por el choque de las olas incidentes con las masas de sargazo acumulado; (3) la remoción de arena en la región producto de las actividades ineficientes de limpieza de sargazo (Rodríguez-Martínez et al., 2016; Uribe-Martínez et al., 2022).

Las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  fueron relativamente altas ( $11.4 - 133.0 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ ) en comparación con las reportadas en sedimentos de pastizales marinos del PNAPM (López-Mendoza et al., 2020), probablemente debido a los elevados valores de TAM (Figura 2); así como de la dominancia de las especies altamente productivas, *T. testudinum* y *S. filiforme*, cuya alta biomasa favorece la captura de sedimentos finos ricos en  $C_{org}$  alóctono (Armitage y Fourqurean, 2016; Kindeberg et al., 2018). Los máximos de las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  coincidieron con los máximos de TAM registrados durante 2015 y 2018, que podrían atribuirse a la llegada de las mareas marrones de sargazo a las costas de Puerto Morelos.

Los pastizales marinos de donde se extrajeron los núcleos analizados en este trabajo han estado expuestos a la acción de las olas cercanas a la costa (van Tussenbroek, 1995), a la erosión causada por cambios en el uso del suelo (Rodríguez-Martínez et al., 2010) y al impacto de las arribazones de sargazo (van Tussenbroek et al., 2017). No obstante, los inventarios de  $C_{org}$  a 30 cm de profundidad registrados en este estudio ( $15.9 \pm 3.0$  a  $24.8 \pm 4.6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) se mantuvieron constantes a lo largo del tiempo en los diferentes sitios de muestreo. Los promedios de los inventarios de  $C_{org}$  a 30 cm de profundidad (desde  $15.9 \pm 3$  a  $24.8 \pm 4 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) fueron comparables con los reportados previamente para sedimentos de pastizales marinos dentro del PNAPM.

## Conclusiones

En este trabajo se reconstruyó la variación espacio-temporal en las tasas de enterramiento e inventarios de  $C_{org}$  en sedimentos de los pastizales marinos de la costa de la laguna Arrecifal del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos (PNAPM), y se evaluó su relación con las arribaciones de sargazo y el aumento de la urbanización de la región mediante el análisis de núcleos sedimentarios fechados con  $^{210}Pb$ .

Los resultados sugieren que la llegada masiva de sargazo en la costa del Caribe mexicano, desde 2015, podría haber acelerado las tasas de enterramiento de  $C_{org}$  en los sedimentos de pastizales marinos del área de estudio.

## Agradecimientos

Al Ing. Jahir Emanuel Mendoza Castañeda por su apoyo en los análisis de laboratorio A Marta García Sánchez, Elisa Vera Vázquez y Guadalupe Barba Santos por su apoyo en el campo y la preparación preliminar de las muestras. Este estudio fue realizado gracias al apoyo del proyecto UNAM-DGAPA PAPIIT IN102821 “Dinámica de la acumulación y preservación de carbono azul en sedimentos recientes de dos humedales costeros de importancia internacional”.

## Literatura citada

- Appleby, P. G., & Oldfieldz, F. (1983). The assessment of  $^{210}Pb$  data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia*, 103(1), 29–35. <https://doi.org/10.1007/BF00028424>
- Armitage, A. R., & Fourqurean, J. W. (2016). Carbon storage in seagrass soils: long-term nutrient history exceeds the effects of near-term nutrient enrichment. *Biogeosciences*, 13(1), 313–321. <https://doi.org/10.5194/bg-13-313-2016>
- Chávez, V., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E., Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B. I., Francisco, V., Estévez, M., Celis, L. B., Monroy-Velázquez, L. V., Leal-Bautista, R., Álvarez-Filip, L., García-Sánchez, M., Masia, L., & Silva, R. (2020). Massive Influx of Pelagic Sargassum spp. on the Coasts of the Mexican Caribbean 2014–2020: Challenges and Opportunities. *Water*, 12(10), 2908. <https://doi.org/10.3390/w12102908>
- Cuellar-Martínez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., & Sandoval-Gil, J. (2019). Relevance of carbon burial and storage in two contrasting blue carbon ecosystems of a north-east Pacific coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 675, 581–593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.388>
- Cusack, M., Saderne, V., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Krishnakumar, P. K., Rabaoui, L., Qurban, M. A., Qasem, A. M., Prihartato, P., Loughland, R. A., Elyas, A. A., & Duarte, C. M. (2018). Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. *Environmental Research Letters*, 13(7). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac899>
- Howard, J. L., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M., & Pidgeon, E. (2014). *Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses*. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- INEGI. (2023). *INEGI, 40 años de conocer México*. <https://www.inegi.org.mx/>
- Iporac, L. A. R., Hatt, D. C., Bally, N. K., Castro, A., Cardet, E., Mesidor, R., Olszak, S., Duran, A., Burkholder, D. A., & Collado-Vides, L. (2022). Community-based monitoring reveals spatiotemporal variation of sargasso inundation levels and morphotype dominance across the Caribbean and South Florida. *Aquatic Botany*, 182(103546). <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103546>
- Kindeberg, T., Ørberg, S. B., Röhr, M. E., Holmer, M., & Krause-Jensen, D. (2018). Sediment stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in Danish eelgrass meadows. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00474>
- López-Mendoza, P. G., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., van Tussenbroek, B. I., Cuellar-Martínez, T., & Pérez-Bernal, L. H. (2020). Temporal trends of organic carbon accumulation in seagrass meadows from the northern Mexican Caribbean. *Catena*, 194, 104645. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104645>
- Rodríguez-Martínez, R. E., Ruíz-Rentería, F., van Tussenbroek, B., Barba-Santos, G., Escalante-Mancera, E., Jordán-Garza, G., & Jordán-Dahlgren, E. (2010). Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 23–43.
- Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B., & Jordán-Dahlgren, E. (2016). Afluencia masiva de sargazo pelágico a la costa del Caribe mexicano (2014-2015). In E. García-Mendoza, S. I. Quijano-Scheggia, A. Olivos-Ortiz, & E. J. Núñez-Vázquez (Eds.), *Florecimientos algales nocivos en México* (Primera ed, pp. 352–365). CICESE.
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M. L., Vásquez, L., Ghaleb, B., Aspiazú-Fabián, J. A., & Páez-Osuna, F. (2009). Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.02.019>
- Ruiz-Fernández, A. C., Maanan, M., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez-Bernal, L. H., López-Mendoza, P., & Limoges, A. (2015). Chronology of recent sedimentation and geochemical characteristics of sediments in Alvarado Lagoon, Veracruz (southwestern gulf of Mexico). *Ciencias Marinas*, 40(4), 291–303. <https://doi.org/10.7773/cm.v40i4.2473>
- Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., Cuéllar-Martínez, T., Pérez-Bernal, L. H., Carnero-Bravo, V., Ávila, E., & Cardoso-



- Mohedano, J. G. (2020). Increasing salinization and organic carbon burial rates in seagrass meadows from an anthropogenically-modified coastal lagoon in southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106843>
- Ruiz-Fernández, A. C., Sánchez-Cabeza, J. A., Ontiveros-Cuadras, J. F., & Páez-Osuna, F. (2014). Registros ambientales del cambio global. *Revista Ciencia y Desarrollo*, 40, 6–11.
- Sanchez-Cabeza, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2012).  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>
- Uribe-Martínez, A., Berriel-Bueno, D., Chávez, V., Cuevas, E., Almeida, K. L., Fontes, J. V. H., van Tussenbroek, B. I., Mariño-Tapia, I., Liceaga-Correa, M., Ojeda, E., Castañeda-Ramírez, D. G., & Silva, R. (2022). Multiscale distribution patterns of pelagic rafts of sargasso (*Sargassum* spp.) in the Mexican Caribbean (2014–2020). *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.920339>
- van Tussenbroek, B. I., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A. C., Gayle, P. M. H., Guzmán, H. M., Jácome, G. E., Juman, R., Koltes, K. H., Oxenford, H. A., Rodríguez-Ramírez, A., Samper-Villarreal, J., Smith, S. R., Tschirky, J. J., & Weil, E. (2014). Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE*, 9(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090600>
- van Tussenbroek, B. I., Hernández Arana, H. A., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., Barba-Santos, M. G., Vega-Zepeda, A., & Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>

### 3.8. Almacenes de carbono aéreo por condición en manglares de Sisal, Yucatán

Cinco-Castro Siuling G.<sup>1,\*</sup>; Us-Balam Heimi G.<sup>1</sup>; Moreno-Martínez Ameyali<sup>1</sup>; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,2</sup> y Teutli-Hernández Claudia<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida. Antigua Carretera a Progreso km.6, CP 97310, Mérida, Yucatán.

<sup>2</sup> Laboratorio de Resiliencia Costera (LANRESC). Sisal, Yucatán, México.

<sup>3</sup> Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Mérida. Universidad Autónoma Nacional de México. Yucatán México.

\*Autor para correspondencia: siuling.cinco@cinvestav.mx

#### Resumen

Los manglares contribuyen a la mitigación del cambio climático debido a su capacidad de capturar y almacenar carbono. Con base en esto, el objetivo de este trabajo consiste en estimar el carbono aéreo almacenado en los árboles del bosque de manglar en Sisal, Yucatán. Para esto, se delimitaron 18 parcelas de muestreo y se registraron los datos estructurales: diámetro a la altura del pecho (DAP), diámetro a 30 cm (D<sub>30</sub>), altura, cobertura y especie de los árboles de manglar, siguiendo las metodologías estandarizadas para la estimación de almacenes de carbono. Los resultados indican que el almacén de carbono aéreo promedio para la localidad de Sisal es de  $56.5 \pm 26.9$  Mg C ha<sup>-1</sup>, registrando los almacenes más altos en manglares conservados con  $77.4 \pm 34.5$  Mg C ha<sup>-1</sup>. La contribución que tiene el almacén de carbono aéreo al almacén de carbono total en Sisal debe ser evaluado incluyendo los otros compartimentos (mantillo, material leñoso caído, raíces y suelo), ya que este conocimiento es de utilidad para la implementación de medidas de mitigación.

**Palabras clave:** manglares, carbono azul, almacén de carbono, biomasa aérea.

#### Abstract

Mangroves contribute to climate change mitigation due to their ability to capture and store carbon. Based on this, the aim of this work is to estimate the aboveground carbon stored in the trees in a mangrove forest in Sisal, Yucatán. For this, 18 sampling plots were delimited and the structural data: diameter at breast height (DBH), diameter at 30 cm (D<sub>30</sub>), height, coverage, and species of mangrove trees were recorded, following the standardized methodologies for the estimation of carbon stocks. The results indicate that the average aboveground carbon stock for Sisal, Yucatan is  $56.5 \pm 26.9$  Mg C ha<sup>-1</sup>, registering the highest stocks in conserved mangroves with  $77.4 \pm 34.5$  Mg C ha<sup>-1</sup>. The contribution of the aboveground organic carbon stock to the total carbon stock in Sisal must be evaluated including the other compartments (necromass, dead downed wood, roots, and soil), since this knowledge is useful for the implementation of mitigation measures.

**Keywords:** mangrove forests, carbon stock, aboveground biomass, blue carbon.

#### Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros que se distribuyen en zonas tropicales y subtropicales (Giri *et al.*, 2011). Son reconocidos por los diversos servicios ecosistémicos que brindan (Ewel *et al.*, 1998; Sanjurjo y Welsh, 2005). Uno de ellos, es que los manglares tienen capacidad de almacenar hasta cuatro veces más carbono (C) y secuestrar a tasas diez veces mayores que otros ecosistemas terrestres; por lo que son un ecosistema clave para contribuir a los esfuerzos internacionales en la mitigación de los efectos

del cambio climático y reducir la vulnerabilidad de los socioecosistemas costeros (Donato *et al.*, 2011; Adame *et al.*, 2013; Kauffman *et al.*, 2013). Estos ecosistemas almacenan carbono en la biomasa aérea (hojas, tallos, raíces adventicias, propágulos, neumatóforos) y en el suelo (sedimento y raíces), alcanzando almacenes promedio de  $738.9 \pm 27.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Alongi, 2020). Las acciones de manejo recomendadas en manglares consisten en fortalecer las políticas de conservación, planificar la migración hacia el interior, reforzar la legislación y facilitar la participación de las partes interesadas en las actividades de conservación y restauración de los manglares (Cinco-Castro *et al.*, 2020). Estas acciones se han convertido en una prioridad para mantener las reservas de C y mitigar las emisiones de  $\text{CO}_2$  que se derivan de la pérdida de humedales (Were *et al.*, 2019). Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar el almacén de C aéreo en árboles de manglar en un área natural protegida estatal en Sisal, Yucatán.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio comprende la localidad de Sisal, Yucatán, la cual se ubica en la zona costera del municipio de Hunucmá y forma parte de la Reserva Estatal Ciénegas y Manglares de la Costa Norte de Yucatán (Figura 1). En la configuración geomorfológica de la zona se presentan ciénegas, es decir, cuerpos de agua temporalmente inundables. Las amenazas sobre los manglares que se identifican en la zona se relacionan con cambios hidrológicos y en la conectividad ecosistémica derivados de la construcción de infraestructura (edificios y carreteras, principalmente). Además de que los frecuentes eventos meteorológicos impactan también a los ecosistemas costeros (Herrera-Silveira *et al.*, 2022), ocasionando diferentes condiciones de salud de los manglares (Figura 2).

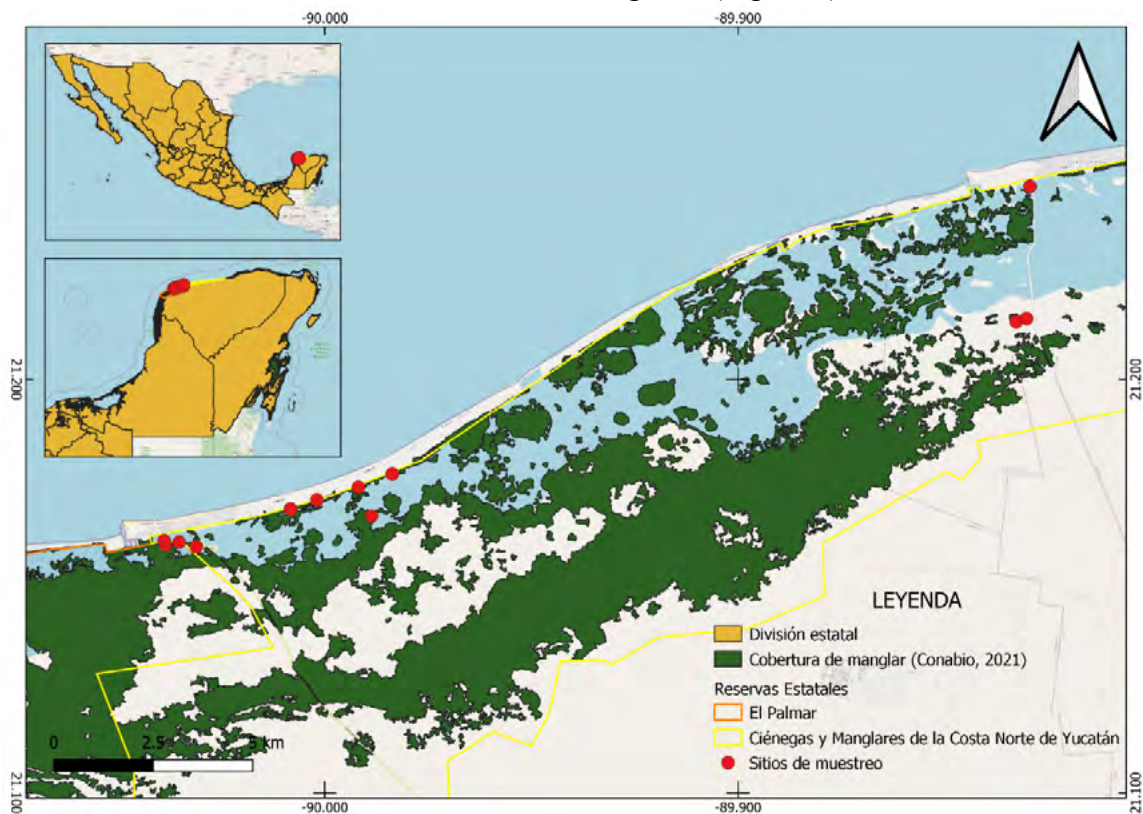


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo en Sisal, Yucatán. Elaboración: Siuling Cinco, Laboratorio de Producción Primaria – CINVESTAV Unidad Mérida.

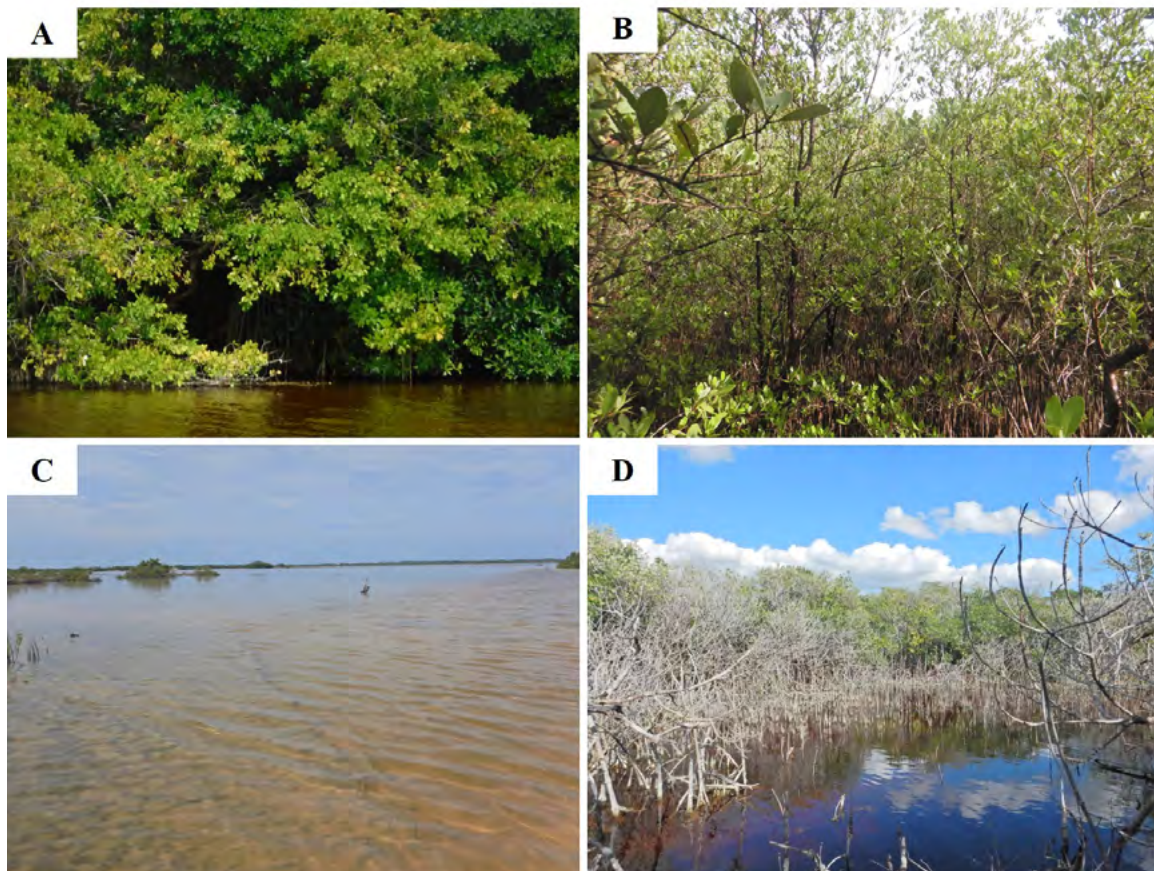


Figura 2. Diferentes condiciones de manglares en Sisal, Yucatán. Manglar conservado (A-B) y manglar degradado (C-D).

### *Colecta de datos*

El diseño de muestreo se estableció de acuerdo con metodologías estandarizadas especializadas en carbono (IPCC, 2014; Kauffman y Donato, 2012). Para el registro de variables estructurales de la vegetación se establecieron 18 parcelas de muestreo, distribuidas de manera estratégica con base en la condición de los manglares de la zona de interés.

Las variables registradas fueron DAP (cm) estandarizado a 1.30 m de altura, especie y altura (m) de los árboles. En los manglares de tipo chaparro se registró el  $D_{30}$  (cm) y la cobertura de la copa (largo, ancho y alto, cm).

### *Estimaciones de Carbono*

A partir de los datos registrados en campo, se estimó la biomasa (kg) de acuerdo con las ecuaciones alométricas por especie (Cuadro 1). La biomasa fue convertida a carbono utilizando el factor de 0.46, que considera que el 46% de la biomasa es carbono. Los resultados son expresados en megagramos de carbono por hectárea ( $Mg\ C\ ha^{-1}$ )  $\pm$  incertidumbre de la estimación utilizando el  $IC_{95\%}$ . Los resultados se presentan por condición de la vegetación (Kauffman y Donato, 2012).

Se realizó un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal Wallis) para determinar diferencias en los almacenes de carbono en árboles de acuerdo con su condición.

**Cuadro 1. Ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa aérea.**

Tipo de manglar	DAP (cm)	Especie	Ecuación alométrica	r <sup>2</sup>	Referencia
Petén, Cuenca, Franja	0-21	<i>A. germinans</i>	$b = 0.403 * d^{1.934}$	95	Smith & Whelan, 2006
Petén, Cuenca, Franja	0-18	<i>L. racemosa</i>	$b = 0.362 * d^{1.930}$	98	Smith & Whelan, 2006
Petén, Cuenca, Franja	0-20	<i>R. mangle</i>	$b = 0.722 * d^{1.731}$	94	Smith & Whelan, 2006
Chaparro	0-10	<i>R. mangle</i>	$Ln b = 2.528 + (1.129 (Lnd_{30}^2) + (0.156 * Ln Vol copa)$	94	Ross <i>et al.</i> , 2001

b= peso seco (Kg), d= DAP (cm), vol copa= volumen de la copa, r<sup>2</sup>= Variancia de regresión (%).

## Resultados y discusión

### Almacenes de carbono aéreo

El promedio del almacén de carbono aéreo en los manglares de Sisal, Yucatán es de  $56.5 \pm 26.9$  Mg C ha<sup>-1</sup>. El almacén de carbono aéreo más alto se registró en manglares conservados con  $77.4 \pm 34.5$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Los almacenes con valores más bajos se identificaron en zonas de manglar degradado ( $14.6 \pm 5.3$  Mg C ha<sup>-1</sup>) (Figura 3). Dada la variabilidad en los almacenes de carbono en árboles, existen diferencias estadísticas entre la condición de los manglares (H=10.14, p=0.0004).

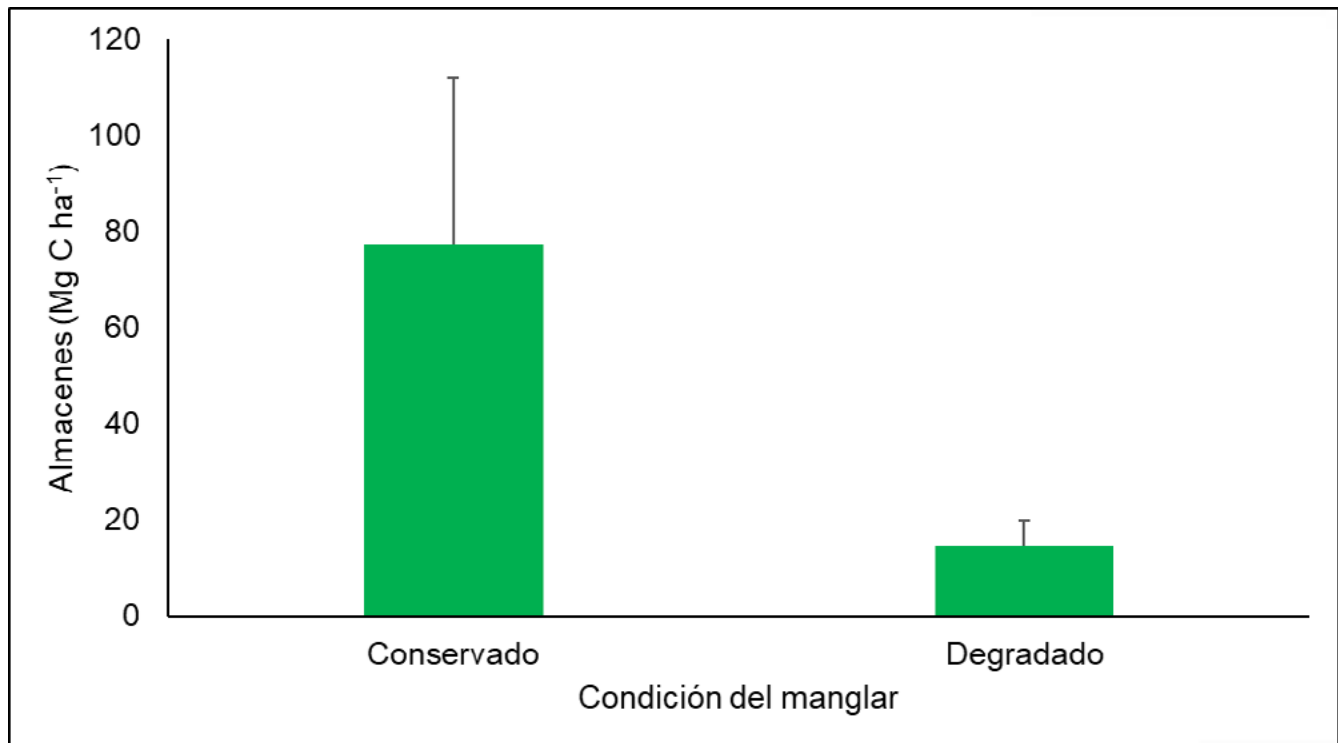


Figura 3. Almacén de carbono aéreo por condición del manglar: Conservado (n=12), Degradado (n=6). Las barras representan la incertidumbre asociada a la estimación del almacén.

Los resultados indican que el C en biomasa aérea almacenado en los manglares de Sisal, representa el 53.7% del almacén promedio estimado para los manglares globalmente ( $109.3 \pm 5.0$  Mg C ha<sup>-1</sup>; Alongi, 2020). En manglares conservados el almacén aéreo es mayor, reforzando que el almacén de



carbono aéreo es el primero que se pierde cuando existe un impacto sobre el ecosistema de manglar (Kauffman *et al.*, 2013).

Considerando que la biomasa aérea representa el 14.8% del almacén de C total (Alongi, 2020), la estimación de los almacenes de C en el área de Sisal debe incluir los otros compartimentos, principalmente el almacén subterráneo, que suele corresponder a la mayor proporción (50-90%; Kauffman *et al.*, 2013).

La diferencia en el almacén de carbono aéreo entre manglares conservados y degradados, indica que por cada hectárea de manglar que se degrada se pierden  $62.7 \pm 53.3$  Mg C. Esto equivale a las emisiones de  $230.3 \pm 195.8$  t CO<sub>2</sub>e por hectárea durante el tiempo que ocurre la degradación, la cual a nivel global provoca emisiones de 0.12 Pg C por año (Donato *et al.*, 2011).

Por otro lado, en estudios posteriores es importante considerar los diferentes estratos dados por las características estructurales, fisicoquímicas y de suelo de los ecosistemas que se reflejan en la condición y cobertura.

## Conclusiones

Las estimaciones de los almacenes de carbono aéreo en un área protegida estatal en la localidad de Sisal, Yucatán presenta variabilidad en las condiciones de conservación. En esto influye el número de datos, pero también la variabilidad intrínseca de los ecosistemas de manglar.

Por otro lado, se resalta la necesidad de generar e incrementar los datos locales que contribuyan a disminuir la incertidumbre en las estimaciones de almacenes y hacen más certeras las estimaciones de emisiones que contribuyen a las Condiciones Determinadas a Nivel Nacional (NDC) y otros compromisos internacionales.

Este estudio destaca la importancia que tienen los almacenes de carbono en la mitigación del cambio climático, ya sea por la conservación de los ecosistemas costeros existentes o por la restauración de aquellos que presentan una condición degradada.

## Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida por su apoyo en el trabajo de campo y procesamiento de muestras.

## Literatura citada

- Adame, M. F., J.B. Kauffman, I. Medina, J.N. Gamboa, O. Torres, J.P. Caamal, M. Reza and J.A. Herrera-Silveira. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS One* 8:e56569. doi:10.1371/journal.pone.0056569
- Alongi, D.M. 2020. Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation. *Sci* 2020, 2, 67. <https://doi.org/10.3390/sci2030067>
- Cinco-Castro, S. and J. Herrera-Silveira. 2020. Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & coastal management*, 192, 105196.
- Donato, D.C., J. Kauffman-Boone, D. Murdiyarto, S. Kurnianto and M. Stidham. 2011. Mangroves among the most carbon rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297
- Ewel, K., R. Twilley, and J.I.N. Ong. 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1), 83-94.
- Giri C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek, N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159.
- Herrera-Silveira, J. A., C. Teutli-Hernandez, F. Secaira-Fajardo, R. Braun, J. Bowman, L. Geselbracht, M. Musgrove, M. Rogers, J. Schmidt, P.J. Robles-Toral, J.A. Canul-Cabrera, and L. Guerra-Cano. 2022. "Hurricane Damages to Mangrove Forests and Post-Storm Restoration Techniques and Costs." The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- IPCC. 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, J. Baasansuren, M. Fukuda and T.G. Troxler (eds). Published: IPCC, Switzerland
- Kauffman J.B., D.C. Donato y M.F. Adame. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR.



- Sanjurjo, E. y S. Welch. 2005. Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta ecológica*, (74), 54-68.
- Were, D., F. Kansiime, T. Fetahi, A. Cooper and C.Jjuuko. 2019. Carbon sequestration by wetlands: a critical review of enhancement measures for climate change mitigation. *Earth Systems and Environment*, 3, 327-340.

### 3.9. Carbono almacenado en raíces de manglares áridos y semiáridos del noroeste de México

Sauceda-Montijo T.<sup>1,\*</sup>; Sánchez-Mejía Z.<sup>1</sup>; Leyva G.<sup>2</sup>; Suarez G.<sup>1</sup> y Torres Jony<sup>3,\*</sup>

<sup>1</sup> Instituto Tecnológico de Sonora

<sup>2</sup> Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. (CIAD)

<sup>3</sup> Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui

\* Autor de correspondencia: trinidad.sauceda248589@potros.itson.edu.mx; jtorres.velazquez@itvy.edu.mx

#### Resumen

Los ecosistemas de manglar han sido reconocidos por su acción para mitigar el contenido de CO<sub>2</sub> atmosférico, representan un reto prioritario de conservación y conocimiento. El carbono (C) almacenado en raíces es un componente poco estudiado en los manglares del noroeste de México. En esta investigación se abordó el estudio de los patrones de distribución del almacenamiento de C de las raíces de los manglares a lo largo de la costa de Sonora. Se utilizó un diseño sistemático por bloques en donde se tomaron núcleos por duplicado en cada unidad de monitoreo a diferentes profundidades. Los sitios con mayor almacén de C en raíces fueron La Cruz (3.14 Mg C ha<sup>-1</sup>) y Bahía del Tobari (3.04 Mg C ha<sup>-1</sup>), y la clase diamétrica con el mayor aporte fueron las raíces gruesas. Finalmente, no se observó un gradiente en el contenido de C con respecto a la latitud.

**Palabras clave:** *carbono azul; soluciones naturales climáticas; costa sonorensis; Golfo de California.*

#### Abstract

Mangrove ecosystems have been recognized for their CO<sub>2</sub> mitigating potential, making them a priority challenge for conservation and knowledge. Mangroves from northeastern Mexico, remain understudied, especially in knowledge of root contributions to C storage. This research addresses the study of distribution patterns of carbon storage in mangrove roots along the coast of Sonora. A systematic block design was used where duplicate cores were taken in each monitoring unit at different depths. The sites with the highest carbon storage in roots were La Cruz (3.14 Mg C ha<sup>-1</sup>) and Bahía del Tobari (3.04 Mg C ha<sup>-1</sup>), and the diameter class with the greatest contribution were thick roots. Finally, no gradient in C content with respect to latitude was observed.

**Key words:** *blue carbon; natural climate solutions; sonoran coast; Gulf of California.*

#### Introducción

A lo largo de la costa del Pacífico y Golfo de México en lagunas costeras, deltas, y estuarios se desarrolla el ecosistema de manglar que, por su extensión en México, ocupa el cuarto lugar a nivel global (Giri *et al.*, 2011). Los manglares son ecosistemas que proporcionan una importante gama de servicios ecosistémicos, que pueden agruparse en cuatro categorías: soporte, regulación, provisión, y culturales. Los manglares actúan como hábitat y criadero para diversas especies, ayudan a estabilizar la costa y previenen la erosión, proveen materiales para acuicultura, silvicultura y productos medicinales. Culturalmente, los manglares tienen un valor significativo como espacios recreativos y turísticos, así como en las tradiciones locales (Carvajal-Oses *et al.*, 2020; McLeod *et al.*, 2011). Uno de los servicios

más importante de los manglares es su capacidad de almacenar carbono y por tanto mitigar el CO<sub>2</sub> atmosférico (Donato *et al.*, 2011).

En México se han realizado esfuerzos importantes para caracterizar los almacenes de carbono (C) del ecosistema de manglar (Herrera-Silveira *et al.*, 2016), detectando un área de oportunidad para estudios en regiones áridas del noroeste de México (Adame *et al.*, 2020). De los componentes en donde se estudia carbono destacan el carbono almacenado en biomasa aérea viva con un rango de 42.9 a 154.8 Mg C ha<sup>-1</sup> y en sedimento con un rango de 62.3 a 865.3 Mg C ha<sup>-1</sup>, mientras que lo reportado para raíces oscila entre 12.05 a 663.1 Mg C ha<sup>-1</sup> (Herrera-Silveira y Hernández, 2017). Sin embargo, la mayoría de los estudios se han enfocado en la región tropical de México, lo que resalta la importancia de generar información en el límite norte de la distribución de los manglares.

Los manglares igual que otros bosques almacenan C en biomasa aérea, subterránea, viva y muerta (Alongi, 2014, Kauffman *et al.*, 2012). Cabe destacar que una característica fisiológica es la adaptación especializada que presentan los sistemas radiculares. Por ejemplo, el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) cuenta con raíces tipo zanco que le ayudan a fijarse en suelo lodoso, mientras que el mangle negro (*Avicennia germinans*) desarrolla neumatóforos que facilitan la captación de oxígeno. Adicionalmente, todas las especies presentan una red radicular subterránea que se concentra en los primeros 45 cm, compuesta de raíces finas (<2mm), medias (2-5 mm) y gruesas (>5mm). Las raíces son una parte esencial de la contabilidad total del almacén de C (Adame *et al.*, 2017). Los manglares en el noroeste de México representan menos del 1% del área terrestre y almacenan en sus sedimentos subterráneos aproximadamente 28% del total del C subterráneo de toda la región, resaltando su importancia cuando se compara con otros ecosistemas terrestres que crecen en las mismas condiciones climáticas (Ezcurra *et al.*, 2016; Vargas-Terminel *et al.*, 2023).

Dada la importancia de cuantificar y reportar los almacenes de C, en especial en regiones poco estudiadas, se realizó este trabajo enfocado en el componente radicular subterráneo. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estimar los almacenes de C en raíces subterráneas en la región interior del Golfo de California a lo largo de la costa Sonorense. Dado el gradiente de semiárido a árido, se plantea que en el límite de distribución de manglares en el noroeste del pacífico mexicano el almacén de C en raíces sea mayor, debido a una menor precipitación que resulta en menor escorrentía y potencialmente menos nutrientes, además de mayor salinidad. Estas condiciones son propicias para que los manglares distribuyan más energía al crecimiento radicular.

## Metodología

### *Área de estudio*

El estudio se llevó a cabo a lo largo de la costa Sonorense (Figura 1). La región más norteña corresponde al territorio Comcaac en el Canal del Infiernillo, con precipitación promedio anual ~150 mm y clasificada como árida (García, 2004). La región inferior del gradiente es Agiabampo, clasificada como una zona semiárida (García, 2004) con precipitación de ~ 400 mm. Detalles del gradiente de precipitación en esta región del Monzón de Norte América se encuentra en Gochis *et al.*, (2006).

### *Diseño experimental*

El diseño utilizado fue sistemático anidado. En cada localidad se establecieron tres sitios de estudio, con dos unidades de monitoreo (UM), En cada unidad se tomaron 2 núcleos. El análisis estadístico se realizó empleando un modelo de ANOVA y una prueba post-hoc de Tukey.

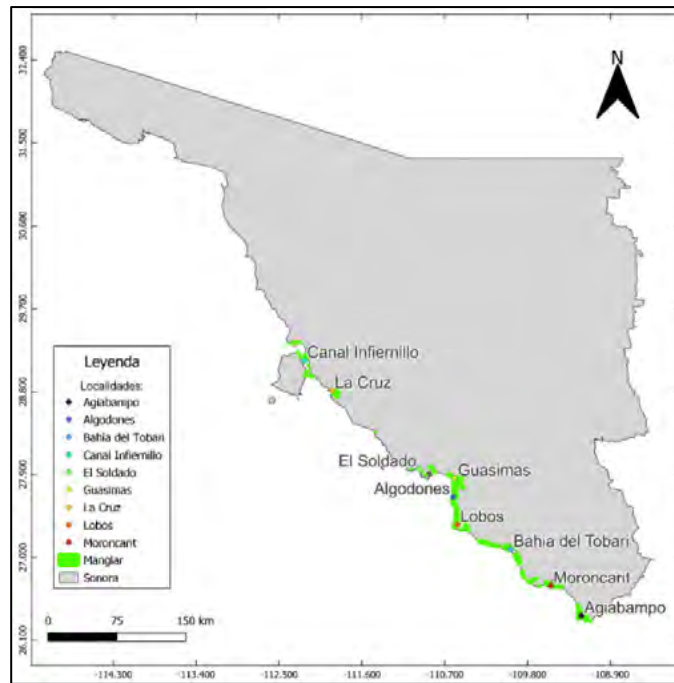


Figura 1. Distribución del manglar en Sonora (tomado de CONABIO, 2020) y las localidades de estudio.

### *Toma de muestra de raíces*

En cada Unidad de Muestreo (UM) se extrajeron dos núcleos de suelo utilizando un nucleador de acero inoxidable con un diámetro de 11 cm. Los núcleos se tomaron a una profundidad de 45 cm, correspondiente a la capa del suelo donde las raíces más se desarrollan. Posteriormente, se estratificaron los núcleos por profundidad en tres estratos: 0 a 15 cm, 15 a 30 cm y 30 a 45 cm. Las muestras extraídas se transportaron al laboratorio, manteniéndolas refrigeradas a 4 °C para asegurar su conservación (Torres *et al.*, 2021).

En el laboratorio se procedió a la separación de las raíces del sustrato mediante un tamizado con agua del grifo utilizando un tamiz de 500  $\mu$ . Las raíces separadas se clasificaron en raíces vivas y raíces muertas. Para ello, se sumergieron en agua y se realizó una separación manual, identificando las raíces vivas que flotaban y las raíces muertas que se asentaban en el fondo. A continuación, se secaron las raíces muertas y se pesaron para obtener la necromasa de raíces de cada estrato de profundidad (Kauffman *et al.*, 2012).

Por otro lado, las raíces vivas se clasificaron en tres clases de diámetro: fino (<2 mm), mediano (2-5 mm) y grueso (>5 mm). Cada clase de raíces vivas se secó por separado a 60 °C y se pesó en seco. Los datos obtenidos se registraron en gramos de peso seco por metro cuadrado ( $g_p s m^{-2}$ ) para cada clase de diámetro y estrato de profundidad (Adame *et al.*, 2014). Con esta información se obtuvo la biomasa de raíces la cual se convirtió a C utilizando un factor de conversión de 0.39 y se expresó en unidades a  $Mg C ha^{-1}$  (Howard *et al.*, 2014).

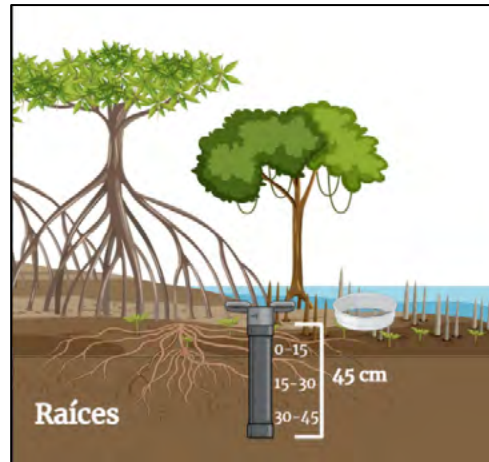


Figura 2. Esquema conceptual del muestreo de raíces subterráneas en manglar.

## Resultados y discusión

En el contexto del gradiente Sonorense, se identificaron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en la cantidad de C almacenado en raíces entre las localidades *La Cruz*, *Bahía de Tobari* con *Guásimas*. Sin embargo, cabe destacar que estas observaciones no respaldaron la hipótesis planteada. Entre las localidades estudiadas, *La Cruz* ( $3.14 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y *Bahía del Tobari* ( $3.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) destacaron por tener el mayor contenido de C (Figura 3). En contraste, *Guásimas* exhibió el valor promedio más bajo, con  $1.76 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . En términos generales, se observó una tendencia de mayor almacenamiento de C en los extremos del gradiente y una disminución en el centro. Es relevante mencionar que las localidades *La Cruz* y *Bahía del Tobari* reciben aportes de nutrientes debido a la descarga de agua relacionada con actividades acuícolas.

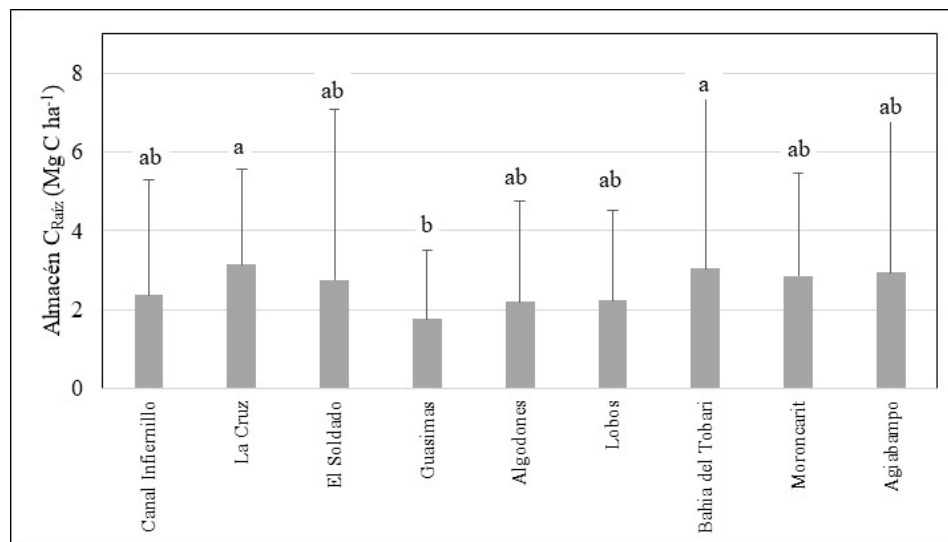


Figura 3. Almacén de carbono en raíces por localidad., Letras diferentes indican diferencias significativas después del ANOVA y Tukey ( $p < 0.05$ ).

El aporte del tipo de raíz (fina, mediana y gruesa) al C almacenado varió entre sitios. En *El Canal del Infiernillo* (0-15 cm), *Estero El Soldado* (15-30 cm), y *Bahía de Tobari* (30-45 cm) las raíces gruesas pueden aportar más de 70% del total del C almacenado (Cuadro 1). En el estero *La Cruz* las raíces finas aportaron más de 50% en las profundidades 0 –15 cm y 30 – 45 cm.

**Cuadro 1. Carbono en raíces (Mg C ha<sup>-1</sup>) por estrato y clase diamétrica. Promedio ( $\mu$ ) y 1 desviación estándar ( $\pm\sigma$ ).**

Localidad	Estrato	Finas		Medianas		Gruesas	
		$\mu$	$\pm\sigma$	$\mu$	$\pm\sigma$	$\mu$	$\pm\sigma$
El Canal del Infiernillo	0-15 cm	1.26	1.05	1.15	0.85	8.13	9.84
	15-30 cm	1.70	0.77	0.75	0.39	2.40	1.04
	30-45 cm	1.97	1.73	0.69	0.32	2.06	1.54
La Cruz	0-15 cm	4.98	3.18	0.44	1.04	3.60	2.19
	15-30 cm	4.17	2.04	0.46	1.36	4.08	2.06
	30-45 cm	4.93	1.49	0.52	1.73	3.16	2.23
Estero El Soldado	0-15 cm	2.49	1.12	0.80	0.44	5.57	5.57
	15-30 cm	2.17	1.05	0.60	0.32	7.07	6.18
	30-45 cm	1.71	1.85	0.26	0.16	4.17	2.25
Guásimas	0-15 cm	2.36	1.81	1.18	0.73	3.05	3.37
	15-30 cm	2.06	1.38	0.98	0.79	1.73	1.14
	30-45 cm	1.91	1.14	0.76	0.75	1.67	1.03
Algodones	0-15 cm	3.25	2.30	1.16	0.86	4.74	5.00
	15-30 cm	2.16	1.00	1.08	0.88	3.05	2.52
	30-45 cm	1.59	0.75	0.79	0.77	1.84	1.61
Lobos	0-15 cm	3.79	2.43	0.99	0.44	2.78	3.12
	15-30 cm	2.93	1.44	1.17	0.46	1.86	1.84
	30-45 cm	2.94	1.22	1.19	0.52	3.31	3.26
Bahía del Tobarí	0-15 cm	2.74	0.92	1.08	0.38	3.59	1.82
	15-30 cm	2.60	1.04	0.74	0.35	4.89	2.47
	30-45 cm	1.41	0.82	0.58	0.32	9.72	8.88
Moroncarit	0-15 cm	3.19	1.53	1.14	0.58	7.26	4.16
	15-30 cm	2.24	1.69	0.49	0.46	4.45	2.15
	30-45 cm	2.23	0.71	0.52	0.30	3.36	2.28
Agiabampo	0-15 cm	2.70	1.32	1.54	0.95	7.26	4.33
	15-30 cm	2.02	1.30	1.23	1.00	7.09	4.74
	30-45 cm	1.74	0.80	0.81	0.44	2.12	1.12

El C almacenado en raíces fue alto y estuvo asociado a la producción de biomasa, coincidiendo con lo reportado (Torres et al., 2021). En general, las raíces gruesas (>5mm) destacaron como la clase diamétrica más importante en términos de almacenamiento de C en raíces y este patrón se observó en todos los estratos estudiados, desde la superficie hasta profundidades de 30-45 cm. Esto sugiere que las raíces gruesas desempeñan un papel significativo en la acumulación de carbono en el suelo de los manglares de la región. Sin embargo, también fue evidente que las raíces finas (<2mm) y medianas (2-5mm) contribuyeron al almacenamiento de C, aunque con valores más bajos en comparación con las raíces gruesas. Estas diferencias en la distribución de la biomasa de raíces resaltan la complejidad de la dinámica de C entre los manglares semiáridos y áridos de la costa Sonorense, lo que destaca la importancia de considerar factores ambientales al evaluar el papel de las raíces en estos ecosistemas (Torres et al., 2023).

## Conclusiones

El almacén de C a lo largo de la costa Sonorense varía significativamente y no se distribuye siguiendo a un gradiente de precipitación. Las raíces gruesas (>5mm) son importantes en el almacenamiento de C en los manglares y su distribución cambia con la profundidad. Estos resultados subrayan la diversidad en la distribución de la biomasa de raíces en respuesta a las condiciones locales. Además, enfatizan la



necesidad de investigaciones más amplias en manglares de diferentes regiones y climas para comprender completamente su papel en el ciclo del C y su vulnerabilidad ante eventos climáticos extremos.

## Agradecimientos

Este trabajo es posible gracias al apoyo financiero de Borderlands Restoration Network – 11th Hour Project (The Schmidt Family Foundation) y PROFAPI-ITSON 2023 089. Se agradece al apoyo en campo por parte de la comunidad Comcaac Erika Adriana Barnett, Rey Alfonso Morales, Filomena Barnett Burgos, Ismael Blanco.

## Literatura citada

- Adame, M. F., S. Cherian, R. Reef and B. Stewart-Koster. 2017. Mangrove root biomass and the uncertainty of belowground carbon estimations. *Forest Ecology and Management*, 403, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.016>
- Adame, M. F., R. Reef, N. S. Santini, E. Najera, M. P. Turschwell, M. A. Hayes, P. Masque and C. E. Lovelock. 2020. Mangroves in arid regions: Ecology, threats, and opportunities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, May. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>
- Adame, M. F., C. Teutli, N. S. Santini, J. P. Caamal, A. Zaldivar-Jiménez, R. Hernández, and J. A. Herrera-Silveira. 2014. Root biomass and production of mangroves surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. *Wetlands*, 34, 479–488.
- Alongi, D. M. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195–219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Carvajal-Oses, M., A. Herrera-Ulloa, B. Valdés-Rodríguez and R. Campos-Rodríguez. 2020. Manglares y sus Servicios Ecosistémicos: hacia un Desarrollo Sostenible. *Gestión y Ambiente*, 22(2), 277–290. <https://doi.org/10.15446/ga.v22n2.80639>
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarto, S. Kurnianto, M. Stidham and M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Ezcurra, P., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, M. T. Costa and O. Aburto-Oropeza. 2016. Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. <https://doi.org/10.5061/dryad.5k0g4>
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. *Instituto de Geografía*, 246.
- Giri, C., E. Ochieng, L. L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, J. Masek and N. Duke. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154–159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Gochis, D. J., L. Brito-Castillo and W. J. Shuttleworth. 2006. Hydroclimatology of the North American Monsoon region in northwest Mexico. *Journal of Hydrology*, 316(1–4), 53–70. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.04.021>
- Herrera Silveira, J. A., A. C. Rico, E. Pech, M. Pech, J. R. Ramírez and C. T. Hernández. 2016. Carbon dynamics (stocks and fluxes) in Mangroves of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 61–72.
- Herrera-Silveira, J. A. y C. T. Hernández. 2017. Carbono azul, manglares y política pública. *Elementos Para Políticas Públicas*, 43–52.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, M. Telszewski and N. W. Newsletter. 2014. Coastal Blue Carbon. *Conservation International*, 36(1), 180. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.10.en>
- Kauffman, J. B., D. C. Donato María y F. Adame. 2012. *Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares*.
- McLeod, E., G. L. Chmura, S. Bouillon, R. Salm, M. Björk, C. M. Duarte, C. E. Lovelock, W. H. Schlesinger and B. R. Silliman. 2011. A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 10, pp. 552–560). <https://doi.org/10.1890/110004>
- Torres, J. R., Z. M. Sanchez-Mejia, A. Alcudia-Aguilar, O. R. Medrano-Pérez, R. H. Barraza-Guardado and R. Suzuki-Pinto. 2023. Estimation of Mangrove Blue Carbon in Three Semi-arid Lagoons in the Gulf of California. *Wetlands*, 43(1). <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01659-6>
- Torres, J. R., Z. M. Sanchez-Mejia, J. A. Arreola-Lizárraga, E. A. Yépez, F. Reynaga-Franco and F. J. Choix. 2021. Root biomass and productivity in subtropical arid mangroves from the Gulf of California. *Rhizosphere*, 18(April). <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100356>
- Vargas-Terminel, M. L., J. C. Rodríguez, E. A. Yépez, C. A. Robles-Zazueta, C. Watts, J. Garatuza-Payán, R. Vargas and Z. M. Sanchez-Mejia. 2023. Ecosystem-atmosphere CO<sub>2</sub> exchange from semiarid mangroves in the Gulf of California. *Journal of Arid Environments*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104872>



### 3.10. Almacenes de carbono y potencial de captura en un área de manglar degradado en Xcalak

Cisneros-de la Cruz Diana J.<sup>1,\*</sup>; Huechacona-Ruíz Helena<sup>1</sup>; Cinco-Castro Siuling<sup>1</sup>; Pérez-Martínez Oscar J.<sup>1</sup>; Us-Balam Heimi G.<sup>1</sup>; Pech-Poot Eunice<sup>1</sup> y Herrera-Silveira Jorge<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Producción Primaria, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados, Unidad Mérida. Carr. Mérida - Progreso, Loma Bonita, 97205 Mérida, Yuc.

\*Autor de correspondencia: cisnerosdelacruziana@hotmail.com

#### Resumen

Los manglares representan uno de los almacenes más importantes de carbono en el mundo y almacena hasta 5 veces más carbono que otros bosques. Sin embargo, su degradación implica la liberación de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Por lo tanto, su conservación y restauración son consideradas una solución basada en la naturaleza que contribuye a la mitigación de los efectos del cambio climático. El Parque Nacional Arrecifes de Xcalak (PNAX) es un Área Natural Protegida de gran interés debido a su alta diversidad biológica y conectividad de los ecosistemas que la conforman, entre ellos los manglares. Sin embargo, en el PNAX hay extensas áreas de manglar degradado debido a la construcción de la carretera que altero la hidrología causando la muerte del manglar. La restauración de estas áreas puede contribuir a la disminución de la vulnerabilidad de las comunidades. El objetivo de este trabajo fue estimar los almacenes de carbono en un sitio degradado como línea base y estimar su potencial de mitigación en las áreas de influencia del PNAX. Se obtuvieron los almacenes aéreos y subterráneos de carbono con la metodología de Kauffman (2012). El área de estudio tuvo un promedio de  $119.4 \pm 31.4$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Los manglares degradados almacenan  $27.3 \pm 6.4$  Mg C ha<sup>-1</sup>, una treceava parte del almacén de C en los manglares conservados. La restauración de manglares degradados del área de estudio podría contribuir a la remoción de emisiones por captura de carbono aéreo y subterráneo de ~22,506 toneladas CO<sub>2</sub>e en los primeros 10 años de implementación de acciones de restauración.

**Palabras clave:** *Captura de carbono, mitigación, restauración ecológica, solución basada en naturaleza.*

#### Abstract

Mangroves represent one of the most important carbon stores in the world, storing up to 5 times more carbon than other forests. However, their degradation implies the release of large amounts of CO<sub>2</sub>. Therefore, their conservation and restoration are considered a nature-based solution that contributes to mitigating the effects of climate change. The Xcalak Reefs National Park (PNAX) is a Natural Protected Area of great interest due to its high biological diversity and connectivity of its ecosystems, including mangroves. However, in PNAX there are extensive areas of degraded mangroves due to the construction of the road that altered the hydrology causing the death of the mangroves. The restoration of these areas can contribute to the reduction of the vulnerability of the communities. The objective of this work was to determine the carbon stores in a degraded site as a baseline and estimate its mitigation potential in the areas of influence of the PNAX. The study area averaged  $119.4 \pm 31.4$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Degraded mangroves store  $27.3 \pm 6.4$  Mg C ha<sup>-1</sup>, one-thirteenth of the C stock in conserved mangroves. Restoration of degraded mangroves in the study area could contribute to the removal of emissions from above and below-ground carbon sequestration of ~22,506 tons CO<sub>2</sub>e in the first 10 years of implementation of restoration actions.

**Keywords:** *Mitigation, carbon sequestration, ecological restoration, nature-based solution.*



## Introducción

El Parque Nacional Arrecifes de Xcalak (PNAX) es un Área Natural Protegida es un área de gran interés debido a su alta diversidad biológica y conectividad de los ecosistemas que la conforman. Ha sido reconocida como Región Marina Prioritaria de México por la CONABIO, forma parte del segundo arrecife coralino más grande del mundo y es sitio RAMSAR por la importancia de sus humedales. El PNAX comprende arrecifes de coral, lagunas costeras, playas, acuíferos kársticos y zonas de manglar (RAMSAR, 2003). En el sitio, los manglares representan un ecosistema clave dada su conectividad con otros ecosistemas y los servicios ecosistémicos que brindan. Los manglares son zonas de refugio para diferentes especies de plantas y animales, son áreas de criadero de especies comerciales, contribuyen a la regulación del clima, protección de la costa, purificación del agua, mitigación del cambio climático y son una importante fuente de recursos naturales cita

Pese a su importancia, los ecosistemas del PNAX y particularmente las zonas de manglar que se ubican dentro del ANP y en su zona de influencia, han sido afectadas por el cambio de uso del suelo, principalmente asociado a la construcción de poblados y caminos, actividades humanas y tormentas tropicales que repercuten en la estructura y función de estos ecosistemas, así como en su degradación. La degradación de los manglares implica la liberación de grandes cantidades de CO<sub>2</sub>. Por lo tanto, su conservación y restauración son consideradas una solución basada en la naturaleza que contribuye a la mitigación de los efectos del cambio climático (Howard et al., 2014).

Para atender esta problemática y fomentar la recuperación de los manglares y sus servicios ecosistémicos, “The Ocean Foundation” y “La Fundación Mexicana para los Océanos” a través de la iniciativa de Resiliencia Azul junto con el Programa Mexicano del Carbono, promovieron el desarrollo del estudio de factibilidad y plan de restauración ecológica de manglar dentro de los límites de las zonas de influencia del PNAX. En este estudio participó como grupo técnico científico el CINVESTAV-Mérida, ENES Mérida y Merello Marine Consulting, donde además se vinculó la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la comunidad de Xcalak

El objetivo del presente estudio fue estimar los almacenes de carbono en un sitio degradado como línea base y estimar su potencial de mitigación en Xcalak, Quintana Roo.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El área se encuentra en la zona de influencia del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak ubicado en el Estado de Quintana Roo dentro del Municipio de Othon P. Blanco, cuyas coordenadas son 18°19'N 87°48'W (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). El clima de la región es de tipo Aw<sub>2</sub>(x'), con una temperatura media anual mayor a 26°C y una precipitación anual de 1200 a 1500 mm. Los vientos dominantes provienen del sureste en los meses de febrero a mayo y del este de junio a octubre con velocidades de 2 a 4 m seg<sup>-1</sup>. La probabilidad del desarrollo de huracanes y tormentas tropicales es elevada durante el verano, con mayor frecuencia en el mes de septiembre. Xcalak se caracteriza por desarrollar actividades pesqueras y turísticas de importancia para la comunidad local. La zona delimitada para el presente estudio tiene una extensión total de 172 ha.



Figura 1. Localización y zonificación del área de estudio.

## Metodología

La cuantificación de carbono se basó en las metodologías establecidas en los protocolos que consideran las directrices internacionales del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático para los inventarios nacionales de los gases de efecto invernadero para humedales (Kauffman et al., 2012; Howard et al., 2014; Cisneros-de la Cruz et al., 2021). Los almacenes considerados de acuerdo con las metodologías mencionadas fueron: Biomasa aérea viva (árboles, arbustos, neumatóforos), biomasa aérea muerta (madera caída, árboles secos), biomasa subterránea viva (raíces y rizomas), carbono del suelo, que incluye la biomasa subterránea muerta, abarcando los cinco componentes establecidos por el IPCC (2006). De acuerdo con la condición (conservado y degradado) se establecieron 8 y 22 parcelas respectivamente para la medición de cada uno de los componentes.

Para estimar el potencial de remoción de emisiones por captura de  $\text{CO}_2$ , se consideró el área potencial de restauración (manglar degradado) y la tasa de captura de carbono aéreo y subterráneo (Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2016; Moreno-Martínez, 2022). La estimación se hizo de forma diferencial para los primeros 10 años y posterior a este periodo (Herrera et al., 2023).

## Resultados y Discusión

El manglar degradado representa una extensión total de 62 ha (Herrera et al., 2021), con diferentes grados de perturbación, áreas con materia muerta en pie y caída y áreas inundadas permanentemente sin vestigios de vegetación (Figura 2). Los factores responsables de gran parte de la degradación ambiental en los últimos 20 años en Xcalak son alteraciones en el hidroperíodo y la dinámica hidrológica de zonas inundadas.

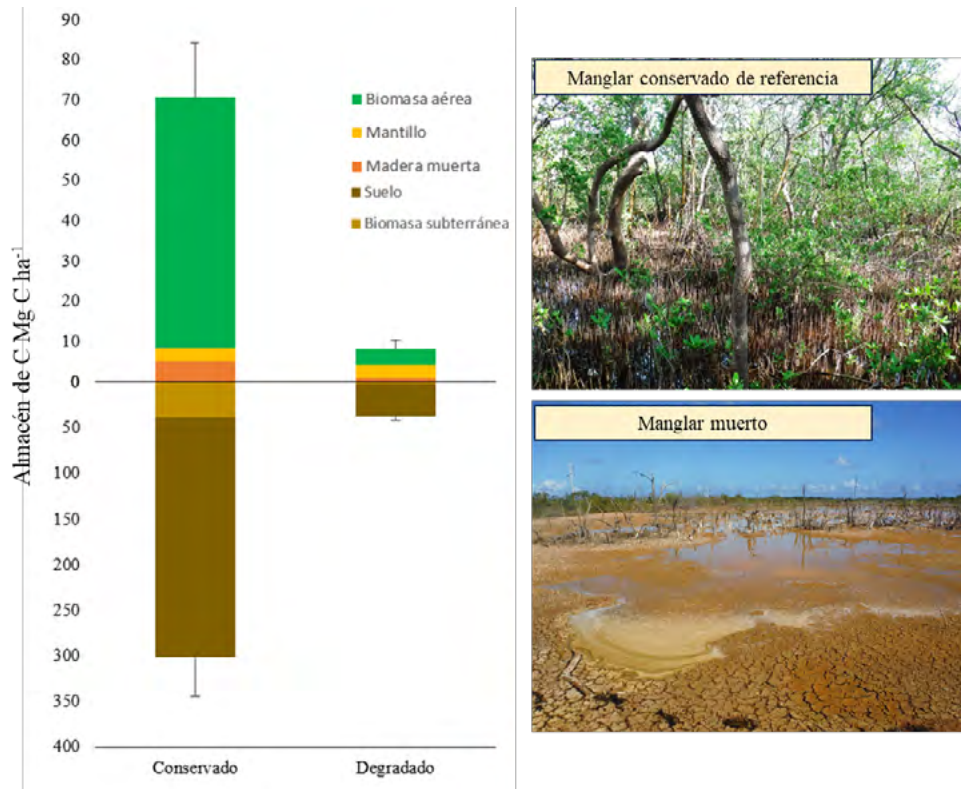


Figura 2. Almacenes de carbono en manglar conservado y degradado en el área de estudio en la zona de influencia de la PNAX

Los resultados del levantamiento de línea base, indican que el contenido de carbono total promedio del área de estudio es de  $119.4 \pm 31.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . El 81% corresponde al carbono subterráneo ( $96.8 \pm 1.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), del cual alrededor del 93% corresponde al carbono orgánico del suelo (Figura 2). El carbono aéreo promedio en el área de estudio fue de  $22.6 \pm 6.64 \text{ Mg C ha}^{-1}$ .

El promedio del carbono total en el área de sitios degradados fue de  $27.3 \pm 6.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en contraste con el manglar conservado que fue de  $372.6 \pm 31.4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Figura 3). El mayor almacén en ambas condiciones fue el del suelo con  $34.6 \pm 4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en el área degradada y  $263 \pm 40.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$  en el conservado. El carbono del suelo en Xcalak es menor al reportado para manglares chaparros conservados ( $251.21 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , Gutiérrez-Mendoza & Herrera Silveira, 2015). Esto indica que la condición degradada ha estado perdiendo concentraciones importantes de carbono, contribuyendo a las emisiones, por lo que reitera la importancia de implementar acciones de restauración en el corto plazo. De acuerdo con la extensión, el carbono ecosistémico total del área de estudio fue de  $196,164 \text{ Mg CO}_2\text{e}$  (Cuadro 1).

Cuadro 1. Carbono ecosistémico del área de estudio en manglares conservados y degradados

Condición	Extensión (ha)	Carbono promedio (Mg C ha <sup>-1</sup> )	Almacén de C <sub>org</sub> (Mg C)	Total (Mg CO <sub>2</sub> e)*
Manglar conservado	110	372.6	41,986	150,282
Manglar degradado	62	27.3	1,693	6,206
<b>TOTAL</b>	<b>172</b>	<b>119.4</b>	<b>53,499</b>	<b>196,164</b>

La implementación de acciones de restauración en las zonas de manglar degradado en el área de influencia del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak supone la remoción anual de  $\sim 1,705$  toneladas de CO<sub>2</sub>e durante los primeros 10 años de implementación y la remoción de  $\sim 546$  toneladas anuales de CO<sub>2</sub>e por captura de carbono subterráneo. En este sentido, la restauración de manglares en las áreas degradadas del área de estudio en las zonas de influencia del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak podría contribuir

a la remoción de emisiones por captura de carbono aéreo y subterráneo de ~22,506 toneladas CO<sub>2</sub>e en los primeros 10 años de implementación de acciones de restauración.

## Conclusiones

La restauración de manglares en las áreas degradadas del área de influencia del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak podría contribuir a la remoción de emisiones por captura de carbono aéreo y subterráneo de ~2,251 toneladas CO<sub>2</sub>e anualmente, lo cual corresponde a las emisiones anuales de alrededor de 728 personas por uso de hidrocarburos. Por lo que su restauración representa un importante potencial para la mitigación del cambio climático por la remoción de emisiones por captura de carbono.

Evaluar los cambios en los almacenes de carbono, así como las emisiones o remociones de GEI asociadas a la restauración y degradación de los manglares permite dar oportuno seguimiento de las tasas de secuestro y las tendencias de las emisiones. Además de implementar un programa de monitoreo que permita a los tomadores de decisiones llevar a cabo el manejo de estos ecosistemas, contribuyendo a las medidas locales de mitigación a los efectos del cambio climático, a la adaptación basada en ecosistemas, así como también identificar sitios de restauración.

## Agradecimientos

A The Ocean Foundation y Fondo Mexicano para los Océanos quienes financiaron este trabajo. A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak por su participación y apoyo durante este proyecto, a la comunidad de Xcalak que participó en los muestreos realizados. A los integrantes del Laboratorio de Producción Primaria por el análisis de las muestras y de los datos. A CONAHCYT por la beca posdoctoral CVU 486090.

## Literatura citada

- Cisneros-De la Cruz, D. J., J. Herrera Silveira, C. Teutli-Hernández, S.A. Ramírez-García, A. Moreno-Martínez, J. Mendoza Martínez, J., Montero-Muñoz, F. Paz-Pellat, F., y R. M Román Cuesta. 2021. Manual para la Medición, Monitoreo y Reporte del Carbono y Gases de Efecto Invernadero en Manglares en Restauración. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/114023>
- Gutiérrez-Mendoza, J., y J. A. Herrera Silveira. 2015. Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. En F. Paz Pellat & J. Wong González (Eds.), Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a (2014) (pp. 460–469). Programa Mexicano del Carbono Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco.
- Herrera Silveira, J.A., A. H. Huechacona Ruiz, C. Teutli Hernández, D. J. Cisneros de la Cruz, O, J. Pérez Martínez, H. G. Us Balam, E. Pech Poot, F. R. Castillo Infante, S. Cinco Castro. 2023. Almacenes de carbono orgánico aéreo y subterráneo en los manglares del Parque Nacional Arrecifes de Xcalak. The Ocean Foundation, PMC., CINVESTAV-IPN; U. Mérida, ENES-UNAM Mérida. 32pp.
- Howard, H. S., K. Isensee, M. Telszewski, M. and E. Pidgeon. 2014. Coastal blue carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use (S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe, Eds.; Vol. 4). IGES.
- Kauffman, J. B. and D. C. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR).
- Moreno-Martínez, A. 2022. Captura de carbono en suelo superficial de manglares restaurados en ambiente cárstico en la costa Norte de Yucatán [Tesis de Maestría (Biología Marina)]. Departamento de Recursos Del Mar, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados.
- RAMSAR. 2003. Parque Nacional Arrecifes de Xcalak | Servicio de Información sobre Sitios Ramsar. <https://rsis.ramsar.org/es/rsis/1320?language=es>
- Teutli-Hernández, C. y J. A. Herrera-Silveira, J. A. 2016. Estrategias de restauración de manglares de México: El caso Yucatán. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. CONABIO, UAEM, UNAM-CRIM.



# 4 Ecosistemas Marinos



## 4.1. Estacionalidad de la salinidad superficial en el Pacífico mexicano mediante el uso de información satelital

Coronado-Álvarez Luz de Lourdes A.<sup>1,\*</sup>; Hernández-Ayón J. Martín<sup>1</sup>; Norzagary-López C. Orión<sup>1</sup> y Espinosa-Carrón T. Leticia<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California.

<sup>2</sup> Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR- SINALOA, Guasave, Sinaloa, México.

\*Autor para correspondencia: luz.coronado@uabc.edu.mx

### Resumen

El uso de información satelital, acceso libre y costo bajo, es una herramienta potencial para la descripción de las variaciones latitudinales de temperatura y salinidad superficial del mar a través del tiempo. A su vez, estas variables pueden utilizarse como trazadores y con ello, tener una visión más amplia de la dinámica oceanográfica. Por lo que se estudió la variación estacional de la temperatura del mar (TSM) y salinidad superficiales (SSS), del 2002-2021 y 2011-2021, respectivamente, con imágenes diarias de 4x4 y 25x25 km, correspondientemente, en el pacífico frente a México (PM). Con esta información se hicieron promedios climatológicos estacionales de cada variable y se describieron sus cambios en el periodo de estudio. Además, se regionalizó el PM con base a los cambios latitudinales de TSM y SSS. Por un lado, agua del subártico frente a la península de Baja California (Región I); una zona de transición entre Cabo Corrientes y Cabo San Lucas, que forma parte de la Región II, donde el agua tropical superficial predomina. El uso de datos satelitales aplicado a otras líneas de investigación vg., química del océano es un área de oportunidad para el desarrollo de algoritmos empíricos para la estimación de otros parámetros como la alcalinidad total, que está correlacionada y así discernir los procesos que la afectan, en aras de contribuir al conocimiento en el marco de los problemas ambientales que aquejan en la actualidad como la acidificación del océano y cambio climático.

**Palabras clave:** *Datos satelitales, estacionalidad, pacífico mexicano, salinidad, variabilidad.*

### Abstract

The use of open-access, low-cost satellite information is a potential tool for describing latitudinal variations in surface sea temperature and salinity over time. At the same time, these variables can be used as tracers and thus provide a broader view of oceanographic dynamics. Therefore, we studied the seasonal variation of sea surface temperature (TSM) and salinity (SSS), from 2002-2021 and 2011-2021, respectively, with daily images of 4x4 km and 25x25 km, correspondingly in the Pacific off Mexico (PM). With this information, seasonal climatological averages were made for each of the variables. Subsequently, the dynamics of these variables in the study period were described; where the PM was regionalized in two areas based on the latitudinal changes of SST and SSS and the influence of the water masses present. On the one hand, water from the sub-aquatic off the Baja California peninsula (Region I) is a transition zone between Cabo Corrientes and Cabo San Lucas, part of Region II, where tropical surface water predominates. The use of satellite data coupled with other lines of research is an area of opportunity for the development of empirical algorithms for the estimation of other parameters such as total alkalinity, which is correlated and thus to discuss the processes that affect it to contribute to knowledge within the framework of the environmental problems that currently affect the ocean such as ocean acidification and climate change.

**Keywords:** *Satellite data, seasonality, Mexican Pacific, salinity, variability.*



## Introducción

La misión Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS), lanzada el 2 de noviembre de 2009, es una de las misiones de European Space Agency's Earth Explorer, la cual forma parte de los elementos de investigación de esta institución (Srivastava *et al.*, 2016).

Es la primera misión que proporciona, a partir de mediciones de microondas en banda L, observaciones globales de la variabilidad de la humedad del suelo y de la salinidad de la superficie del mar debida al intercambio continuo en el ciclo del agua de la Tierra entre los océanos, la atmósfera y la tierra. Las observaciones desde el espacio proporcionan una cobertura sinóptica de la temperatura y salinidad superficiales del océano, entre otras variables, cuya información es útil para una amplia gama de aplicaciones oceanográficas. Estas mediciones se utilizan cada vez más para vigilar los procesos medioambientales y climáticos a gran escala que pueden afectar a importantes recursos marinos gestionados (Olmedo *et al.*, 2021).

La salinidad es un trazador conservador, esto significa que permanece estable a lo largo del tiempo y sólo se ve alterado por procesos que tienen lugar en los límites de los océanos. Así, la salinidad es conservadora excepto en la superficie del océano. Aquí aumenta por la evaporación y disminuye por la lluvia y la nieve (Bigg y Killworth, 1988).

Es por ello que en este primer análisis de este producto satelital en México, se validaron los datos medidos versus satelitales de la salinidad, para establecer un punto de partida para el uso de información de libre acceso y bajo costo para la identificación de procesos que generan los cambios a diferentes escalas espacio-temporales con el objetivo de discernir las implicaciones que éstos tienen en las condiciones oceanográficas.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El pacífico mexicano (PM) se dividió latitudinalmente de: 22.5° - 33° N y de 9° - 22° N, denominándose Región I y II, respectivamente (Figura 1). Esta regionalización respondió a la descripción oceanográfica física llevada a cabo por Durazo (2015) y Flores-Morales *et al.* (2009). Por un lado, las aguas más frías y menos salinas que se localizan frente a la Península de Baja California, debido a la influencia de la Corriente de California (Región I) y las aguas cálidas y salinas que corresponden al pacífico tropical (Región II).

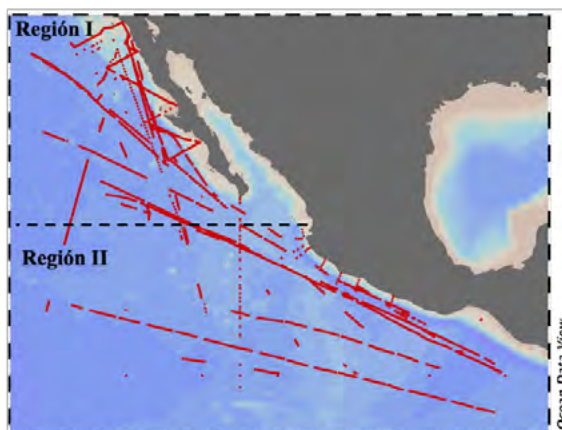


Figura 1. Área de estudio: Pacífico Mexicano (PM). La línea punteada horizontal negra indica la división del PM en: Región I, área de influencia de la Corriente de California y Región II, área con condiciones tropicales. Los puntos rojos indican las estaciones hidrográficas con mediciones de temperatura y salinidad superficiales obtenidas de 25 años de datos.

### Mediciones

Se recopiló información oceanográfica proveniente de diferentes repositorios que contenían datos de temperatura y salinidad en el PM de: la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA/Ocean Acidification Program (OAP; <https://www.ncei.noaa.gov/access/oads/>; NOAA, 2018); Global Ocean Data Analysis Project (GLODAP\_2020; <https://www.glodap.info/>; Lauvset *et al.*, 2021); Lamont -Doherty Earth Observatory (LDEO; <https://www.ldeo.columbia.edu/research/databases-repositories/>; Takahashi *et al.*, 2019) y Surface Ocean CO<sub>2</sub> Atlas (SOCAT; <https://www.socat.info/>; Bakker *et al.*, 2016).

### *Información satelital*

La información de temperatura satelital (TSM) dentro del periodo 2002-2021, se obtuvo del sensor MODIS-Aqua (NASA, 2018), con desviación estándar del producto de  $<0.03^{\circ}$  C, la temporalidad fue diaria con resolución espacial de 4x4 km.

Los datos satelitales de salinidad se obtuvieron del sensor Soil Moisture and Ocean Salinity satellite (SMOS) de la plataforma de productos The European Space Agency, que tiene una desviación estándar del producto  $\sim 0.2$  (Olmedo *et al.*, 2017; Olmedo *et al.*, 2021). Los datos de salinidad superficial satelital (SSS) tuvieron resoluciones espacio-temporales por día a  $\frac{1}{4}^{\circ}$  de 2011 a 2021.

### *Estacionalidad*

Los datos de TSM y SSS fueron promediados por mes y se obtuvieron las climatologías estacionales: invierno (enero - marzo), primavera (abril - junio), verano (julio - septiembre) y otoño (octubre - diciembre) de cada variable. El procesamiento de datos se efectuó en el programa Matlab; mientras que, los mapas climatológicos se elaboraron en el software Ocean Data View (ODV, Schlitzer, 2021). Una vez que se obtuvieron los promedios estacionales de TSM y SSS, se describieron sus variaciones latitudinales y los agentes forzantes que propiciaron los cambios a través de las diferentes escalas espacio-temporales.

## **Resultados y Discusión**

El cálculo de las climatologías de TSM y SSS mostraron que las condiciones termohalinas del PM presentan heterogeneidad en su distribución espacio-temporal; al norte, aguas de tipo subártico, frías y menor salinidad, de la Corriente de California; más al sur en las costas al sur de Sinaloa, aguas de transición producto de la mezcla de aguas de salinidad alta del Golfo de California que se encuentran con el agua cálida tropical proveniente del ecuador y en la porción sureste del PM, aguas tropicales. Estas condiciones cambian latitudinalmente en el PM por las variaciones temporales de la circulación de masas de agua superficiales. Los resultados termohalinos mostraron los cambios en la extensión y retracción del Agua de la Corriente de California (ACC) en primavera-verano, así como la dirección del flujo como lo describió Durazo (2015).

Los valores de TSM variaron estacionalmente en la porción noroeste del PM; el área entre los  $22.5^{\circ}$  -  $33^{\circ}$  N presentó valores entre  $12^{\circ}$  y  $22.5^{\circ}$  C en invierno y primavera (Figura 2a), cuando se intensificó el flujo de ACC hacia el ecuador. Mientras que en verano y otoño, el flujo de la ACC se debilita y la temperatura alcanzó un máximo de  $27.5^{\circ}$  C, producto de la presencia de Agua Tropical Superficial (ATS) con dirección como resultado del flujo hacia el polo. La dinámica estacional descrita anteriormente, se puede visualizar observando el desplazamiento latitudinal de la isoterma de  $20^{\circ}$ C hacia el sur en invierno-primavera y con la retracción al norte durante verano-otoño.

En tanto, la porción tropical se caracterizó por la presencia de ATS, con temperaturas promedio bajas en invierno y otoño ( $\sim 25^{\circ}$  -  $27^{\circ}$  C) y cálidas en primavera-verano ( $\sim 30^{\circ}$  C) (Figura 2b), donde la isoterma de  $28^{\circ}$ C delimitó las áreas norte de agua cálida del sur. Sin embargo, durante otoño-invierno, una

condición única en la Región II es la presencia de los vientos tehuanos en el Golfo de Tehuantepec (GT), los cuales son de tipo inercial (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Coronado-Álvarez *et al.*, 2023), lo que provocó temperaturas superficiales más bajas ( $\sim 26^{\circ}\text{C}$ ) en el área de influencia, con respecto a las zonas adyacentes con temperatura más cálida ( $\sim 30^{\circ}\text{C}$ ) (Figura 2b).

Los datos de SSS evidenciaron también la variación estacional con la influencia de la ACC flujo hacia el sur o la incursión del ATS hacia el polo. Durante la influencia del agua del subártico se registraron las salinidades más bajas en primavera e invierno (aprox.  $\sim 33.2$ ) en latitudes menores ( $\sim 25^{\circ}\text{N}$ ; Figura 3a). En tanto que la influencia del Agua Tropical Superficial fue perceptible hasta los  $27^{\circ}\text{N}$  en verano ( $34.2$  unidades de salinidad), lo cual concuerda con la presencia de aguas más cálidas reportadas en esta época (Figura 3a).

Con respecto a la porción sureste del PM, la influencia del ATS se mantuvo en las cuatro épocas del año. Aunque con salinidades mayores a 34 entre los  $\sim 15^{\circ}$  y  $\sim 22^{\circ}\text{N}$ ; cabe señalar que entre Cabo Corrientes y Cabo San Lucas, se presentaron condiciones más salinas ( $34.75$ ), lo cual denota la formación de agua de transición (Atr) producto de la mezcla del ATS, Agua del Golfo de California (AGC) y ACC (Figura 3b). Mientras que, por debajo de los  $\sim 15^{\circ}\text{N}$ , se observaron salinidades más bajas ( $33.5$ ) por el efecto de índices de precipitación altos. Asimismo, donde se ubica el GT, se observó SSS promedio mayor ( $\sim 33.75$ ) que el área circundante ( $\sim 33.5$ ) en otoño e invierno, ya que al desplazarse agua hacia fuera de la costa por el mecanismo de los tehuanos, surge de mayor profundidad y más salina, Agua Subsuperficial Suptropical (ASsSt) (Figura 3b).

En la porción sureste del PM la temperatura aumentó homogéneamente en la porción tropical en verano ( $>30^{\circ}\text{C}$ ; Figura 2b), resalta la influencia estacional (otoño-invierno) de los vientos tehuanos que conforman una condición única en el GT, donde se detecta la influencia en superficie de las propiedades físicas y químicas de ASsSt como lo reporta Chapa-Balcorta *et al.*, (2015). De acuerdo con Fiedler *et al.* (2013) y Coronado-Álvarez *et al.* (2023), la estratificación juega un papel importante, ya que en esta región es mayor, y es modificada estacionalmente por los vientos tehuanos. Es preciso señalar que la presencia de agua de menor salinidad (Figura 3b), al sur de esta región, se debió a la influencia de índices de precipitación mayores.

Por tanto, la dinámica oceanográfica del PM se encuentra modulada por procesos advectivos que varían de manera estacional, con la presencia de masas de agua diferentes y con cambios en la temperatura superficial. Lo que sugiere se explore en otras escalas espacio-temporales para describir de forma minuciosa los cambios latitudinales y los procesos de costa-océano que influyen en los cambios citados en este trabajo.

Lo anterior permite tener una visión más amplia de lo que está ocurriendo en aguas mexicanas, y a su vez sentar las bases para su aplicación en otras líneas de investigación vg., como el uso de la salinidad como trazador para su aplicación en la formulación de algoritmos empíricos en la determinación de variables del sistema de carbonatos que están correlacionadas, como la alcalinidad total.

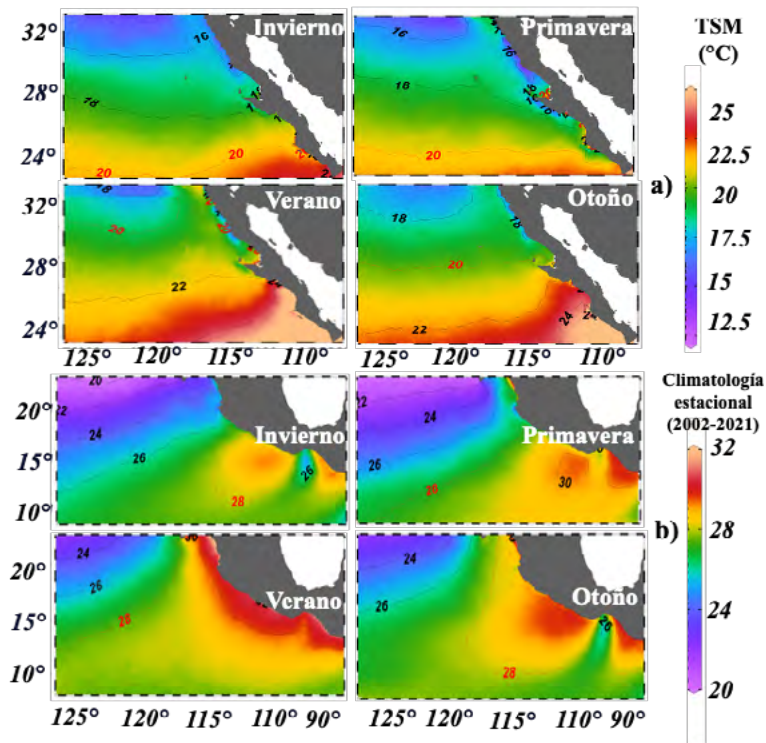


Figura 2. Distribución estacional de la temperatura superficial del mar satelital (TSM) con datos diarios del sensor MODIS-Aqua, resolución espacial de 4x4 km en el periodo 2002-2021. a) Región I, área de influencia del agua del subártico y b) Región II, área influenciada por el agua tropical superficial.

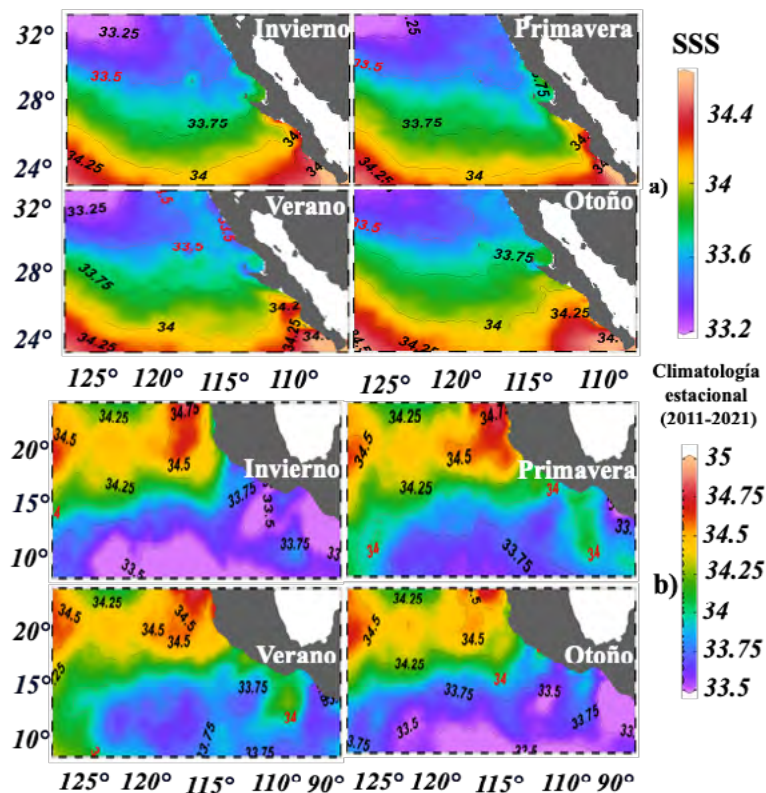


Figura 3. Distribución estacional de la salinidad superficial del mar satelital (TSM) con datos diarios del sensor Soil Moisture and Ocean Salinity satellite (SMOS) de la plataforma de productos The European Space Agency. Resoluciones espacio-temporales por día a 1/4° de 2011 a 2021. a) Región I, área de influencia del agua del subártico y b) Región II, área influenciada por el agua tropical superficial.

## Conclusiones

El uso de información satelital que es de acceso libre y costo bajo, es una herramienta clave para la descripción de los cambios a través del tiempo, disciriendo las variaciones espaciales e identificando los agentes forzantes de cambio. Por lo que el uso de datos de temperatura y salinidad satelitales es un campo poco explorado en México, siendo así una oportunidad para su uso y aplicación en otras áreas y/o problemas *vg.*, cambio climático y acidificación del océano.

## Agradecimientos

El primer autor fue apoyado con una beca del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT) para una estancia postdoctoral en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC). LEC recibió Estímulos al Desempeño del Investigador (EDI), y becas del Comité de Operación y Fomento de Actividades Académicas (COFAA) del Instituto Politécnico Nacional. Agradecemos a la Coordinación de la Investigación Científica (CIC) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por la aprobación y apoyo para realizar los cruceros oceanográficos MareaR-IX, X, y XI a bordo del R/V El Puma.

## Literatura citada

- Bakker, D. C., B. Pfeil, C. S. Landa, N. Metzl, K. M. O'Brien, A. Olsen, K. Smith, C. Cosca, S. Harasawa, S. D. Jones, S. Nakaoka, Y. Nojiri, U. Schuster, T. Steinhoff, C. Sweeney, T. T. Takahashi, B. Tilbrook, C. Wada, R. H. Wanninkhof, S. R. Alin, C. F. Balestrini, L. Barbero, N. R. Bates, A. A. Bianchi, F. Bonou, J. Boutin, Y. Bozec, E. F. Burger, W. J. Cai, R. D. Castle, L. Chen, M. Chierici, K. Currie, W. Evans, C. Featherstone, R. A. Feely, A. Fransson, C. Goyet, N. Greenwood, L. Gregor, S. Hankin, N. J. Hardman-Mountford, J. Harlay, J. Hauck, M. Hoppema, M. P. Humphreys, C. W. Hunt, B. Huss, J. S. P. Ibáñez, T. Johannessen, R. Keeling, V. Kitidis, A. Körtzinger, A. Kozyr, E. Krasakopoulou, A. Kuwata, P. Landschützer, S. K. Lauvset, N. Lefèvre, C. Lo Monaco, A. Manke, J. T. Mathis, L. Merlivat, F. J. Millero, P. M. S. Monteiro, D. R. Munro, A. Murata, T. Newberger, A. M. Omar, T. Ono, K. Paterson, D. Pearce, D. Pierrot, L. L. Robbins, S. Saito, J. Salisbury, R. Schlitzer, B. Schneider, R. Schweitzer, R. Sieger, I. Skjelvan, K. F. Sullivan, S. C. Sutherland, A. J. Sutton, K. Tadokoro, M. Telszewski, M. Tuma, S. M. Van Heuven, D. Vandemark, B. Ward, A. J. Watson and S. Xu. 2016. A multi-decade record of high-quality  $fCO_2$  data in version 3 of the Surface Ocean  $CO_2$  Atlas (SOCAT), *Earth System Science Data*, 8, 383–413, [doi.org/10.5194/essd-8-383-2016](https://doi.org/10.5194/essd-8-383-2016), <http://www.earth-syst-sci-data.net/8/383/2016/>, <https://www.socat.info/>
- Bigg, G.R., Kilworth PD. 1988. Conservative Tracers and the Ocean Circulation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 325, 177-187. <https://www.jstor.org/stable/i202815>
- Chapa-Balcorta C., J. M. Hernández-Ayón, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin and A. López-Pérez. 2015. Influence of post-tehuano oceanographic processes in the dynamics of the  $CO_2$  system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico, *J. Geophys. Res.-Ocean.* 120,7752–7770. [doi.org/10.1002/2015JC011249](https://doi.org/10.1002/2015JC011249)
- Coronado-Álvarez, L. L. A., J. M Hernández-Ayón, J. A. Delgado-Contreras, R. Durazo, T. L. Espinosa-Carreón, O. Norzagary-López, R. Sosa-Ávalos and C. Chapa-Balcorta. 2023. Variability of  $pCO_2$  and  $fCO_2$  in the Mexican Pacific during 25 years. *J. Mar. Sys.* 103853. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103853>
- Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California. *JGR Oceans.* [doi.org/10.1002/2014JC010405](https://doi.org/10.1002/2014JC010405)
- Flores-Morales, A. L., A. Parés-Sierra and S.G. Marinone. 2009. Factors that modulate the seasonal variability of the sea surface temperature in the Eastern Tropical Pacific. *Geofísica Internacional* 48: 337-349.
- NOAA. 2018. Ocean Acidification Data Stewardship (OADS). OADS project comes from NOAA/OAR/Ocean Acidification Program (OAP) and NOAA/NESDIS/National Centers for Environmental Information (NCEI)). <https://www.ncei.noaa.gov/access/oads/> Consultado Mayo 2021.
- Olmedo, E., J. Martínez, A. Turiel, J. Ballabrera-Poy and M. Portabella. 2017. Dibiased non-Bayesian retrieval: A novel approach to SMOS Sea Surface Salinity. *Rem. Sens.of Env.* 193, 103-126. [doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.023](https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.023)
- Olmedo, E., C. González-Haro, N. Hoareau, M. Umbert, V. González-Gambau, J. C. Martínez, Gabarró and A. Turiel. 2021. Nine years of SMOS sea surface salinity global maps at the Barcelona Expert Center. *ESSD* 13, 857-888. [doi.org/10.5194/essd-13-857-2021](https://doi.org/10.5194/essd-13-857-2021)
- Schlitzer, R. 2021. Ocean Data View. <https://odv.awi.de>, 2021.
- Srivastava, P. E., V. Pandey, S. Suman, M. Gupta and T. Islam. 2016. Available Data Sets and Satellites for Terrestrial Soil Moisture Estimation. En: Prashant K. Srivastava, George P. Petropoulos, Yann H. Kerr (Eds). *Satellite Soil Moisture Retrieval*, Elsevier, pp-29-44, ISBN 9780128033883, [doi.org/10.1016/B978-0-12-803388-3.00002-4](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803388-3.00002-4).

## 4.2. Estacionalidad en los FCO<sub>2</sub> en la región de las grandes islas del Golfo de California

**Paredes-Hernández Jonathan D.<sup>1,\*</sup>; Hernández-Ayón José M.<sup>2</sup>; Coronado-Álvarez Luz L. A.<sup>2</sup> y Norzagaray-López Carlos O.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Posgrado en oceanografía costera, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fracc. Playitas, Ensenada, Baja California, C.P. 22860

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fracc. Playitas, Ensenada, Baja California, C.P. 22860

\*Autor para correspondencia: David.peredes@uabc.edu.mx

### Resumen

El océano es considerado como un gran sumidero de CO<sub>2</sub>. Bajo este esquema, es por tanto de gran interés dilucidar los procesos de mesoescala y submesoescala que influyen en la red de cambios espacio-temporales a los que se ve expuesto el sistema del CO<sub>2</sub> en los mares mexicanos. El objetivo del trabajo es comprender el efecto de la estacionalidad en los flujos de CO<sub>2</sub> en la región de las grandes islas (RGI) del Golfo de California. Para llevar a cabo esto, se emplearon los datos compilados durante tres campañas oceanográficas en la región de umbrales. Históricamente se ha estipulado que la RGI es una fuente continua de CO<sub>2</sub> hacia la atmósfera. Los resultados obtenidos señalan que, si bien la región es una fuente de CO<sub>2</sub>, dicho estado no es permanente durante todas las épocas del año. En este trabajo se observó un marcado efecto estacional en las variables del sistema del CO<sub>2</sub> y en los FCO<sub>2</sub>. Los flujos de CO<sub>2</sub> presentaron un comportamiento estacional, encontrando que los flujos más altos fueron durante el invierno, época en la cual la presencia del Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) fue mayor en superficie y con la pCO<sub>2(mar)</sub> mayor. **Hacia el verano, las magnitudes del flujo disminuyeron.** La región fue fuente durante el invierno, presentando flujos máximos de 9.6 mmol Cm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> y mínimos de 6 mmol Cm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> a lo largo de toda la región de estudio. En primavera y verano, la región presentó zonas en equilibrio y zonas fuentes con 1-2 mmol Cm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** *pCO<sub>2</sub>; Química del CO<sub>2</sub>;*

### Abstract

The ocean is considered a major sink for CO<sub>2</sub>. Within this framework, it is therefore of great interest to elucidate the mesoscale and submesoscale processes that influence the spatial-temporal network of changes to which the CO<sub>2</sub> system in Mexican seas is exposed. The objective of this work is to understand the effect of seasonality on CO<sub>2</sub> fluxes in the region of the Midriff Islands (MI) in the Gulf of California. To accomplish this, data collected during three oceanographic campaigns in the threshold region were used. Historically, the MI has been identified as a continuous source of CO<sub>2</sub> in the atmosphere. The results obtained in this study indicate that, while the region is a CO<sub>2</sub> source, this state is not permanent throughout all times of the year. A marked seasonal effect on the CO<sub>2</sub> system variables and CO<sub>2</sub> fluxes was observed in this work. CO<sub>2</sub> fluxes exhibited seasonal behavior, with the highest fluxes occurring during winter, a period when the presence of StSsW was greater at the surface, along with higher pCO<sub>2(mar)</sub>. Toward summer, the magnitudes of the fluxes decreased. The region acted as a source during winter, with maximum fluxes of 9.6 mmol Cm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> and minimums of 6 mmol Cm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> throughout the entire study area. In spring and summer, the region exhibited areas in balance and source areas with 1-2 mmol Cm<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

**Key words:** *pCO<sub>2</sub>; Chemistry of CO<sub>2</sub>;*

## Introducción

Los estudios llevados a cabo en el Golfo de California (GC), relacionados con el sistema del CO<sub>2</sub>, son pocos. El primero de todos lo llevó a cabo Gaxiola Castro *et al.* (1978), quienes realizaron un muestreo espacial, midieron la variación del pH, alcalinidad total (AT) y derivaron el carbono inorgánico disuelto (CID). Determinaron que durante la primavera se presentaron los valores más bajos de pH y CID superficial de hasta 8.0-8.1 y 2100 μmol kg<sup>-1</sup>, respectivamente, en la región de las grandes islas (RGI). Zirino *et al.* (1997) emplearon la relación pH-temperatura detectada por Zirino y Lieberman (1985) y estimaron la presión parcial de CO<sub>2</sub> en el agua (pCO<sub>2</sub>) a partir de imágenes satelitales de temperatura y pH medido *in situ*. Hidalgo-González *et al.* (1997) estudiaron el transporte vertical de CID, asociándolo con las mareas post vivas y post muertas. Montes-Hugo *et al.* (1998) analizó los flujos de CO<sub>2</sub> en la interfase océano atmósfera (FCO<sub>2</sub>) en la región norte del golfo (Alto Golfo) durante el invierno, encontraron que estos se mantuvieron en equilibrio. En 1996 Hernández-Ayón *et al.* (2007a) describieron la variabilidad del CID en el GC, utilizaron muestras recolectadas durante la campaña oceanográfica MEGAMARCO I, se midió AT y CID, así como salinidad, pH y fosfato. Siendo la primera vez que se realizaban un muestreo discreto de AT y CID. En este estudio, se reportó que la distribución vertical del CID en la Región de las Grandes Islas (RGI) se hallaba asociada a un proceso de mezcla. Siguiendo esta línea de investigación, Hernández-Ayón (2007b) describió las variaciones en la intensidad de mezcla vertical en las grandes islas para el invierno del 2002. Estos autores, usaron los datos generados por la campaña Umbrales I, donde se identificó la importancia del Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) y el Agua del Golfo de California (AGC) en combinación con la mezcla vertical para modular las concentraciones del CID en la zona (Hernández-Ayón *et al.*, 2007; Espinoza-Carreón and Escobedo-Urías, 2017). Una vez planteado el paradigma que presenta la mezcla vertical modulando el CID en la RGI, Hernández-Ayón *et al.* (2013) estimó el efecto y la variabilidad espacio-temporal de la dinámica de las masas de agua sobre el CID en la RGI, donde registraron valores altos de pCO<sub>2</sub> y CID, de hasta 800 μatm y 2300 μmolkg<sup>-1</sup>, respetivamente; así como salinidades y pH bajos, de hasta ~7.7 y 35, correspondientemente. Se encontró que el ASsSt fue una fuente que enriqueció con CID las aguas superficiales en la RGI. Dicho enriquecimiento fue modulado por el volumen de mezcla que tuvo el ASsSt con el AGC, este proceso se vio afectado por la estacionalidad. Se reportó que dicho volumen de mezcla fue mayor en invierno y disminuyó hacia el verano. Por lo cual los autores concluyeron que el ASsSt y el AGC, en conjunto con la mezcla vertical de marea, controlaron la concentración de CID en la región.

Con lo anterior en mente, resulta necesario describir con detalle los procesos que controlan la variabilidad espacial y temporal de las variables que componen el sistema del CO<sub>2</sub>. Así como cuantificar los reservorios y FCO<sub>2</sub>, lo cual fue el objetivo de este estudio.

## Materiales y métodos

Los datos empleados de salinidad, temperatura, CID y AT *in situ* se obtuvieron en una red de 30 estaciones durante la serie de campañas oceanográficas Umbrales I-II-II, financiadas por el proyecto "Umbrales G33464-T". Dichas colectas fueron realizadas a bordo del buque oceanográfico Francisco de Ulloa (Figura 1), durante marzo 2002 (invierno), mayo 2003 (primavera) y septiembre 2004 (verano). Durante el recorrido de las tres campañas oceanográficas se realizaron lances de CTD (Sea-Bird 911 Plus, SBE, EUA); en 26 de las estaciones mencionadas. Adicionalmente, se realizaron lances de botellas Niskin para toma de muestras discretas para el análisis del sistema de los carbonatos. El CID de las muestras del crucero Umbrales I se midieron a bordo de la embarcación utilizando la técnica de titulación potenciométrica descrita por Hernández-Ayón *et al.* (1999). Las medidas de CID de las muestras

obtenidas durante las campañas Umbrales II y III se midieron utilizando un sistema coulométrico en Scripps Institution of Oceanography de la Universidad de California. A raíz de estas mediciones, se calibraron los datos obtenidos durante Umbrales I, el marco de precisión obtenido para los datos generados por potenciometría fue de  $\pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$  y los generados mediante la técnica de coulombimetría fue de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$  (Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

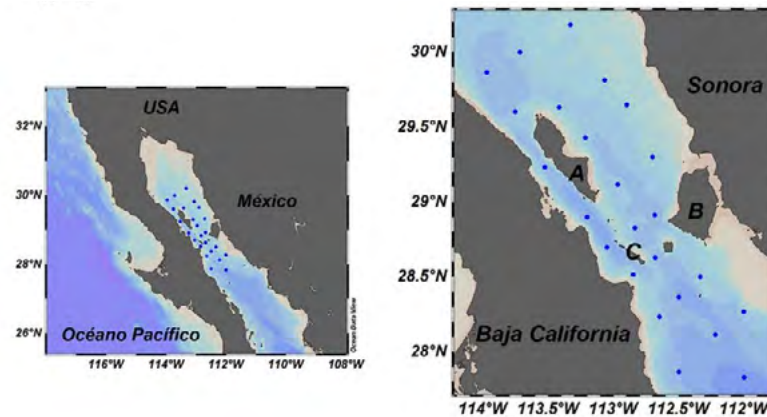


Figura 1: Mapa de la zona de estudio. El panel de la derecha muestra la Isla tiburón (IT, B), Isla Ángel de la Guarda (IAG, A) e Isla San Lorenzo (ISL, C). Los puntos azules corresponden a las estaciones de muestreo realizadas durante las campañas Umbrales I, II y II. Llevadas a cabo durante marzo 2002, mayo 2003 y septiembre 2004.

Los valores de viento superficial ( $U_{10}$ ;  $\text{m s}^{-1}$ ) empleados se obtuvieron de la base de datos Copernicus (<https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/home>). Estos datos están modelados cada hora durante todos los días correspondientes a los meses de marzo 2002, mayo 2003 y septiembre 2004. Esta información es derivada de sensores remotos para toda la región y son generados mediante el motor ERA5, el cual proporciona estimaciones de datos de reanálisis por hora en una cuadrícula de  $30 \times 30 \text{ km}$  de resolución, para esto emplean observaciones *in situ* y datos satelitales. Se utilizaron los valores promedio de vientos diurnos (06:00-18:00 horas) durante los días de muestreo. La  $\text{pCO}_2$  se calculó a través del programa  $\text{CO}_2\text{Sys}$  (Lewis y Wallace, 1998), utilizando los parámetros de CID y AT medidos *in situ* durante las campañas Umbrales, junto a temperatura, salinidad y profundidad. El  $\Delta\text{pCO}_2$  se estimó mediante la diferencia del valor estimado de  $\text{pCO}_2$  y el valor de  $\text{pCO}_{2(\text{aire})}$  de  $374.4 \mu\text{atm}$ , promedio anual atmosférico para el periodo de estudio, calculado por el laboratorio de monitoreo de la NOAA en Mauna Loa.

Los flujos de  $\text{CO}_2$  se calcularon utilizando la ecuación de Liss y Mervilat (1986), haciendo uso del coeficiente de transferencia del gas ( $\text{CO}_2$ ) estimado por Wanninkhof (2014).

$$FCO_2 = kK_0(\Delta pCO_2)$$

Donde  $k$  es la velocidad de transferencia del gas que se encuentra parametrizada como  $k=0.251 * u^2 * (Sc/660)^{-0.5}$  donde  $u$  es la velocidad del viento ( $\text{m s}^{-1}$ ) y  $Sc$  es el número de Schmidt (coeficiente entre la viscosidad cinemática y la difusividad de masa, en función de la temperatura) y  $K_0$  denota la solubilidad del  $\text{CO}_2$  en el agua y el  $\Delta\text{pCO}_2$  describe la diferencia entre las presiones parciales del  $\text{CO}_2$  en el océano y la atmósfera (Wanninkhof, 2014).

## Resultados y Discusión

Las principales características que presenta la RGI del GC es la presencia marcada del AGC en toda la capa superficial (Lavin y Marinone, 2003), así como una mezcla vertical fuerte propiciada por un intervalo amplio de mareas y un patrón de vientos alternante para condiciones de invierno y verano. Estos forzantes físicos (muy posiblemente una combinación de ellos) llevan ASsSt a la superficie y a su vez modifican la composición química de las aguas superficiales. Siguiendo esta línea de pensamiento, los cambios de temperatura-salinidad que se observan en la superficie y el hecho de que la columna de agua



se estratifique o se mezcle, indican que la composición en la estructura vertical cambia estacionalmente. Estos cambios estructurales propiciados por la estacionalidad se rigen por la proporción en la que se mezclan el AGC y el ASsSt, por ende, afecta las concentraciones de AT y CID en la región de estudio (Hernández-Ayón *et al.*, 2013).

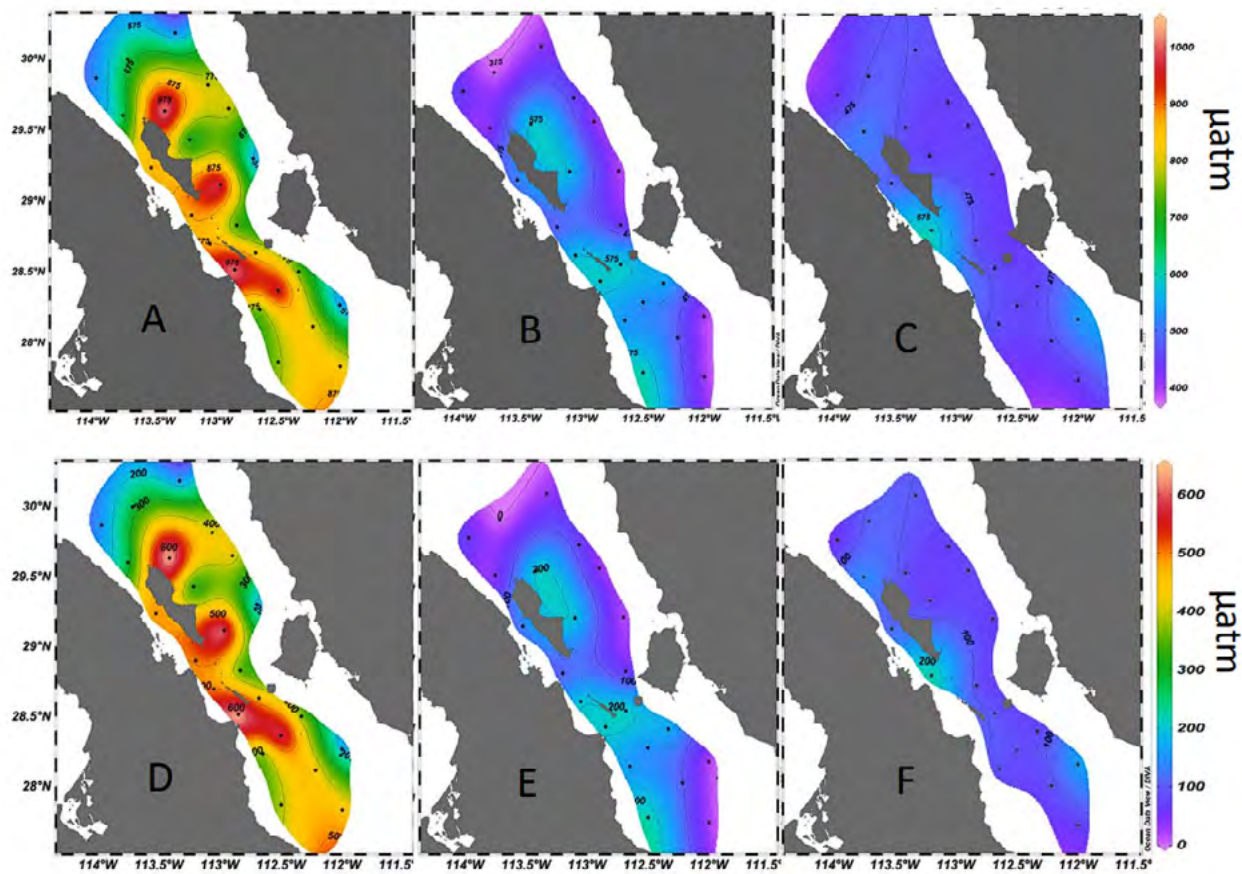


Figura 2: Presión parcial de bióxido de carbono en el océano ( $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$ ,  $\mu\text{atm}$ ; A, B y C) y diferencia de presiones parciales del agua y el aire ( $\Delta p\text{CO}_2$ ,  $\mu\text{atm}$ ; D, E y F) en la RGI del Golfo de California durante invierno 2002(A,D), primavera 2003(B,E) y verano 2004(C,F).

La mezcla vertical intensa ocasionada por los forzamientos de mareas y la presencia de temperaturas superficiales bajas, mantienen una capa de agua mezclada, lo que afecta la presencia de agua subsuperficial con concentraciones altas de CID y valores de  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$  altos. Esto, al combinarse con vientos “intensos”, favorece que el sistema marino sea fuente de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera. Al reconocer como los forzamientos físicos modifican la cantidad de  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$  y CID disponible en superficie, observamos la modificación paulatina de las propiedades superficiales en la región (Figura 2). Es por esto que la proporción de mezcla que presenta el ASsSt y AGC moduló de manera directa los  $\text{FCO}_2$  en la región. Los niveles de  $p\text{CO}_2$  altos registrados en la zona a lo largo de los años fueron descritos por Hidalgo-González *et al.* (1997), Zirino *et al.* (1997) y Hernández-Ayón (2007b), los cuales refieren a la zona como una fuente de  $\text{CO}_2$ , reportando valores de  $p\text{CO}_2$  superiores a los  $500 \mu\text{atm}$  en las aguas superficiales circundantes a las zonas de Isla Ángel de la Guarda e Isla Tiburón. Los  $\text{FCO}_2$  obtenidos en este estudio corroboran que la zona es una fuente de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera (Figura 3A). Pero la condición de fuente no prevaleció durante todo el año, si bien durante la época de invierno la región denotó ser fuente, en la época de primavera y verano (Figuras 3B y 3C), la región presentó un amplio dinamismo espacial y temporal. En la primavera se detectaron zonas en equilibrio en la parte norte y sur de la región de estudio, y solamente dos centros de emisión con  $1 \text{ C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , lo cual es opuesto a lo que se ha reportado Álvarez-Borrego (2008), lo cual nos indica que en la temporada de primavera la región parece encontrarse en

equilibrio con la atmósfera, lo cual es contrario a lo que se suele mencionar respecto a la región. En verano fue una época “peculiar”, puesto que, a pesar de presentar en la parte central de la región de estudio, valores muy cercanos al equilibrio en la parte norte y sur se calcularon flujos de  $\text{CO}_2$  de hasta  $2 \text{ mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Lo anterior debido a magnitudes de viento mayores en las zonas cercanas a las islas Ángel de la Guarda y Tiburón, las cuales han sido reportadas anteriormente (Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991). Durante el verano, los valores superficiales de  $\Delta p\text{CO}_2$  (Figura 3C) fueron los más bajos, pero sumados a los vientos ( $>5 \text{ m s}^{-1}$ ) que se tienen en la región provenientes del sureste, favoreció que los flujos fueran de  $2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Esto contrasta con los valores reportados por Hidalgo *et al.* (1997), quienes calcularon flujos de  $23 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en las áreas circundantes a la isla San Lorenzo durante julio (principios de verano) de 1990. Dichos valores hacen referencia a estaciones de colecta ubicadas en el Canal de Ballenas (lado oeste de la isla). Estos flujos altos se debieron a la presencia de vientos con una magnitud de  $25 \text{ m s}^{-1}$ . Es importante tomar en cuenta el método utilizado por Hidalgo *et al.* (1997) para calcular la  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$ . Ellos estimaron la  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$  mediante mediciones *in situ* de pH y la alcalinidad específica estimada con mediciones de salinidad. Ellos utilizaron una alcalinidad específica de  $0.120 \text{ meq kg}^{-1} \text{ ‰}$ . Mientras que, en este estudio, los cálculos se llevaron a cabo mediante mediciones directas de CID y AT, con las cuales se derivaron los valores del  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$ .

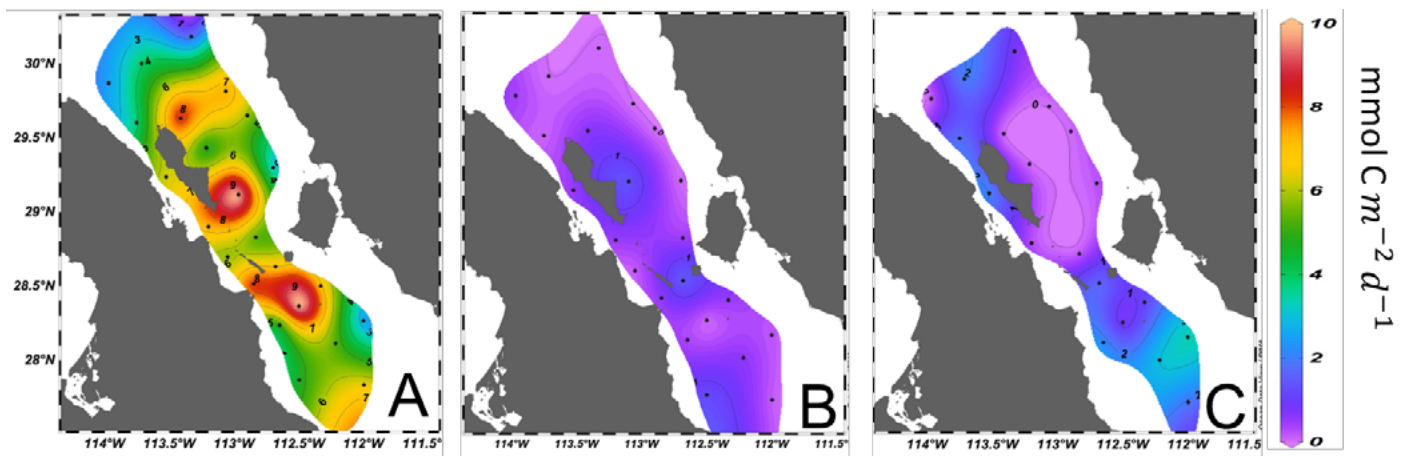


Figura 3: Flujos de bióxido de carbono en la interfase océano atmósfera ( $\text{FCO}_2$ ;  $\text{mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Durante invierno 2002(A), primavera 2003(B) y verano 2004(C) en la región.

## Conclusiones

Históricamente se ha estipulado que la RGI del GC es una fuente continua de  $\text{CO}_2$ . Los resultados obtenidos en este trabajo señalan que, si bien la región es una fuente de  $\text{CO}_2$ , dicho estado no es permanente durante todas las épocas del año. Presentando variabilidad temporal y espacial. En este trabajo se observó un marcado efecto estacional en las variables del sistema del  $\text{CO}_2$  y en los  $\text{FCO}_2$ . Los flujos de  $\text{CO}_2$  presentaron un comportamiento estacional. Encontrando los flujos más altos durante el invierno, época en la cual la presencia de ASsSt es mayor en superficie y la  $p\text{CO}_{2(\text{mar})}$  mayor. Hacia el verano, las magnitudes del flujo disminuyeron. La región fue fuente durante el invierno, presentando flujos máximos de  $9.6 \text{ mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y mínimos de  $6 \text{ mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  a lo largo de toda la región de estudio, en la primavera la región mostro zonas en equilibrio en la parte norte de Isla Ángel de la guarda y al sur de IT, así como flujos de  $1 \text{ mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en la parte central. Caso que se ve invertido en el verano, donde se detectaron flujos de  $1-2 \text{ mmol Cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en las zonas norte y sur, mientras que en el centro de la región se encuentra una amplia zona en equilibrio. Debido a que no existen trabajos previos sobre estimaciones de los  $\text{FCO}_2$  en la región, resulta complicado contrastar los resultados obtenidos. Se observó

que la región presentó estacionalidad marcada en las concentraciones de  $p\text{CO}_2(\text{mar})$ . La variable presentó sus valores máximos superficiales durante el invierno y mínimos hacia el verano.

## Referencias

- Álvarez-Borrego, S. and J. R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity on the Gulf of California. In: Dauphin JP, Simoneit B. (eds.), *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, pp. 555–567.
- Álvarez-Borrego, S. 2008. Oceanografía de la región de las grandes islas. In: Danemann G.D., Ezcurra E. (eds.), *Bahía de los Ángeles: recursos naturales and comunidad. Línea base 2007*. San Diego(CA): SEMARNAT, INE, Pronatura Noroeste A.C., San Diego Natural History Museum. p. 45–65.
- Espinoza-Carreón, T. L. and D. Escobedo-Urías. 2017. South region of the Gulf of California large marine ecosystem upwell-ing, fluxes of  $\text{CO}_2$  and nutrients. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.03.005>
- Gaxiola-Castro, G., S. Álvarez-Borrego y R. A. Shwartzlose. 1978. Sistema del bióxido de carbono en el Golfo de California. *Cienc. Mar.* 5: 25–40.
- Hernández-Ayón, J.M., A. Zirino-Weiss, F. Delgadillo-Hinojosa y S. Galindo-Bect. 2007a. Carbono inorgánico disuelto en el Golfo de California en condiciones de verano. pp45-57. Hernández-de-la-Torre, B. y Gaxiola-Castro, G. (Eds.) *Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales, Instituto nacional de ecología y CICESE. México DF.
- Hernández-Ayón, J.M., F. Delgadillo-Hinojosa, T. Camiro-Vargas y M. López-Mariscal. 2007b. Estudio de las variables del  $\text{CO}_2$  en la región de las grandes islas del golfo de California en condiciones de invierno. pp.59-73 Hernández-de-la-Torre, B. y Gaxiola-Castro, G. (Eds.) *Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. Secretaría de medio ambiente y recursos naturales, Instituto nacional de ecología y CICESE. México DF.
- Hernández-Ayón, J. M., C. Chapa-Balcorta, F. Delgadillo-Hinojosa, V. F. Camacho-Ibar, M. A. Huerta-Díaz, E. Santamaría-del-Angel, S. Galindo-Bect and 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. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i2.2243>
- Hidalgo-González, R. M., A. Zirino y S. Álvarez-Borrego. 1997. Mezcla en la región de las grandes islas del Golfo de California: efecto en la  $p\text{CO}_2$  superficial. *Ciencias Marinas*, 23(3), 317-327.
- Lavín, M.F. and S.G. Marinone. 2003. An Overview of the Physical Oceanography of the Gulf of California. In: Velasco Fuentes, O.U., Sheinbaum, J., Ochoa, J. (eds) *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-010-0074-1\\_11](https://doi.org/10.1007/978-94-010-0074-1_11)
- Lewis, E. and D. Wallace.1998. Program developed for  $\text{CO}_2$  system calculations. ORNL/CDIAC-105. Carbon Dioxide Inf. Anal. Cent. Oak Ridge Natl. Lab. US Dep.Of Energy. Oak Ridge. Tenn.
- Liss, P. and L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. In: Buart Menard P (ed.), *The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Reidel Publishing Company, Boston, pp. 113–127.
- Montes-Hugo, M.A., S. Alvarez Borrego y A. Zirino. 1998. The winter air-water  $\text{CO}_2$  net flux is not significant in the Gulf of California to the north of  $30^\circ\text{N}$ . *Cienc.Mar.* 29(4): 483–490.
- Wanninkhof, R. and K. Thoning. 1993. Measurement of fugacity of  $\text{CO}_2$  in surface water using continuous and discrete sampling methods. *Marine Chemistry*, 44(2-4), 189–204. doi:10.1016/0304-4203(93)90202
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited, *Limnol. Oceanogr. Methods*, 12, doi:10.4319/lom.2014.12.351.
- Zirino A., J.M. Hernández-Ayón, R.A. Fuhrman, S. Alvarez-Borrego, G. Gaxiola-Castro, R. Lara-Lara y R.L. Bernstein. 1997. Estimaciones superficiales de  $p\text{CO}_2$  en el Golfo de California a partir de mediciones continuas de pH e imágenes de satélite. *Cienc. Mar.* 23: 1–22.



### 4.3. Abundancias relativas de pterópodos y su relación con la acidificación en el Golfo de Tehuantepec durante marzo-abril de 2021

Arévalo-Bonilla Alejandro A.<sup>1</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia<sup>2,\*</sup>; López-Serrano Antonio<sup>2</sup>; García-Burciaga Hugo O.<sup>2</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ecología Marina, Universidad del Mar, Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oax., México C.P. 70902

<sup>2</sup> Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oax., México C.P. 70902

<sup>3</sup> Instituto mexicano de investigación en pesca y acuicultura sustentables (IMIPAS). Av. México 190, Del Carmen, Coyoacán, 04110 Ciudad de México, CDMX

\* Autor para correspondencia: cecilia\_chapa@aulavirtual.umar.mx

#### Resumen

El Golfo de Tehuantepec (GoT) es considerado un laboratorio natural para el estudio de la acidificación del océano, debido a la influencia de vientos del Norte llamados “Tehuanos” que causan un afloramiento del agua subtropical subsuperficial (AStSs), con un cambio en los valores de pH y carbono inorgánico disuelto (CID) de la masa de agua superficial tropical (AST). Este proceso físico provoca un descenso en el pH total ( $pH_T$ ). Se utilizaron muestras biológicas y de agua de la campaña oceanográfica (JCFINP/21-03) con el fin de evaluar si la abundancia de los pterópodos es afectada por  $pH_T$  menores a 7.8. Se reportan pH en la escala de iones totales y la alcalinidad total (AT) del agua de mar y estado de saturación de aragonita ( $\Omega_{arag}$ ). Las muestras biológicas, una vez preservadas se midieron se preservaron en alcohol del 70% y se hizo el conteo de pterópodos por medio de un microscopio estereoscópico Olympus SZ. Se obtuvieron valores de  $pH_T$  entre 7.7-7.9, CID de 2100-2275  $\mu\text{mol Kg}^{-1}$ ,  $\Omega_{arag}$  de entre 1 a 2.5 y estado de saturación de calcita ( $\Omega_{cal}$ ) de entre 2-3.8. La abundancia relativa de pterópodos Thecostomados (Euthecostomata) fluctuó entre 73% y 2% donde los máximos valores se encontraron en la zona costera y los mínimos valores en mar abierto.

**Palabras Clave:** CID;  $pH_T$ ; Tehuanos; Oaxaca, zooplancton, aragonita

#### Abstract

The Gulf of Tehuantepec (GoT) is considered a natural laboratory for the study of ocean acidification, due to the influence of northern winds called “Tehuanos” that cause an upwelling of subtropical subsurface water (StSsW), and changes on pH and dissolved inorganic carbon (DIC) values of the tropical surface water mass (TSW). This physical process causes a decrease in the pH ( $pH_T$ ). Biological and water samples from the oceanographic campaign (JCFINP/21-03) were used in order to evaluate whether the abundance of pteropods is affected by  $pH_T$  lower than 7.8. pH on the total ion scale and total alkalinity (TA) of seawater and saturation state of aragonite are reported. The biological samples, once preserved, were measured, preserved in 70% alcohol and the pteropods were counted using an Olympus SZ stereoscopic microscope.  $pH_T$  values between 7.7-7.9, CID of 2100-2275  $\mu\text{mol Kg}^{-1}$ , omega aragonite between 1 to 2.5 and omega calcite between 2-3.8 were obtained. The relative abundance of Thecostomado pteropods (Euthecostomata) fluctuated between 73% and 2% where the maximum values were found in the coastal zone and the minimum values in the open sea.

**Key words:** DIC;  $pH_T$ ; Tehuanos; Oaxaca, zooplankton, aragonite.

## Introducción

El aumento de la concentración de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) en la atmósfera desde la época de la revolución industrial (Chapa-Balcorta *et al.*, 2019a; Feely *et al.*, 2008a; Nordhaus, 1992), ha provocado la acidificación en los océanos (AO). El  $\text{CO}_2$  entra en contacto con el agua de mar, forma ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), convertido a iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3^{-1}$ ) e iones carbonato ( $\text{CO}_3^{-2}$ ) y en este proceso libera iones hidrogeno en el medio. Esto ha afectado a los organismos marinos, principalmente a los que tienen estructuras de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) debido a que éstas tienden a disolverse en condiciones de acidificación (Bednaršek *et al.*, 2021a; Clements y Hunt, 2017; Knecht *et al.*, 2023).

Este proceso ha sido caracterizado en el Golfo de Tehuantepec (GoT) en donde se presentan vientos intermitentes conocidos como Nortes o Tehuanos (velocidad  $>10 \text{ m s}^{-1}$ ). Esto ocurre de noviembre a marzo resultado de gradientes de presión entre el golfo de México y el GoT extendiéndose cientos de kilómetros mar adentro (Trasviña *et al.*, 1995). Estos vientos pueden generar un ascenso del AStSs y también crear un mezclado turbulento en los primeros 50 metros, con esto cambia las condiciones normales que la AST tiene de pH, temperatura, salinidad, carbono inorgánico disuelto (CID), etc. y al modificar el pH a valores más bajos se considera que se ha acidificado la zona. El  $\text{pH}_T$  promedio es de 8.2 (Orr *et al.*, 2005; Raven *et al.*, 2005), sin embargo, en el GoT se ha registrado valores de pH en la escala de agua de mar de hasta 7.5 (escala de agua de mar) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2019b).

Una consecuencia biológica de lo anterior, es la respuesta de los organismos ante procesos de acidificación. Entre ellos, los pterópodos, moluscos pelágicos de tamaño variable desde 1 mm a 1 cm aproximadamente, con un manto modificado y mucoso que se le conoce como alas donde se adhieren las partículas alimenticias (Lavaniegos, 2007). Estos organismos calcifican aragonita, una de las dos formas cristalinas del  $\text{CaCO}_3$ , la cual es más soluble que la calcita por tener un acomodo molecular rómbico en vez de hexagonal como la calcita (Álvarez-Borrego, 2007). El estado de saturación de este cristal se denomina omega aragonita ( $\Omega_{\text{arag}}$ ). Bednaršek *et al.* (2021b) han reportado efectos negativos en los pterópodos al ser sometidos a un medio acidificado y con una omega aragonita baja. Moya *et al.*, 2016 reportaron que los pterópodos se ven negativamente afectados en condiciones de  $\text{pH}_T < 8$ . Por esta característica se han propuesto como proxy en la AO (Bednaršek *et al.*, 2021b; Knecht *et al.*, 2023). Sin embargo, estos estudios han sido desarrollados en otras regiones del océano. Por lo anterior, este trabajo pretende evaluar si existe una relación entre la distribución espacial del pH y la abundancia de pterópodos thecostomados en el Golfo de Tehuantepec.

## Materiales y métodos

Se colectaron muestras de agua y zooplancton durante la campaña oceanográfica 2021 (JCFINP/21-03) a bordo del barco de investigación oceanográfica Dr. Jorge Carranza Fraser del Instituto Nacional de Pesca. Se colectaron datos de temperatura y salinidad mediante un CTD Idronaut 320 plus integrado en una roseta y equipado con sensores integrados y periféricos con una precisión en los sensores de conductividad, temperatura y presión, 0.001 mS/cm, 0.001°C y 0.01% FS, respectivamente. Las muestras biológicas se colectaron mediante el uso de una red Bongo de 70 cm de diámetro con dos redes cónicas de 4 metros de longitud de 300 y 505  $\mu\text{m}$  de luz de malla respectivamente. La máxima profundidad de estos arrastres fue hasta 200 metros, donde la batimetría lo permitió, para el zooplancton capturado en la red de 300  $\mu\text{m}$  fue conservado en alcohol al 96%, mientras que las muestras de la red de 500  $\mu\text{m}$  fueron fijadas en formaldehído al 4 % amortiguado con borato de sodio, ambas en contenedores de plástico debidamente etiquetados. Luego de 48 horas se cambió el fijador del formaldehído a alcohol del 70%.

Las muestras de agua se colectaron por medio de botellas Niskin y posteriormente se pasaron a botellas de borosilicato de sodio con tapón esmerilado previamente lavadas, se fijaron con 200  $\mu\text{L}$   $\text{HgCl}_2$ , se utilizó grasa Apiezon en el tapón de las botellas y se usaron ligas para sellarlas con el fin de evitar el intercambio de  $\text{CO}_2$  con la atmósfera. Posteriormente las muestras fueron analizadas en el Laboratorio

de Biogeoquímica Marina de la Universidad del Mar. El pH se midió mediante el método de tinción por púrpura de m-Cresol (Procedimiento operativo estándar [SOP] 6b, Dickson, 2007) con una precisión de  $\pm 0.001$  y de exactitud  $\pm 0.003$  con ayuda de un espectrofotómetro Lambda XLS. La Alcalinidad Total (AT) se realizó mediante la titulación potenciométrica de celda abierta (Dickson *et al.*, 2007, SOP 3b) por medio de material de referencia certificado provisto por el Dr. Andrew Dickson del Scripps Institution of Oceanography con una precisión de  $\pm 3 \mu\text{moles km}^{-1}$  y una exactitud de  $\pm 3 \mu\text{moles km}^{-1}$  por medio de una unidad de dosificación de líquidos 848 Titrino. Posteriormente se utilizó el programa CO<sub>2</sub>Sys (Lewis y Wallace 1998) para el cálculo del  $\Omega_{\text{arag}}$ , estado de saturación de calcita (omega calcita,  $\Omega_{\text{cal}}$ ) y pH<sub>T</sub>.

## Resultados y discusión

Se presentan resultados preliminares correspondientes a un transecto localizado en el centro del GoT. Está compuesto de cuatro estaciones de muestreo de la 43 a la 46 (Figura 1). El muestreo se hizo durante un evento de vientos tehuanos.

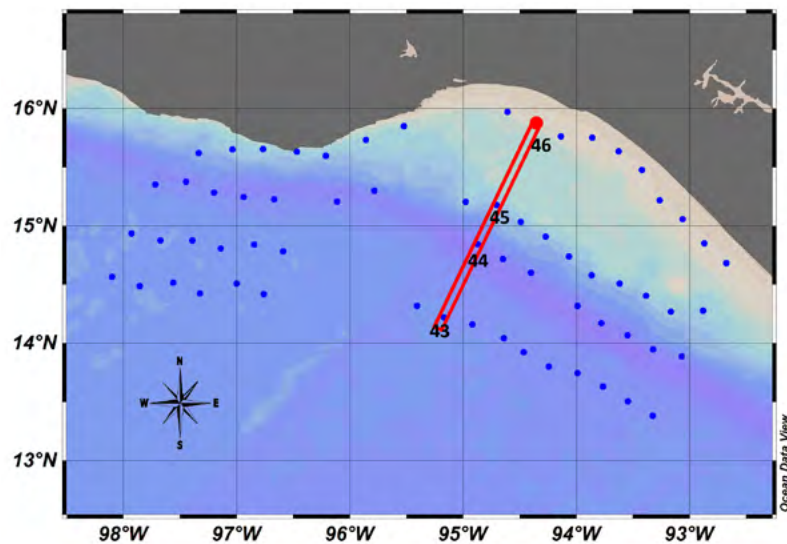


Figura 1. Mapa de las estaciones del crucero JCFINP/21-03 GoT.

El intervalo de CID (Figura 2a) registrado en este transecto fue de 2013-2275  $\mu\text{mol Kg}^{-1}$  en los primeros 100 m de profundidad. Estos valores son ligeramente mayores a los reportados por Chapa-Balcorta *et al.* (2019) de 2200  $\mu\text{mol Kg}^{-1}$ , y por lo reportado por Chapa-Balcorta *et al.* (2015), quienes encontraron valores de CID de 2252-2268  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  para la AStSs.

Los valores de pH<sub>T</sub> variaron entre 7.9 y 7.7 en los primeros 100 m (Figura 2b). Estos valores se encontraron dentro del intervalo reportado por Chapa-Balcorta *et al.*, 2019, de 7.92 a 7.6 en los primeros 100 m, con un pH relativamente más bajo al reportado por Chapa-Balcorta *et al.* (2015) para el GoT en el mes de abril de 2013. También hay un claro descenso del pH en los primeros 3 m con respecto a la media a nivel superficial de los océanos, que es de 8.2 (Hurtado-García & Barberena-Moncada, 2023; Orr *et al.*, 2005; Raven *et al.*, 2005) mientras que en este estudio el valor máximo de pH<sub>T</sub> fue de 7.9. Estos cambios de pH a lo largo de la columna de agua nos indican que agua con un pH menor emergió cerca de la costa. Chapa-Balcorta *et al.* mencionaron que este efecto en el Golfo de Tehuantepec se debe al ascenso de agua subsuperficial subtropical que es rica en CID presenta valores bajos de pH y  $\Omega_{\text{arag}}$ . El alto contenido de CID en el AssSt se debe a procesos relacionados con la bomba biológica a la descomposición aerobia de la materia orgánica y la pobre ventilación. Los vientos tehuanos influyen

principalmente la capa superficial y subsuperficial, de acuerdo a Transviña et al. 1995, quien también reporta impactos en la capa de mezcla entre los primeros 50 m de profundidad para el mes de febrero.

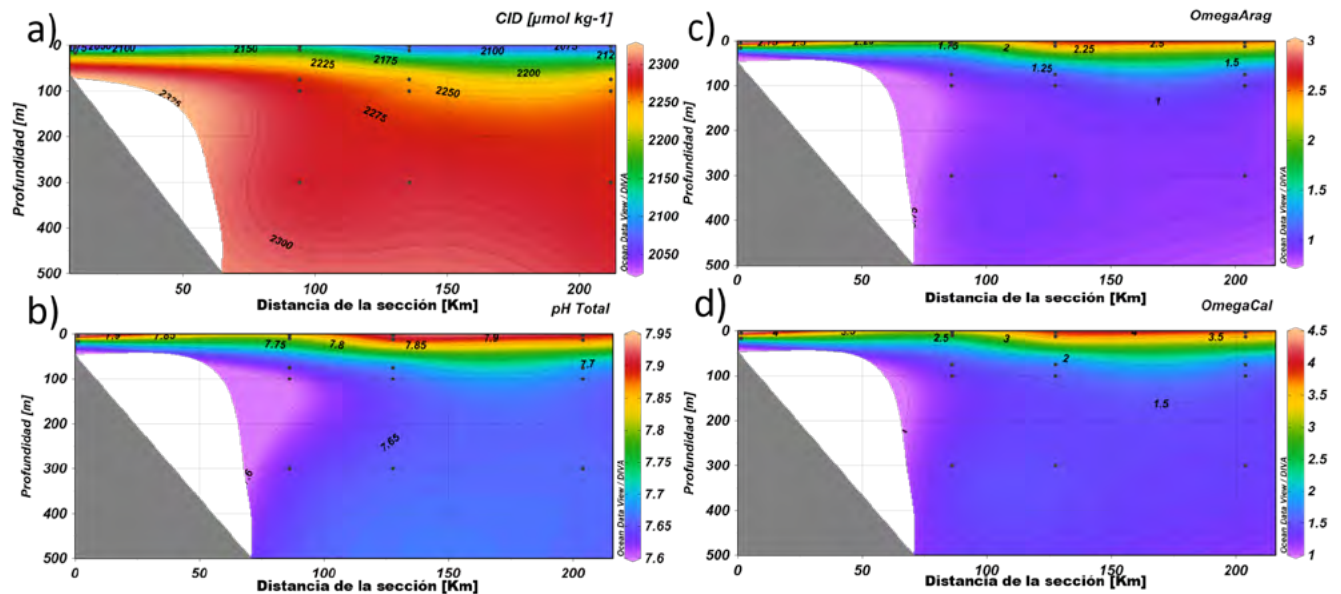


Figura 2. Transectos verticales de las estaciones 43 a 46 a) Carbono Inorgánico Disuelto (CID), b) pH Total ( $\text{pH}_T$ ) c)  $\Omega_{\text{Arag}}$  y d)  $\Omega_{\text{Cal}}$ .

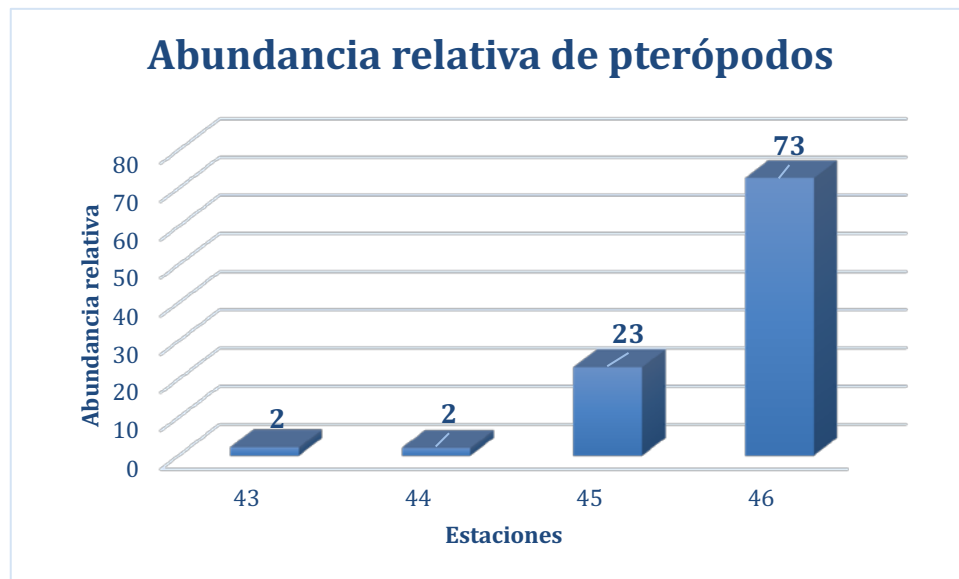


Figura 3. Abundancia relativa de pterópodos (Euthecostomata), donde va de la zona oceánica (estación 43) a la costera (estación 46).

La  $\Omega_{\text{arag}}$  y la  $\Omega_{\text{cal}}$  varió entre 1 – 2.5 y entre 2 – 3.8, respectivamente en los primeros 100 m de profundidad (Figura 2c y d). El horizonte de saturación de la aragonita ( $\Omega_{\text{arag}}=1$ ) se encontró dentro de los 50 m de profundidad cerca de la costa (Estaciones 45 y 46) y a 140 m de profundidad en mar abierto (Estaciones 43 y 44) (Figura 2c). Cerca de la costa se encontró el mayor porcentaje de abundancia relativa (72%) de pterópodos Thecostomados (estación 46), por el contrario, el menor porcentaje se encontró en la parte oceánica en las estaciones 43 y 44 con 2 % de abundancia relativa fluctuó entre 72% y 2%., cerca de la costa (Estación 46) en comparación con las estaciones más oceánicas (estación 43) respectivamente (Figura 3). Las máximas abundancias coincidieron con valores de pH entre 7.92 y 7.6. Esto difiere a lo

que se podría esperar en condiciones de acidificación como lo plantean Bednaršek *et al.* (2021b). Es posible que esto se deba a otros factores como la disponibilidad de alimento, ya que se ha reportado la presencia de pterópodos en regiones de surgencia (Feely *et al.*, 2008b; Mackas & Galbraith, 2012; Mucci, 1983; Thomsen *et al.*, 2013) también puede ser que el ascenso de agua subsuperficial impida que los pterópodos pasen a la parte oceánica, comportándose como una barrera. Este es el primero estudio de su tipo en el Golfo de Tehuantepec, sin embargo, se requieren más estudios que evalúen la disponibilidad de alimento y otros factores oceanográficos y biológicos que modulan la abundancia de pterópodos en la región para tener una idea más clara de la contribución relativa de estos factores a la vulnerabilidad de los pterópodos ante la acidificación del océano.

## Conclusiones

Durante la temporada de estudio, en el Golfo de Tehuantepec existió una disminución de  $\text{pH}_T$  con respecto a la media de 8.2 a nivel superficial de los océanos. En este estudio el efecto ocurrió en los primeros 100 m de profundidad con valores de 7.7 a 7.9 para el transecto reportado.

Los valores de CID fluctuaron entre 2100-2275  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  debido al afloramiento, probablemente del agua AStSs.

La distribución espacial de la abundancia de los pterópodos no fue la esperada con base en la bibliografía, en este estudio se reportó que a  $\text{pH}_T$  más bajo de 7.9 y con  $\Omega_{\text{arag}}$  cercano a 1 hubo la mayor abundancia de pterópodos con el 73%. Posiblemente existen otras variables no consideradas en este estudio que podrían ayudar a comprender mejor esta distribución como lo es su fuente de alimento. Este es el primer estudio realizado en el GoT que trata de identificar relación entre el pH y la abundancia de los pterópodos.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al CONAHCYT por la beca para el primer autor Beca número 2022-000018-02NACF-16054), al IMPAS (Instituto mexicano de investigación en pesca y acuicultura sustentables, antes INAPESCA por el acceso a las muestras y datos. Al proyecto Coastal Acidification Time Series, Salina Cruz financiado por The Ocean Foundation y la Global Ocean Acidification Observation Network

## Literatura citada

- Álvarez-Borrego, B. E. (2007). *Principios generales del ciclo del carbono en el océano* En: B. Hernández- De la Torre & G. Gaxiola-Castro, (Eds). Primera edición. 11-26.
- Bednaršek, N., J. A. Newton, M. W. Beck, S. R. Alin, R. A. Feely, N. R. Christman, y T. Klinger. 2021b. Severe biological effects under present-day estuarine acidification in the seasonally variable Salish Sea. *Science of The Total Environment*, 765, 142689. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142689>
- Chapa-Balcorta, C., J. M. Hernández-Ayon, R. Durazo, E. Beier, S. R. Alin y A. López-Pérez. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the  $\text{CO}_2$  system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. 2015, 120, Article 120. <https://doi.org/doi:10.1002/2015JC011249>.
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos y J. M. Hernández-Ayón. 2019a. Almacenes y flujos en ecosistemas marinos. En *Estado del ciclo del carbono en México Agenda azul y verde* (Editores: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez, Vol. 1, p. 730). Red Temática del CONACYT.
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos y J. M. Hernández-Ayón. 2019b. Almacenes y flujos en ecosistemas marinos. En *Estado del ciclo del carbono en México Agenda azul y verde* (Editores: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez, Vol. 1, p. 730). Red Temática del CONACYT.
- Clements, J. C. y H. L. Hunt. 2017. Effects of  $\text{CO}_2$ -driven sediment acidification on infaunal marine bivalves: A synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 6-16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.053>
- Dickson, A. G., C. L. Sabine, J. R. Christian, C. P. Bargerón y North Pacific Marine Science Organization (Eds.). (2007). *Guide to best practices for ocean  $\text{CO}_2$  measurements*. North Pacific Marine Science Organization.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernández-Ayon, D. Ianson, y B. Hales. 2008a. Evidence for Upwelling of Corrosive «Acidified» Water onto the Continental Shelf. *Science*, 320(5882), 1490-1492 pp. <https://doi.org/10.1126/science.1155676>



- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernandez-Ayon, D. Ianson and B. Hales. 2008b. Evidence for Upwelling of Corrosive «Acidified» Water onto the Continental Shelf. *Science*, 320(5882), Article 5882. <https://doi.org/10.1126/science.1155676>
- Hurtado-García, I. L. y J. A. Barberena-Moncada. 2023. Calidad de aguas marino-costeras en bahías de San Juan del sur, Escameca, La Flor y El Ostional, Costas del Océano Pacífico nicaragüense. *Revista Científica de FAREM-Esteli*, 45, 235-250. <https://doi.org/10.5377/farem.v12i45.16047>
- Knecht, N. S., F. Benedetti, U. Hofmann, N. Bednaršek, S. Chaabane, C. De Weerd, K. Peijnenburg, R. Schiebel y M. Vogt. 2023. *The impact of zooplankton calcifiers on the marine carbon cycle* (pp. 1-98) [Preprint]. Preprints. <https://doi.org/10.22541/essoar.167283650.05543210/v1>
- Lavaniegos, B. E. 2007. *El papel del zooplancton en la transferencia del carbono en el océano* (B. Hernández- De la Torre & G. Gaxiola-Castro, Eds.; Primera edición).
- Mackas, D. L. y M. D. Galbraith. 2012. Pteropod time-series from the NE Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, 69(3), Article 3. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr163>
- Moya, A., Howes, E. L., Lacoue-Labarthe, T., Forêt, S., Hanna, B., Medina, M., ... y Gattuso, J. P. 2016. Near-future pH conditions severely impact calcification, metabolism and the nervous system in the pteropod *Heliconoides inflatus*. *Global Change Biology*, 22(12), 3888-3900.
- Mucci, A. (1983, septiembre 1). The solubility of calcite and aragonite in seawater at various salinities, temperatures, and one atmosphere total pressure. *American Journal of Science*, 283(7), Article 7.
- Nordhaus, W. D. 1992. The 'Dice' Model: Background and Structure of a Dynamic Integrated Climate-Economy Model of the Economics of Global Warming. *Cowles Foundation Discussion Papers*, 134.
- Orr, J. C., V. J. Fabry, O. Aumont, L. Bopp, S. C. Doney, R. A. Feely, A. Gnanadesikan, N. Gruber, A. Ishida, F. Joos, R. M. Key, K. Lindsay, E. Maier-Reimer, R. Matear, P. Monfray, A. Mouchet, R. G. Najjar, G.-K. Plattner, K. B Rodgers, ... A. Yool. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059), Article 7059. <https://doi.org/10.1038/nature04095>
- Raven, J., K. Caldeira, O. Hoegh-Guldberg, L. Peter, U. Riebesell, J. Shepherd, C. Turley y A. Watson. 2005. *Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide*. Royal Society.
- Thomsen, J., I. Casties, C. Pansch, A. Körtzinger y F. Melzner. 2013. Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: Laboratory and field experiments. *Global Change Biology*, 19(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/gcb.12109>
- Trasviña, A., E. D. Barton, J. Brown, H. S. Velez, P. M. Kosro y R. L. Smith. 1995. Offshore wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: The asymmetric circulation. *Journal of Geophysical Research*, 100(C10), 20649. <https://doi.org/10.1029/95JC01283>

## 4.4. Relación Alcalinidad Total-Salinidad en las aguas superficiales de la Bahía Todos Santos, Ensenada

Córdova-Medina Ivar<sup>1,\*</sup>; Hernández-Ayón José M.<sup>2</sup>; Cervantes-Díaz Gabriela Y.<sup>2</sup>; Santander-Cruz Jonathan<sup>2</sup>; González-Silvera Adriana G.<sup>1</sup>; Calderón-López Jorge M.<sup>1</sup> y Norzagaray-López C. Orion<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fracc. Playitas, Ensenada, Baja California, C.P. 22860

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3917, Fracc. Playitas, Ensenada, Baja California, C.P. 22860

\*Autor para correspondencia: ivar.cordova@uabc.edu.mx

### Resumen

Se ha reportado una relación directa entre la Alcalinidad Total (AT) y la Salinidad (S) a lo largo del océano global. En zonas costeras hay poca información sobre esta relación, porque además de que se cuenta con pocas mediciones de AT, ésta puede ser modificada debido a diversos procesos como las surgencias, la advección de masas de agua, evaporación, entre otros; los cuales son procesos distintivos de la región de la Bahía Todos Santos (BTS). El objetivo de este trabajo es determinar si existe una relación AT-S, que sea de utilidad para estudios de oceanografía costera o del sector acuícola. Esto con la finalidad de que, en conjunto con la AT estimada, y otra variable como lo puede ser el pH, se pueda describir la química del carbono en la BTS. Se realizaron 16 muestreos desde febrero del 2021 hasta junio del 2023 en cuatro puntos de la BTS. Con base en nuestros resultados, no se encontró una relación directa entre estas dos variables, debido a que, además de los procesos biogeoquímicos influyentes en la zona, se registró un gradiente salino de 0.8 unidades, el cual es pequeño comparado con el reportado en aguas oceánicas (~3 unidades). Sin embargo, se proponen dos opciones para usar una AT representativa de la BTS: (1) utilizar el valor promedio de  $2235 \pm 9 \mu\text{mol kg}^{-1}$  o (2) utilizar el valor promedio cuando  $S > 33.5$  y para cuando  $S < 33.5$ , con valores de  $2237 \pm 8 \mu\text{mol kg}^{-1}$  y de  $2234 \pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , respectivamente.

**Palabras clave:** *Alcalinidad total; salinidad; Bahía Todos Santos; química del carbono.*

### Abstract

Throughout the global ocean, a direct relationship has been reported between Total Alkalinity (AT) and Salinity (S). However, the information about this relationship in coastal areas is scarce because, in addition to the fact that there are few measurements of AT, this relationship can be modified due to various processes, such as upwelling, advection of water masses, evaporation, among others; which are distinctive processes of the Todos Santos Bay (BTS) region. The objective of the work is to determine if there is a relationship between AT and S, which may be useful for coastal oceanography studies or the aquaculture sector. With the above and in conjunction with the estimated AT, and another variable such as pH, the carbon chemistry in the BTS can be described. For this, 16 samplings at four points in the BTS were carried out from February 2021 to June 2023. Based on our results, no direct relationship was found between these two variables, because, in addition to the biogeochemical processes, a saline gradient of 0.8 units was recorded, which is small compared to that reported in ocean waters that can be up to 3 units. However, two options are proposed to use a representative AT of the BTS: (1) use the average value of  $2235 \pm 9 \mu\text{mol kg}^{-1}$  or (2) use the average value when  $S > 33.5$  and for when  $S < 33.5$ , with values of  $2237 \pm 8 \mu\text{mol kg}^{-1}$  and  $2234 \pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , respectively.

**Key words:** *Total alkalinity; salinity; Todos Santos Bay; carbon chemistry.*

## Introducción

En la actualidad, las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico se han visto incrementadas debido a actividades antropogénicas, tales como la actividad industrial. En las últimas décadas aproximadamente el 30% de las emisiones de CO<sub>2</sub> antropogénicas son absorbidas por el océano (Feely *et al.*, 2004). Es por esto que resulta de importancia estudiar el sistema del CO<sub>2</sub> en el océano, y para esto se determinaron cuatro variables que rigen el sistema del CO<sub>2</sub> en el agua de mar: pH, Alcalinidad Total (AT), CO<sub>2</sub> Total (TCO<sub>2</sub>) y presión parcial del CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) (Millero, 2013).

En las aguas superficiales del océano global, se ha reportado una relación proporcional entre la variable de alcalinidad total y la salinidad, esto debido a que la AT en el océano es controlada principalmente por procesos de evaporación o precipitación (Lee *et al.*, 2006). Por otra parte, en las zonas costeras esta relación es compleja debido a que influyen otros procesos como las surgencias, entradas de río, procesos biológicos, entre otros. Conocer y entender los procesos que modifican la AT es de utilidad para poder diagnosticar diversos procesos importantes en el océano (Jiang *et al.*, 2014).

Oliva-Méndez *et al.* (2018) describieron el sistema del CO<sub>2</sub> dentro de la BTS con el objetivo de evaluar el efecto del evento de La Niña del 2011 sobre el horizonte de saturación del aragonita (ZΩa) en la BTS. Actualmente, este trabajo sigue siendo el único que describe el sistema del CO<sub>2</sub> en la BTS.

Por lo tanto, los estudios sobre la química del CO<sub>2</sub> dentro de la BTS siguen siendo escasos, debido a esto, el objetivo de este trabajo es determinar la relación entre la alcalinidad total y la salinidad para que, junto con otra variable del sistema del CO<sub>2</sub>, se pueda ampliar la descripción de la química del CO<sub>2</sub> en la BTS, además, que esta relación sea de utilidad tanto para estudios de oceanografía costera como de acuacultura.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El trabajo se realizó en la Bahía Todos Santos (Figura 1), Ensenada, Baja California, México. La BTS es una bahía semicerrada localizada en la costa noroeste de Baja California, siendo parte del límite sur de la Corriente de California (CC). Esta bahía se conecta al Océano Pacífico por medio de dos entradas ubicadas al norte y al sur de la Isla Todos Santos. La circulación superficial del agua dentro de la BTS depende tanto de la intensidad como de la dirección de los vientos (Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2015).

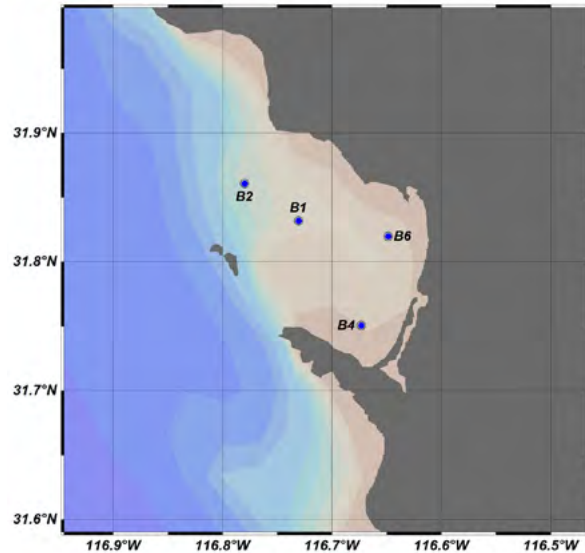


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

### Metodología

Se realizaron 16 muestreos con cuatro puntos de muestreo en la Bahía Todos Santos (Figura 1) durante el periodo de febrero del 2021 hasta junio del 2023 a bordo de una embarcación de pesca deportiva. Durante los muestreos se recolectaron muestras de agua en cuatro estaciones a 0 y 20 m de profundidad utilizando una botella Niskin de 5 L. El agua de cada profundidad se colectó en botellas de borosilicato de 250 mL y se les adicionó 50  $\mu\text{L}$  de cloruro de mercurio para evitar los cambios que genera el plancton en las concentraciones de  $\text{CO}_2$ . Además, en cada estación se lanzó un CTD Castaway para realizar perfiles verticales de temperatura y salinidad.

### Determinación de AT

Para la estimación de la AT se utilizó el método potenciométrico propuesto por Hernández-Ayón *et al.* (1999). Se utilizó material certificado de Scripps para la determinación de los valores estándares (exactitud) y se trabajó con una precisión de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en las mediciones.

### Resultados y Discusión

Tanto los valores de AT como los de salinidad fueron acordes a los reportados por Oliva-Méndez *et al.* (2018), con un intervalo de AT de 2203-2253  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ , mientras que los valores de salinidad se encontraron entre 33.0 y 33.8.

El coeficiente de regresión (Figura 2) fue bajo ( $R^2=0.049$ ), por lo que se determinó que no existe una relación directa entre las variables de AT y S, a pesar de observarse una relación positiva. Esto se debe a procesos característicos de la BTS y de una zona costera donde se pueden presentar eventos de surgencias, procesos de evaporación, advección de masas de agua y sin descartar a los procesos biológicos, entre otros (Jiang *et al.*, 2014). Estos resultados de una nula relación entre la AT y la S concuerdan con el estudio realizado por Schneider *et al.* (2007) en el Mar Mediterráneo, en donde obtuvieron intersecciones negativas en esta relación y lo atribuyeron a procesos de evaporación y por aportes de ríos o por precipitación.

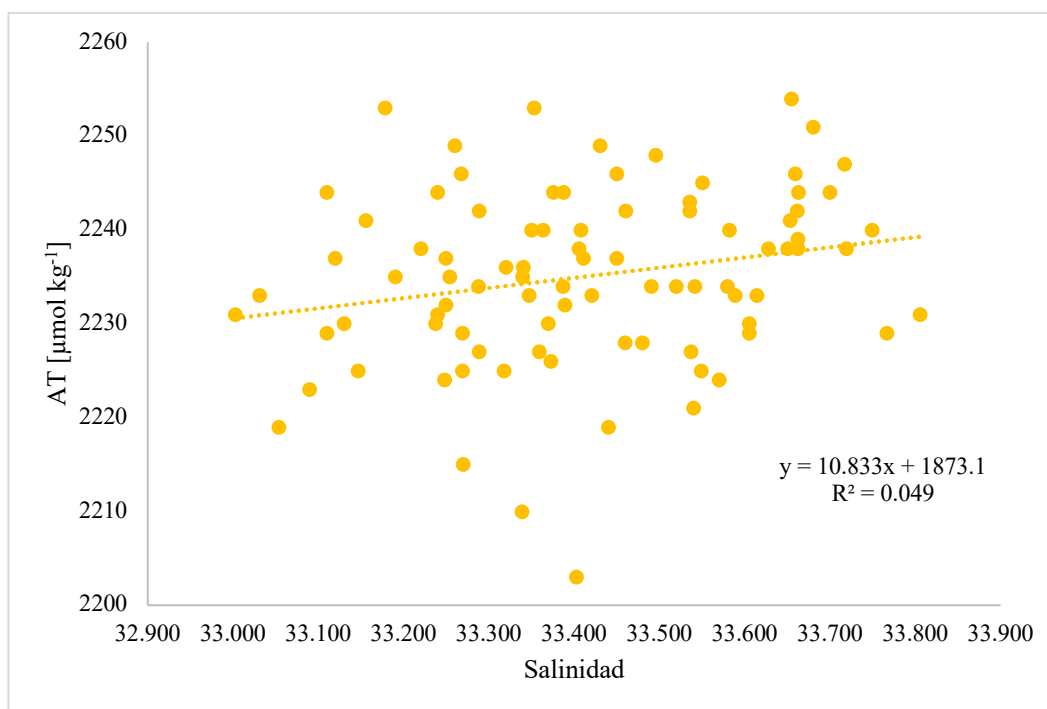


Figura 2. Gráfica de relación AT contra salinidad.

Si bien, no se encontró una relación directa siguiendo el bajo coeficiente de regresión obtenido, se encontró que por arriba de una salinidad de 33.5 el valor promedio de AT fue mayor que el promedio que se obtuvo para todos los datos, mientras que por debajo de los datos de salinidad menor a 33.5 el promedio de AT fue menor (Cuadro 1). La relación AT y salinidad se ajusta mejor en el océano abierto debido al amplio gradiente de salinidad que puede llegar a ser mayor a 3 unidades (Millero, 2013), mientras que, en este caso para la zona de estudio, el gradiente de salinidad fue de solo 0.8 unidades, por lo que, sumado a los procesos de evaporación-precipitación, de advección y biogeoquímicos de la región, son las principales causas de la ausencia de una relación entre la AT y la S. Debido a que la regresión es tan baja y el error al aplicar esta relación será grande, se recomienda el continuar generando más datos en distintos puntos de la BTS y en distintas temporadas. Sin embargo, si fuera necesario utilizar un valor de AT (junto con otra variable del sistema del CO<sub>2</sub>) y poder así describir el sistema del CO<sub>2</sub>, se propone utilizar (1) el valor promedio de AT obtenido de todos los datos o (2) los promedios de AT para las respectivas salinidades ( $S > 33.5$  o  $S < 33.5$ ). La decisión de usar una u otra genera, por ejemplo, una diferencia 1  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  si calculamos carbono inorgánico disuelto, o una micro atmósfera si se calcula el pCO<sub>2</sub> usando un mismo pH, pero variando las diferentes opciones de AT que se proponen en este trabajo.

Cuadro 1. Valores promedio y desviación estándar de del conjunto de valores de S, de valores de  $S > 33.5$  y valores de  $S < 33.5$ .

	AT promedio ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )	Desviación estándar ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ )
Salinidad Total	2235	$\pm 9$
Salinidad $> 33.5$	2237	$\pm 8$
Salinidad $< 33.5$	2234	$\pm 10$

## Conclusiones

No se encontró una relación directa entre la alcalinidad total y la salinidad debido principalmente a procesos físicos presentes en el área de estudio como al pequeño (comparado con el oceánico) gradiente de salinidad de 0.8 unidades. La recomendación que se plantea es el generar más mediciones sobre estas variables en distintos puntos de la BTS y en distintas temporadas. Sin embargo, con el fin de describir el sistema del CO<sub>2</sub> dentro de la BTS se propone utilizar el valor promedio de AT para todo el conjunto de salinidades ( $2235 \pm 9 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), o bien, utilizar el promedio para cuando la salinidad fue mayor a 33.5 ( $2237 \pm 8 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) o menor a 33.5 ( $2234 \pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ).

## Agradecimientos

Los autores agradecen a Phytoplankton Ecology Team (POPEYE) por el financiamiento de los muestreos realizados a lo largo del periodo de estudio del trabajo.

## Literatura citada

- Delgadillo-Hinojosa, F., V. Camacho-Ibar, M.A. Huerta-Díaz, V. Torres-Delgado, P. Pérez-Brunius, L. Lares, S.G. Marinone, J.A. Segovia, J.L. Peña-Manjarrez, E. García-Mendoza and R. Castro. 2015. Seasonal behavior of dissolved cadmium and Cd/PO<sub>4</sub> ratio in Todos Santos Bay: A retention site of upwelled waters in the Baja California peninsula, Mexico. / *Marine Chemistry* 168: 37–4 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2014.10.010>.
- Feely, R.A., C. L. Sabine, K. Lee, W. Berelson, J. Kleypas, V. J. Fabry, and F. Millero. 2004. Impact of Anthropogenic CO<sub>2</sub> on the CaCO<sub>3</sub> System in the Oceans. *Science* 305:362-366. DOI:10.1126/science.1097329.
- Hernández-Ayón, J.M., S.L. Belli and A. Zirino. 1999. pH, alkalinity, and total CO<sub>2</sub> in coastal seawater by potentiometric titration with a difference derivative readout. *Anal. Chim. Acta*, 394:101-108.
- Jiang, Z.-P., T. Tyrrell, D. J. Hydes, M. Dai, and S. E. Hartman (2014), Variability of alkalinity and the alkalinity-salinity relationship in the tropical and subtropical surface ocean, *Global Biogeochem Cycles*. 28: 729–742. DOI:10.1002/2013GB004678.
- Lee, K., L. T. Tong, F. J. Millero, C. L. Sabine, A. G. Dickson, C. Goyet, G.-H. Park, R. Wanninkhof, R. A. Feely, and R. M. Key. 2006. Global relationships of total alkalinity with salinity and temperature in surface waters of the world's oceans, *Geophys. Res. Lett.* 33, L19605. DOI:10.1029/2006GL027207.
- Millero, F. (2013). *Chemical Oceanographic*. Fourth edition. CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, Florida. 571 p.
- Oliva-Méndez, N., F. Delgadillo-Hinojosa, P. Pérez-Brunius, A. Valencia-Gasti, M. A. Huerta-Díaz, E. Palacios-Coria y J. M. Hernández-Ayón. 2018. El sistema de carbonatos en aguas costeras del norte de la península de Baja California bajo condiciones de La Niña. *Ciencias Marinas* 44(3): 203–220 DOI: <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v44i3.2833>.
- Schneider, A., D. W. R. Wallace, and A. Körtzinger. 2007. Alkalinity of the Mediterranean Sea. *Geophysical Research Letters*. 34, L15608. DOI:10.1029/2006GL028842

## 4.5. Variabilidad de las masas de aguas y el carbono inorgánico disuelto en dos remolinos de mesoescala en el Sistema Frontal de Baja California Sur, México.

Espinosa-Carreón T. Leticia<sup>1,\*</sup>; De la Cruz-Ruiz A. Itahi<sup>1,2</sup>; Gaxiola-Gutiérrez M. Yarlin<sup>1,3</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

<sup>2</sup> Doctorado en Conservación del Patrimonio Paisajístico, Instituto Politécnico Nacional.

<sup>3</sup> Universidad Autónoma de Sinaloa, Campus Los Mochis.

<sup>4</sup> CRIAP Manzanillo, Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, CP 28200, Manzanillo, Colima.

\*Autor para correspondencia: leticiaesp@gmail.com

### Resumen

Se realizó una campaña oceanográfica en julio-agosto de 2019 en el Sistema Frontal de Baja California Sur a bordo del B/I “Dr. Jorge Carranza Fraser” del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA). Con ayuda de un CTD Idronaut se obtuvieron los perfiles hidrológicos y a profundidades estándar alícuotas de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID). Se seleccionó una estación representativa de un remolino ciclónico (RC) y otra de uno anticiclónico (RAc) para conocer la variabilidad vertical de la hidrología y el CID. Se realizó un diagrama con la salinidad absoluta y la temperatura conservativa, así como perfiles de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, clorofila, CID y pH(sw). En el RC, se registró mayor influencia del Agua del Subártico (ASA) que en el RAc, en ambos se presentó el Agua de Transición (ATr), el Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs), y el Agua Intermedia del Pacífico (AIP), mientras que se observó muy poca contribución del Agua Subtropical Superficial (AStS) en el RAc. El máximo de clorofila se registró a menor profundidad y con mayor concentración en el RC (40 m,  $>1.5 \text{ mg m}^{-3}$ ) que en el RAc (95 m,  $0.6 \text{ mg m}^{-3}$ ). La concentración de oxígeno disuelto y el pH (sw) fueron mayores y más someros en el RC. La distribución de DIC mostró en superficie concentraciones más altas en el RAc que en el RC, con  $2035 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en superficie y  $2292 \mu\text{mol kg}^{-1}$  a los 500 m, mientras que en el RC registró valores de  $2009 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en superficie y de  $2276 \mu\text{mol kg}^{-1}$  a los 500 m. Se evidenció el efecto de los remolinos de mesoescala en la distribución vertical de las variables del carbono.

**Palabras clave:** *Carbono inorgánico disuelto; masas de agua; Sistema Frontal de Baja California.*

### Abstract

An oceanographic campaign was carried out in July 2019 in the Frontal System of Baja California Sur aboard the B/I “Dr. Jorge Carranza Fraser” of the Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA). With the help of an Idronaut CTD, you will obtain hydrological profiles and deep-water levels for the determination of inorganic carbon dioxide (CID). Select a representative station of a cyclonic wind (RC) and another of an anticyclonic (RAc) to recognize the vertical variability of the hydrology and the CID. Create a diagram of absolute salinity and conservative temperature, including temperature profiles, salinity, oxygen density, chlorophyll, CID and pH(sw). In the RC, the greater influence of the Sub Arctic Water (SAW) is recorded in the RAc, in addition the Transition Water (TrW), the Subsuperficial Equatorial Water (ESsW), and the Intermediate Water of the Pacific are recorded (PIW), although we observed a small contribution to the Subtropical Superficial Water (AStS) in the RAc. The maximum chlorophyll was recorded at greater depth and with greater concentration in the RC (40 m,  $>1.5 \text{ mg m}^{-3}$ ) than in the RAc (95 m,  $0.6 \text{ mg m}^{-3}$ ). The oxygen concentration and pH (sw) are greater and less so in the RC. The distribution of DIC in surface area is highest in the RAc, with  $2035$

$\mu\text{mol kg}^{-1}$  in surface area and  $2292 \mu\text{mol kg}^{-1}$  at 500 m, although the RC recorded values of  $2009 \mu\text{mol kg}^{-1}$  in surface area and  $2292 \mu\text{mol kg}^{-1}$  in surface area.  $2276 \mu\text{mol kg}^{-1}$  at 500 m. The effect of the mesoscale remnants is evident in the vertical distribution of the variables studied.

**Key words:** *dissolved inorganic carbon; water masses; Frontal System of Baja California.*

## Introducción

Los componentes físicos, químicos y biológicos definen las propiedades en los sistemas marinos, pero es el movimiento del agua el que altera las características de estos componentes alrededor de los organismos, transporta nutrientes y productos de desecho, ayuda a las migraciones e influye en la tasa de encuentro entre los depredadores planctónicos y sus presas (Mann & Lazier, 2005). De acuerdo a la temática del estudio, se puede definir la(s) escala(s) espaciotemporales, desde capilares hasta decadales, en este trabajo se estudiaron los procesos de mesoescala definidos con una duración de semanas a meses y de decenas a cientos de kilómetros, como los remolinos ciclónicos (divergencia de núcleo frío) y anticiclónicos (convergencia de núcleo cálido) los cuales modulan las características biogeoquímicas de la columna de agua.

El carbono inorgánico disuelto (CID) es la suma de las concentraciones de todas las especies químicas del dióxido de carbono, constituido por el ácido carbónico, bicarbonato y carbonato (Sarmiento & Gruber, 2006).

En la República Mexicana, en la costa occidental de Baja California, se encuentra el Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS), que se caracteriza por tener una oceanografía dinámica (Bakun, 1996; Etnoyer et al., 2004), entre los procesos que se destacan se encuentran las surgencias (Etnoyer et al., 2006), y remolinos de mesoescala ciclónicos y anticiclónicos (Kurczyn et al., 2012) que causan efectos en la hidrología, distribución de masas de agua y consecuentemente en el sistema del carbono promoviendo variaciones en espacio y tiempo de estas propiedades.

El origen del sistema, se atribuye a la confluencia de agua fría de la Corriente de California (CC) y agua templada superficial tropical; las cuales también forman el Sistema de la Corriente de California (SCC) (ubicada al norte del SFBCS) (Carr, 2002). El objetivo del trabajo fue conocer la relación de las masas de agua en relación a los procesos de mesoescala y el carbono inorgánico disuelto.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS), está localizado en el extremo sur del Sistema de la Corriente de California (SCC) que se compone de la Corriente de California (CC), la Contracorriente de California (también conocida como corriente de Davidson, CcC) y la Contracorriente Subsuperficial (CcSs) (Carr, 2002). La Corriente de California (CC), forma parte del sistema de corrientes con flujos hacia el ecuador llamadas “Corrientes de frontera oriental”, de naturaleza geostrofica, con flujo hacia el ecuador, profundidad de 500m, flujo lento ( $25 \text{ cm seg}^{-1}$ ) y salinidad y temperatura promedio de 33 y  $13^{\circ}\text{C}$  respectivamente (Zárate-Vidal, 1991).

### *Metodología*

Se realizó una campaña oceanográfica del 27 julio al 20 de agosto de 2019 en el Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS) a bordo del B/I “Dr. Jorge Carranza Fraser” del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA) (Figura 1). Con ayuda de un CTD Idronaut modelo Ocean Seven 320 Plus se obtuvieron los perfiles hidrológicos de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH en 57 estaciones.



Se realizaron cálculos de temperatura conservativa ( $\Theta$ ) y salinidad absoluta ( $S_A$ ) con el software del proveedor y con lo sugerido por IOC/SCOR/IAPSO (2010) y McDougall et al. (2012). La concentración de oxígeno disuelto, la clorofila y el pH se tomaron de acuerdo a la calibración del mantenimiento del Idronaut. La identificación de las masas de agua se realizó de acuerdo a Durazo et al. (2010).

Adicionalmente con ayuda de botellas Niskin de 5 L acopladas a la roseta del CTD, a profundidades estándar (superficie, 20, 50, 100, 200 y 500 m) se colectaron muestras de agua para la determinación de carbono inorgánico disuelto (CID), llenando botellas de borosilicato de 125 ml evitando burbujear la muestra y adicionando 100  $\mu\text{L}$  de una solución saturada de cloruro de mercurio para detener las funciones biológicas y almacenándolas a 20 °C en oscuridad hasta su análisis, siguiendo el procedimiento recomendado por Dickson et al. (2007).

Los análisis de CID se realizaron en el laboratorio de Productividad Primaria y Sistema del Carbono del Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR Sinaloa, con un analizador de  $\text{CO}_{2\text{gas}}$  (AS-C3, Apollo SciTech, USA). Para evaluar precisión y exactitud en las mediciones de CID, se utilizaron subestándares de referencia proporcionados por el Dr. Martín Hernández Ayón del IIO-UABC. Durante los análisis se tuvo la precaución de no exceder la diferencia de hasta 4  $\mu\text{mol L}^{-1}$  con respecto al subestándar. Previo a los análisis, se siguieron las recomendaciones del fabricante, que incluye la realización de curvas de calibración.

A partir de imágenes de satélite de anomalía del nivel del mar se observó el área de influencia de los procesos de mesoescala, de los cuales se seleccionaron dos estaciones, una estación representativa de un remolino ciclónico (RC) y otra de uno anticiclónico (RAc) para conocer la variabilidad vertical de la hidrología (Figura 1).

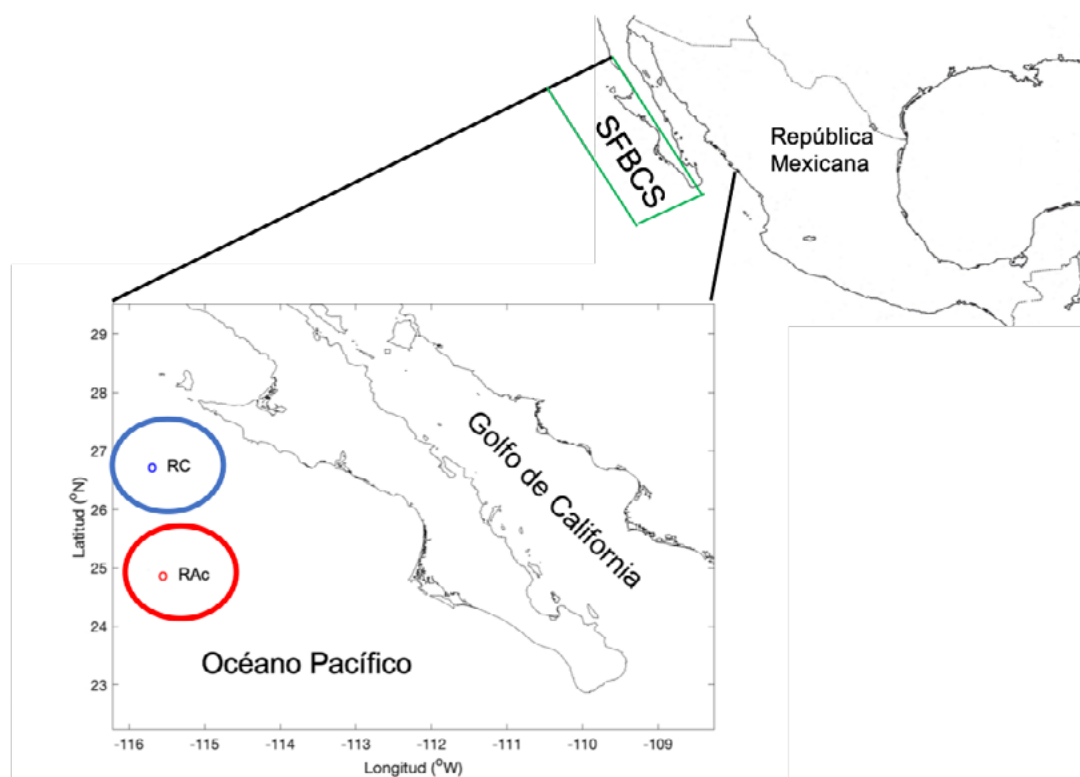


Figura 1. Área de estudio. Recuadro verde localización del Sistema Frontal de Baja California Sur (SFBCS) y localización del Remolino Ciclónico (RC) y Remolino Anticiclónico (RAc), los círculos grandes azul y rojo marcan el área de influencia de los remolinos.

## Resultados y discusión

El diagrama de temperatura conservativa-salinidad absoluta (Figura 2) mostró una diferencia en temperatura y salinidad en ambos remolinos, en el RC se registró una menor temperatura y salinidad que en el RAc. En el RC, el Agua del Subártico (ASA) se presentó con mayor influencia, mientras que en el RAc fue menos evidente. Ambos remolinos presentaron Agua de Transición (ATr), Agua Ecuatorial Subsuperficial (AESs) y Agua Intermedia del Pacífico (AIP), y una ligera influencia del Agua Subtropical Superficial (AStS) en el RAc.

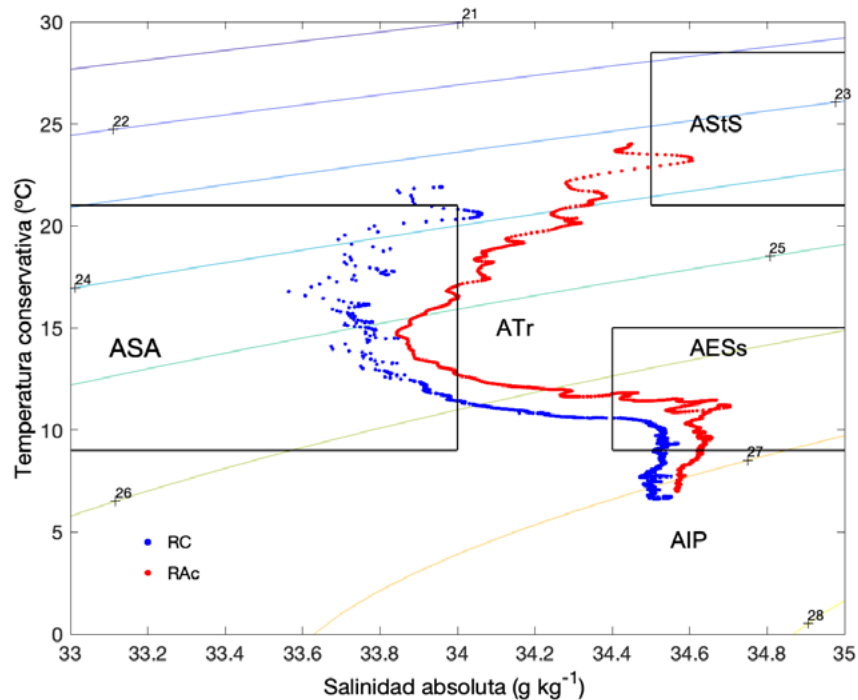


Figura 2. Diagrama Temperatura conservativa-Salinidad absoluta en el remolino ciclónico (RC) y en el anticiclónico (RAc). Las masas de agua se tomaron de acuerdo a Durazo et al. (2010). ASA = Agua del Subártico, ATr = Agua de Transición, AStS = Agua Subtropical Superficial, AESs = Agua Ecuatorial Subsuperficial, AIP = Agua Intermedia del Pacífico.

Durazo *et al.* (2010) realizaron la climatología estacional de variables hidrológicas en la Corriente de California frente a Baja California en un periodo de 1997-2008, y aunque sus observaciones llegaron hasta Puerto San Carlos (BCS), reportaron un predominio del ASA durante todo el año, y que, durante el verano y otoño, además del ASA, se registró la influencia del ATS y del AStS, este estudio concuerda con las masas de agua registradas, a excepción de la poca influencia del ATS, lo que sugiere que el estudio de Durazo et al. (2010), podría estar subestimando la gran dinámica del SFBCS.

Tres factores han sido propuestos en la generación de remolinos y meandros en Baja California: el esfuerzo del viento, la inestabilidad en el flujo de la costa y la geometría de la costa (Haidvogel et al., 1991; Soto-Mardones et al., 2004). Simpson y Lynn (1990) también sugieren que la batimetría del fondo de los océanos provoca inestabilidad en la intensificación estacional de la corriente de California e interviene en la formación de remolinos y meandros.

Los perfiles verticales de las variables estudiadas mostraron una diferencia entre el remolino ciclónico y anticiclónico. Se observó una menor (mayor) temperatura superficial en el RC de 21.8 °C (RAc=23.9 °C), salinidad menor en el RC de 33.7 (RAc=34.2), el máximo de clorofila se registró a menor profundidad y con mayor concentración en el RC (40 m, >1.5 mg m<sup>-3</sup>) que en el RAc (95 m, 0.6 mg m<sup>-3</sup>). El oxígeno disuelto y el pH también mostraron diferencias en cuanto a profundidad, la amplitud el máximo en ambos fue más angosto en el RC, mientras que en el RAc fue más amplio cubriendo aproximadamente los primeros 100 m, el CID mostró un cambio rápido en los primeros 50 m en el RC, mientras que en el RAc la concentración fue similar en los primeros 100 m, la distribución de DIC

mostró en superficie concentraciones más altas en el RAc, con  $2035 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en superficie y  $2292 \mu\text{mol kg}^{-1}$  a los 500 m, mientras que en el RC registró valores de  $2009 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en superficie y de  $2276 \mu\text{mol kg}^{-1}$  a los 500 m (Figura 3).

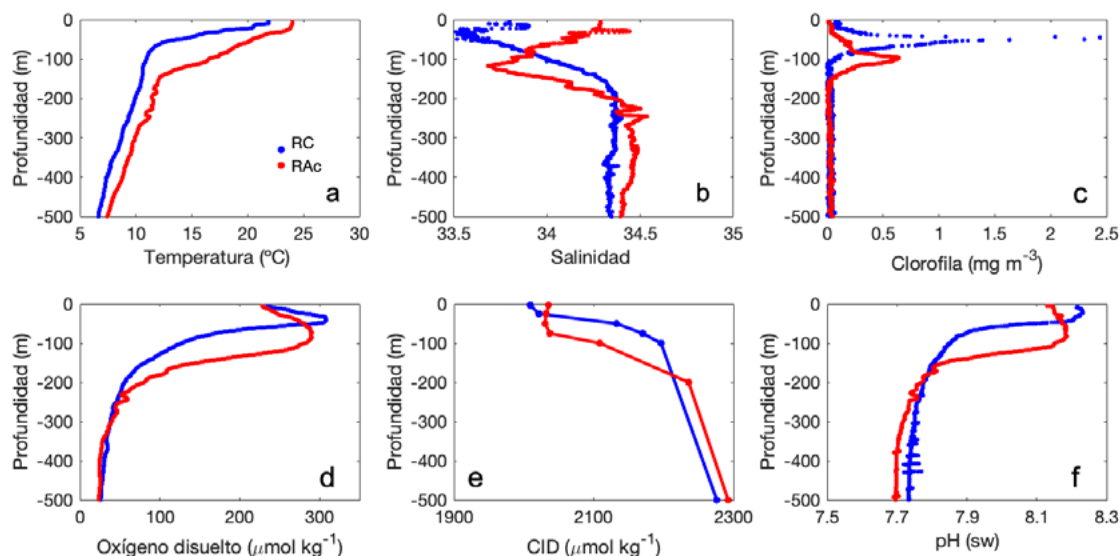


Figura 3. Perfiles de: a) temperatura, b) salinidad, d) clorofila d) oxígeno disuelto, e) carbono inorgánico disuelto, f) pH.

Es evidente el efecto que presentan ambos remolinos en las características de las variables, ya que se apreció una elevación en el RC y un hundimiento en el RAc en los perfiles (Figura 3), que coincide con lo reportado por Huang et al. (2010). Vázquez-Martínez (2013) reporta en su estudio realizado en el SFBCS en junio de 2010 en un remolino ciclónico con una concentración en el máximo de clorofila de  $1.6 \text{ mg m}^{-3}$  a 30 m, cuya concentración fue similar al de este estudio, aunque su profundidad fue menor. En los sistemas influenciados por corrientes con frontera oriental, los remolinos ciclónicos han sido identificados como sitios de mayor concentración de clorofila (McGillicuddy et al., 1998) y para explicar esto se han propuesto al menos dos mecanismos: el primero debido a la advección de aguas costeras ricas en nutrientes hacia la zona llamada Zona Costera de Transición (Coastal Transition Zone, CTZ), esta es la zona que se ubica más allá del talud continental y es aquí donde se intensifica la interacción entre las aguas de surgencias costeras y las aguas de océano abierto (Crawford et al., 2005; Feng et al., 2007; Lehahn et al., 2011) el segundo mecanismo propuesto, es la inyección vertical de nutrientes a la capa superior dentro de un remolino (Brzezinski y Washburn, 2011).

Al realizar la comparación de la distribución del CID con respecto a las masas de agua y las concentraciones de las variables con otros estudios, se tiene el Hernández-Ayón et al. (2010) en el golfo de California en condiciones de verano quienes reportan concentraciones superficiales de CID de  $2040\text{-}2200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , y valores de superiores a 8.04, siendo mayores y menores a las registradas en este estudio respectivamente. Para la región de las Grandes Islas, en verano de 2004, Hernández-Ayón (2013) reportan el Agua del Golfo de California entre la superficie y los 250 m, valores de  $2200\text{-}2300 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , los cuales fueron mayores a los de este estudio.

## Conclusiones

El efecto de los remolinos de mesoescala influye en las propiedades de las variables físico-químico-biológicas de la columna de agua, ambos remolinos presentan características particulares y es necesario incrementar el estudio en el Sistema Frontal de Baja California Sur para categorizar de mejor manera el forzamiento físico que presentan.

## Agradecimientos

Los autores desean agradecer todas las facilidades al Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, por la invitación para participar en los cruceros oceanográficos realizados a bordo del B/I “Dr. Jorge Carranza Frase”, así como también a la tripulación y al personal científico participante. Al proyecto IPN-SIP20231233. ECL tiene beca EDI y COFAA. ICR tiene beca CONAHCYT e IPN-BEIFI.

## Literatura citada

- Bakun, A. 1996. Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. CSGCS/NOAA/CIBNOR, 323 pp.
- Brzezinski, M.A. y L. Washburn. 2011. Phytoplankton primary productivity in the Santa Barbara Channel: effects of wind driven upwelling and mesoscale eddies. *Journal of Geophysical Research*, 116, C12013.
- Carr, M.E. 2002. Estimation of potential productivity in Eastern Boundary Currents using remote sensing. *Deep-Sea Res.*, II, 49: 59–80.
- Crawford, W. R., P. J. Brickley and A. C. Thomas. 2007. Mesoscale eddies dominate surface phytoplankton in northern Gulf of Alaska. *Progress in Oceanography*, 75:287–303.
- Dickson, A.G. Sabine, C.L. and Christian, J.R. (Eds). 2007. Guide to best practices for ocean CO<sub>2</sub> measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.
- Durazo, R., A. Ramírez-Manguilar, L. Miranda, y L. Soto-Mardones. 2010. Climatología de variables hidrográficas. En G. Gaxiola-Castro, & R. Durazo, *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. 25-58.
- Etnoyer, P., D. Canny, B. Mate and L. Morgan. 2004. Persistent Pelagic Habitats in the Baja California to Bering Sea (B2B) Ecoregion. *Oceanography*, 17: 90-101.
- Etnoyer P., D. Canny, B. R. Mate, L. Morgan, J. G. Ortega-Ortiz and W. J. Nichols. 2006. Sea-surface temperature gradients across blue whale and sea turtle foraging trajectories off the Baja California Peninsula, México. *Deep-Sea Research II*, 53:340-358.
- Feng, M., L. J. Majewski, C. B Fandry and A. M. Waite. 2007. Characteristics of two counter rotating eddies in the Leeuwin current system off the western Australian coast. *Deep-Sea Research II*, 54:961–980.
- Haidvogel, D. B., A. Beckmann and K. S. Hedstrom. 1991. Dynamical simulations of filament formation and evolution in the coastal transition zone. *J. Geophys. Res.*, 96:15017-15040.
- Hernández-Ayón, M., Zirino-Weiss, A., Delgadillo-Hinojosa, F. and Galindo-Bect, S. 2010. Carbono inorgánico disuelto en el golfo de California en condiciones de verano. En *Dinámica del Ecosistema Pelágico frente a Baja California, 1997-2007. Diez años de Investigaciones Mexicanas de la Corriente de California*. R. Durazo y G. Gaxiola-Castro (Eds.). SEMARNAT-INE-CICESE: 45-57 pp.
- Hernández-Ayón, M., Chapa-Balcorta, C., Delgadillo-Hinojosa, F. Camacho-Yvar, V.F., Huerta-Díaz, M.A., Santamaría-del-Ángel, E., Galindo-Bect, S. and Segovia-Zavala, J.A. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands region of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas*, 39: 183-201. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v39i2.2243>
- Huang, B., J. Hu, H. Xu, Z. Cao and D. Wang. 2010. Phytoplankton community at warm eddies in the northern South China Sea in winter 2003/2004. *Deep-Sea Research II*, 57:1792–1798.
- IOC/SCOR/IAPSO, 2010: The international thermodynamic equation of seawater – 2010: Calculation and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission Manuals and Guides 56, UNESCO, 196 pp.
- Kurczyn, J. A., Beier, E., Lavín, M. F., and Chaigneau, A. 2012. Mesoscale eddies in the northeastern Pacific tropical-subtropical transition zone: statistical characterization from satellite altimetry. *J. Geophys. Res. Ocean* 117:C10021. doi: 10.1029/2012JC007970
- Lehahn, Y., F. d’Ovidio, M. Lévy, Y. Amitai and E. Heifetz. 2011. Long range transport of a quasi isolated chlorophyll patch by an Agulhas ring. *Geophysical Research Letters*, 38, L16610.
- McDougall, T.J., Jackett, D. R., F. J. Millero, R. Pawlowicz, P. M. Baker. 2012. A global algorithm for estimating Absolute Salinity. *Ocean Science*, 8: 1123-1134, doi:10.5194/os-8-1123-2012.
- Mann, K. H., & Lazier, J. R. N. (2005). *Dynamics of Marine Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118687901>
- McGillicuddy Jr., D.J., A. R. Robinson, D. A. Siegel, H. W. Jannasch, R. Johnson, T. D. Dickey, J. McNeil, A. F. Michaels and A. H. Knap. 1998. Influence of mesoscale eddies on new production in the Sargasso Sea. *Nature*, 394:263–266.
- Sarmiento, J.L. & N. Gruber. (2006). *Ocean Biogeochemical dynamics*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

- Simpson, J. J. and R. J. Lynn. 1990. A Mesoscale eddy dipole in the offshore California Current. *J. Geophys. Res.*, 95:13009-13022.
- Soto-Mardones, L., A. Parés-Sierra, J. García, R. Durazo and S. Hormazabal. 2004. Analysis of the mesoscale structure in the IMECOCAL region (off Baja California) from hydrographic, ADCP and altimetry data. *Deep Sea Res. Part II*, 51:785-798.
- Vázquez Martínez, I. 2013. Respuesta del fitoplancton a los procesos físicos de mesoescala en el Sistema Frontal de Baja California Sur. Tesis Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente. IPN-CIIDIR Unidad Sinaloa, 113 pp.
- Zárate-Vidal, S. E. 1991. Corriente de California. En: *Oceanografía de mares mexicanos; Oceanografía física*. Comp. De la Lanza, E. G. AGT Ed., S. A. México, D. F. 569pp.

## 4.6. Flujos de CO<sub>2</sub> océano-atmósfera durante las temporadas de post-tehuano y tehuano en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México.

García-Burciaga Hugo O.<sup>1</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia<sup>2,\*</sup>; Hernández-Ayón José M.<sup>4</sup>; López-Serrano Antonio<sup>2</sup> y Leal-Acosta María L.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Carrera de Biología Marina. Universidad del Mar. Puerto Ángel, Oaxaca. C.P. 70902

<sup>2</sup>Instituto de Recursos. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

<sup>3</sup>Instituto de Industrias. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

<sup>4</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas Universidad Autónoma de Baja California. Km. 104 Tij-Ens. Ensenada Baja California.

\*Autor para correspondencia: cecilia\_chapa@aulavirtual.umar.mx

### Resumen

En este trabajo se reportan los flujos de CO<sub>2</sub> (FCO<sub>2</sub>) océano-atmósfera en Bahías de Huatulco (BH) durante las temporadas de post-tehuano (abril) y vientos tehuanos (noviembre) en 2017. Se colectaron muestras de agua a lo largo de un transecto perpendicular a la costa. Se analizaron en el laboratorio el carbono inorgánico disuelto (CID) y la alcalinidad total (AT) y se calcularon la presión parcial del CO<sub>2</sub> (*p*CO<sub>2</sub>) y los FCO<sub>2</sub>. Para ello se evaluaron las condiciones del viento en el Golfo de Tehuantepec. Los resultados muestran que BH fue una fuente de CO<sub>2</sub> en ambas temporadas (FCO<sub>2</sub> promedio<sub>(abril)</sub> = +0.74 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> y FCO<sub>2</sub> promedio<sub>(noviembre)</sub> = +11.8 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). Esta fuente de CO<sub>2</sub> está relacionada al acercamiento de la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) a las costas de BH en las temporadas de abril y noviembre que enriquece la costa con CID y *p*CO<sub>2</sub>. A pesar de que la Δ*p*CO<sub>2</sub> fue similar en ambos muestreos el FCO<sub>2</sub> fue mayor durante noviembre y menor en abril. Esto se atribuyó a una mayor turbulencia en la columna de agua por los intensos vientos tehuanos en noviembre los cuales facilitan el intercambio gaseoso de CO<sub>2</sub> y amplifican el FCO<sub>2</sub>, mientras que en abril el FCO<sub>2</sub> está en función de la cantidad de CID que hay en el océano.

**Palabras clave:** *Sistema de carbonatos; Golfo de Tehuantepec; Agua Subsuperficial Subtropical; vientos tehuanos.*

### Abstract

This study reports ocean-atmosphere CO<sub>2</sub> fluxes (FCO<sub>2</sub>) in Bahías de Huatulco (BH) during the post-tehuano (April) and tehuano winds (November) seasons in 2017. Water samples were collected along a transect perpendicular to the coast. Dissolved inorganic carbon (DIC) and total alkalinity (TA) were analyzed in the laboratory, and carbon dioxide partial pressure (*p*CO<sub>2</sub>) and FCO<sub>2</sub> were calculated. Wind conditions in the Gulf of Tehuantepec were evaluated. The results indicate that BH was a source of CO<sub>2</sub> in both seasons (average FCO<sub>2</sub> (April) = +0.74 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> and average FCO<sub>2</sub> (November) = +11.8 mmol m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). This CO<sub>2</sub> source is linked to the approach of the Subtropical Subsurface Water Mass (StSsW) to the BH coast in April and November, enriching the coast with DIC and *p*CO<sub>2</sub>. Despite similar Δ*p*CO<sub>2</sub> in both samplings, FCO<sub>2</sub> was higher in November and lower in April. This was attributed to greater water column turbulence due to intense tehuano winds in November, facilitating CO<sub>2</sub> gas exchange and amplifying FCO<sub>2</sub>. In April, FCO<sub>2</sub> is influenced by the amount of DIC present in the ocean.

**Key words:** *Carbonate System; Gulf of Tehuantepec; Subsurface Subtropical Water Mass; Tehuano.*

## Introducción

El ciclo del carbono es esencial para regular el equilibrio climático global, involucrando intercambios y transformaciones entre sistemas terrestres, la atmósfera, la litósfera, la biosfera y la hidrósfera. La atmósfera es el reservorio más pequeño con 418.88 ppm según el observatorio de Mauna Loa en Hawaii (<https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/monthly.html>). Sin embargo, el mayor depósito de carbono reside en los océanos, con aproximadamente 38,000 Pg de carbono inorgánico disuelto (CID) (Emerson y Hedges, 2008). Los océanos no solo almacenan carbono masivamente, sino que también funcionan como sumidero principal de carbono antropogénico, absorbiendo unos  $118 \pm 19$  Pg C entre 1800 y 1994 (Sabine *et al.*, 2004).

Los flujos de carbono son clave para entender la redistribución del carbono entre diferentes reservorios. El intercambio de  $\text{CO}_2$  entre la atmósfera y los océanos es esencial y está influenciado por las presiones parciales del gas en el aire y en el agua. Este proceso puede ocurrir en ambas direcciones: desde el océano hacia la atmósfera cuando la presión parcial del  $\text{CO}_2$  ( $p\text{CO}_2$ ) en el agua supera la del aire, y viceversa (Chapa-Balcorta *et al.*, 2018). Además de este flujo, se observa un patrón global en los océanos: las regiones tropicales tienden a liberar  $\text{CO}_2$  (fuentes), mientras que las templadas lo captan (sumideros). El Pacífico ecuatorial es la principal fuente natural de  $\text{CO}_2$  (Gruber *et al.*, 2009; Takahashi *et al.*, 2009).

En el Golfo de Tehuantepec (GT), los vientos tehuanos influyen en el ascenso de la masa de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) y generan cambios biogeoquímicos al modificar la columna de agua, enriqueciendo las aguas superficiales con nutrientes, CID y  $p\text{CO}_2$ , disminuyendo el pH y saturación de aragonita ( $\Omega_{\text{Ar}}$ ) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015a). En consecuencia, el GT se comporta como una fuente de  $\text{CO}_2$  durante eventos de vientos tehuanos.

Aunque los flujos de  $\text{CO}_2$  se han estudiado a nivel regional en el Golfo de Tehuantepec (GT), se desconoce su comportamiento en la zona costera. Este estudio busca evaluar los flujos de  $\text{CO}_2$  océano-atmósfera en Bahías de Huatulco (BH) durante las temporadas de post-tehuano y tehuano.

## Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México, en los buques de investigación oceanográfico ARM “MAZUNTE” (BI-08) (abril) y ARM “ALTAIR” (BI-03) (noviembre) de la Secretaría de Marina en el año 2017 (Figura 1).

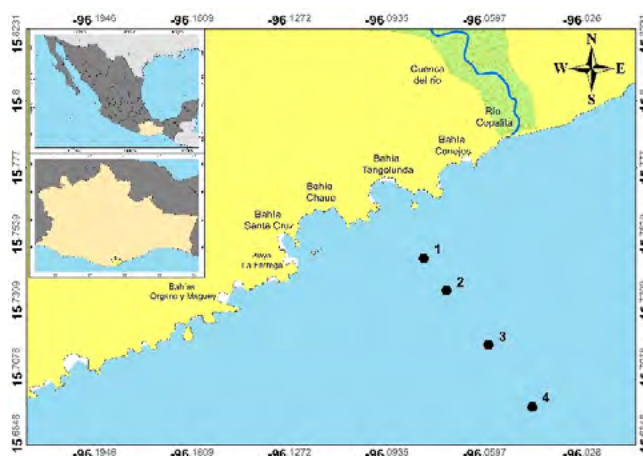


Figura 1. Localización del área de estudio en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. Los puntos representan las cuatro estaciones del transecto realizado el 27 de abril y 27 de noviembre de 2017.

Se realizó un transecto con cuatro estaciones frente a la bahía de Tangolunda (Figura 1), donde se recolectaron muestras de agua a diferentes profundidades que van desde la superficie hasta los 100 m de profundidad. Las muestras fueron obtenidas usando botellas Niskin de 5 L, almacenadas en botellas de borosilicato de sodio de 0.5 L, fijadas con una solución de  $\text{HgCl}_2$  y finalmente se usó grasa Apiezon para tapar las botellas y evitar el intercambio gaseoso. Los datos de temperatura potencial ( $T$  °C) y salinidad práctica ( $S_p$ ) se tomaron con un CTD SBE 19plus. A partir de estos datos, y con base en TEOS 10 (IOC/SCOR/IAPSO, 2010), se calculó la salinidad absoluta ( $S_A$ ) y la temperatura conservativa ( $\Theta$ ) con las funciones para MATLAB.

De las cuatro variables del sistema de carbonatos [CID, alcalinidad total (AT), pH y  $p\text{CO}_2$ ] se midieron dos en laboratorio: CID y AT. El análisis se hizo en el laboratorio de Oceanografía Química del Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Mientras que la  $p\text{CO}_2$  se calculó con el programa CO2SYS versión 1.1 para MATLAB (van Heuven *et al.*, 2011) con las constantes de agua de mar estándar y las constantes de disociación  $K_1$  y  $K_2$  de Lueker *et al.* (2000) así como la temperatura, salinidad y presión *in situ*. Con los resultados de  $p\text{CO}_2$  se calcularon los flujos de  $\text{CO}_2$  ( $\text{FCO}_2$ ) ( $\text{mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) océano-atmósfera con la ecuación propuesta por Liss y Merlivat (1986):

$$\text{FCO}_2 = k \cdot K_0 \cdot (p\text{CO}_{2\text{OC}} - p\text{CO}_{2\text{ATM}}) \quad (1)$$

Donde  $k$  es la velocidad de transferencia del gas (Wanninkhof, 2014),  $K_0$  es la solubilidad del  $\text{CO}_2$  en el agua de mar a la temperatura y salinidad *in situ* (Weiss, 1974),  $p\text{CO}_{2\text{OC}}$  y  $p\text{CO}_{2\text{ATM}}$  son las presiones parciales del  $\text{CO}_2$  en el océano y en la atmósfera, respectivamente. Para el cálculo, se utilizaron valores del promedio mensual de  $p\text{CO}_2$  atmosférico del observatorio Mauna Loa en Hawái (Keeling *et al.*, 2001) ([https://scropssco2.ucsd.edu/data/atmospheric\\_co2/primary\\_mlo\\_co2\\_record.html](https://scropssco2.ucsd.edu/data/atmospheric_co2/primary_mlo_co2_record.html)), para los meses de abril y noviembre de 2017 se usaron los valores de 409.03 y 405.12  $\mu\text{atm}$ , respectivamente. También fue necesario datos de la velocidad del viento para calcular  $k$ , estos fueron proporcionados por Copernicus Marine Service ([marine.copernicus.eu](http://marine.copernicus.eu)) con una resolución temporal de 6 horas del período de enero a diciembre de 2017 de la capa superficial a 10 m sobre el nivel del mar. Los datos cuentan con un procesado L4 y una resolución espacial de  $0.25^\circ \times 0.25^\circ$  (<https://doi.org/10.48670/moi-00185>). Los mapas de velocidad y la dirección del viento se realizaron en el software de programación MATLAB R2017b.

## Resultados y discusiones

### *Campo de viento*

El primer muestreo, el 27 de abril de 2017 se hizo a finales de la temporada de invierno en condiciones de post-tehuano. Se considera temporada de post-tehuano debido a que semanas previo al muestreo hubo eventos de vientos tehuanos (Figura 2a). En la costa occidental del GT se registraron vientos del oeste y cerca de las estaciones de muestreo en BH estos vientos llegaron con velocidades de  $\sim 4 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2b). El segundo muestreo, el 27 de noviembre de 2017, se hizo en la temporada de invierno y vientos tehuanos (Figura 2a). Estos vientos formaron un abanico en una gran extensión de GT superando los  $14 \text{ m s}^{-1}$ , también alcanzaron la zona costera de BH con velocidades de  $\sim 10 \text{ m s}^{-1}$  cerca de las estaciones de muestreo (Figura 2c).

### *Flujos de $\text{CO}_2$ océano-atmósfera*

En los períodos de abril y noviembre de 2017, el océano se comportó como una fuente de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera (Figura 3a). No obstante, hubo una diferencia en la cantidad de  $\text{CO}_2$  emitido en ambos períodos. En abril los  $\text{FCO}_2$  fluctuaron entre  $-0.16$  y  $+2.04 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y en noviembre oscilaron entre los  $-2.98$  y  $+28.74 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Figura 3a). Los valores negativos se registraron en la estación cuatro en



ambos períodos de muestreo, sin embargo, el acumulado y el promedio de los flujos por muestreo nos indican que el transecto frente a Tangelunda se comportó como una fuente de  $\text{CO}_2$  en abril y noviembre de 2017 ( $\Sigma\text{FCO}_2(\text{abril}) = +2.96 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\text{FCO}_2 \text{ promedio}(\text{abril}) = +0.74 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $\Sigma\text{FCO}_2(\text{noviembre}) = +47.16 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\text{FCO}_2 \text{ promedio}(\text{noviembre}) = +11.8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). También, la  $\Delta p\text{CO}_2$  (Figura 3b) siguió una tendencia similar a los  $\text{FCO}_2$ , sin embargo, los valores entre la  $\Delta p\text{CO}_2$  de abril y noviembre presentan valores similares a excepción de la estación 3 la cual es mayor en noviembre que en abril. Cabe señalar que en la estación 4 la  $\Delta p\text{CO}_2$  fue negativa en abril y noviembre ( $-6.0$  y  $-15.79 \text{ } \mu\text{atm}$ , respectivamente), al igual que los  $\text{FCO}_2$ .

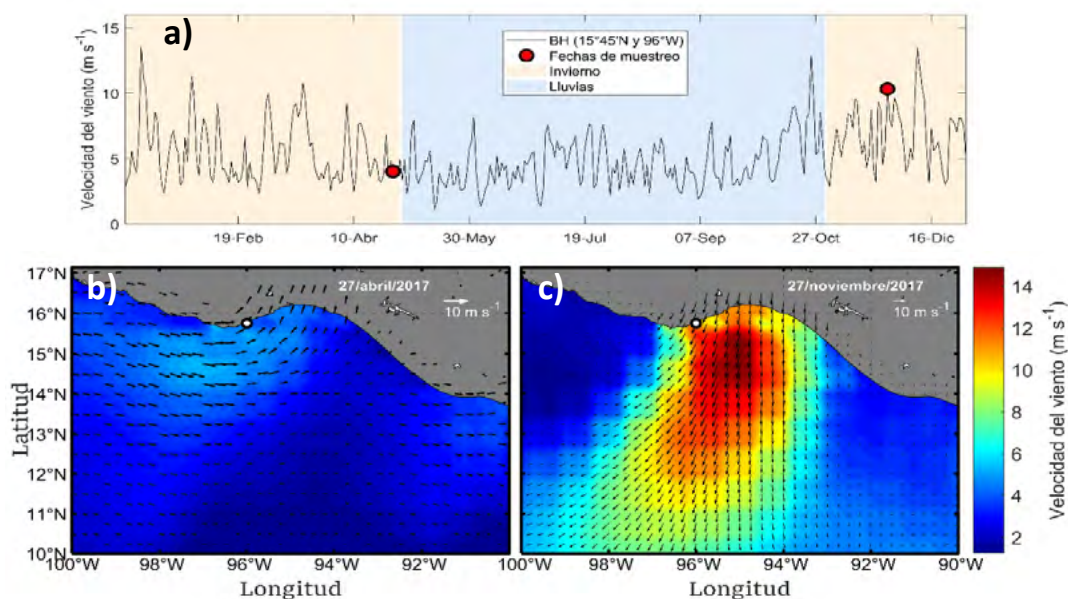


Figura 2. a) Promedio diario de la velocidad del viento en Bahías de Huatulco durante el año 2017. b) Viento dominante en el GT el 27 de abril y c) 27 de noviembre de 2017. El punto blanco en los mapas es la ubicación más cercana a BH donde se hizo la serie de tiempo de la figura a.

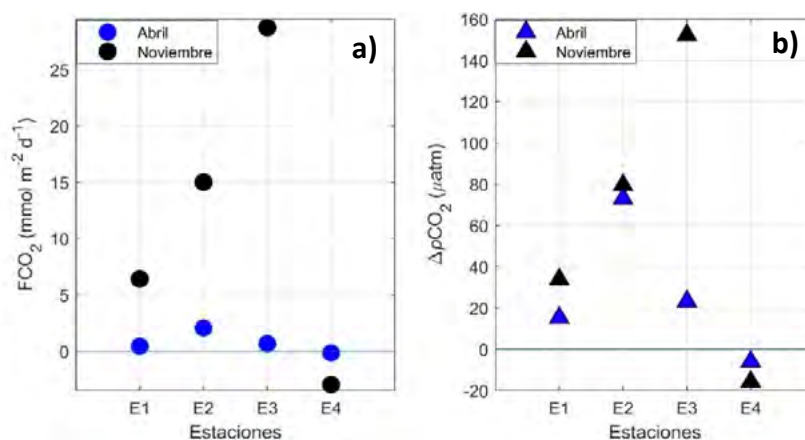


Figura 3. a) Flujos de  $\text{CO}_2$  en  $\text{mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y b)  $\Delta p\text{CO}_2$  en  $\mu\text{atm}$  del transecto de Bahías de Huatulco en los períodos de abril (azul) y noviembre (negro).

En el GT se ha reportado ascenso y abordamiento de la ASsSt. En temporada de post-tehuano se han identificado variables oceanográficas que promueven el ascenso de la ASsSt en la región occidental del GT como lo son surgencias costeras y zonas de mezcla generadas por los vientos tehanos donde se reportan flujos hasta de  $+5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $+42 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015b). Mientras que en temporada de tehanos los vientos son el principal factor que provoca intensa

mezcla vertical y eventos de abordamiento de la ASsSt en el GT (Trasviña *et al.*, 1995; Chapa-Balcorta, 2016). Se han reportado flujos entre  $-24$  y  $+23$   $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  durante eventos de tehuanos (Chapa-Balcorta, 2016). A pesar de que los estudios indican ascenso y abordamiento de agua subsuperficial en la región del GT, aun son pocos los estudios que nos muestren que ocurre cerca de las costas. En este sentido, García-Burciaga *et al.* (2021) reportan para abril de 2017 en el mismo transecto frente a la bahía de Tangelunda (Figura 1) la presencia y ascenso de la ASsSt, el ascenso de esta masa de agua enriqueció con CID y  $p\text{CO}_2$  aguas superficiales, el resultado fue una fuente de  $\text{CO}_2$  como se muestra en este trabajo, sin embargo, los flujos fueron mayores en noviembre (Figura 3a). Es importante mencionar que la  $\Delta p\text{CO}_2$  mostró valores muy similares entre los muestreos de abril y noviembre (Figura 3b), esto sugiere que en dicho mes los vientos tehuanos promueven el intercambio océano-atmósfera y en abril el flujo depende de la concentración de CID en el agua. Esto es congruente con lo reportado por Chapa-Balcorta *et al.* (2015a) donde mencionan que los flujos de  $\text{CO}_2$  pueden ser amplificadas por los fuertes vientos, pero también por otros factores como la actividad fotosintética y procesos de desnitrificación. Así mismo, en BH las comunidades coralinas intervienen en el secuestro de carbono (Calderón-Aguilera *et al.*, 2007; Calderón-Aguilera *et al.*, 2017) y en consecuencia en los flujos de  $\text{CO}_2$  océano-atmósfera, la zona de arrecifes realiza un secuestro neto de  $4.51$   $\text{ton C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  (Chapa-Balcorta *et al.*, 2017).

## Conclusiones

Se encontró que Bahías de Huatulco se comportó como una fuente de  $\text{CO}_2$  durante los periodos de muestreo ( $\text{FCO}_2$  promedio<sub>(abril)</sub> =  $+0.74$   $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$  y  $\text{FCO}_2$  promedio<sub>(noviembre)</sub> =  $+11.8$   $\text{mmol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). Estos flujos positivos están asociados al enriquecimiento de CID y  $p\text{CO}_2$  cuando la ASsSt se acerca a las costas de BH en los meses de abril y noviembre como se ha reportado anteriormente. A pesar que la  $p\text{CO}_2$  fue similar en ambos muestreos, el mayor flujo se presentó en época de tehuanos y este fue menor en post-tehuanos. Esto sugiere que los intensos vientos en temporada de tehuanos están amplificando los  $\text{FCO}_2$ , provocando una mayor turbulencia en la columna de agua y facilitando la salida del gas, mientras que en post-tehuanos el flujo depende de la cantidad de CID que hay en el océano (enriquecido por múltiples factores).

## Agradecimientos

Los autores agradecen al proyecto Programa de monitoreo permanente de la acidificación del océano y su efecto en la calcificación de los corales formadores de arrecifes en México”, con clave SEMARNAT-2016-01-278637 por el financiamiento de este trabajo; A la Secretaría de Marina Armada de México por el uso del buque de investigación oceanográfico ARM “Río Tecolutla” (BI-08) y ARM “ALTAIR” (BI-03) para la colecta de las muestras. Al Oc. Pablo Gregorio Ruiz Pérez por el apoyo en el laboratorio. Por último, un agradecimiento a todas las personas involucradas en la toma de muestras. HOGB es becario del proyecto PRODEP “Variación espacio-temporal de los procesos biogeoquímicos de la zona costera del Golfo de Tehuantepec y su relación con el zooplancton.

## Literatura citada

- Calderón-Aguilera, L.E., H. Reyes-Bonilla y J.D. Carriquiry. 2007. El papel de los arrecifes coralinos en el flujo de carbono en el océano: estudios en el Pacífico mexicano. En *El carbono en aguas costeras y lacustres*, 215-226.
- Calderón-Aguilera, L.E., H. Reyes-Bonilla, C.O. Norzagaray-López y R.A. López-Pérez. 2017. Los arrecifes coralinos de México: Servicios ambientales y secuestro de carbono. Programa Mexicano del Carbono, 53-62.
- Chapa-Balcorta, C. 2016. Dinámica del carbono inorgánico disuelto en el Golfo de Tehuantepec. Tesis de doctorado. 148 p.
- Chapa-Balcorta, C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu y A. Siqueiros-Valencia. 2015a. Flujos de carbono en el Golfo de Tehuantepec posterior a eventos Tehuanos. Programa Mexicano del Carbono, 501-507.

- Chapa-Balcorta, C., J.M. Hernández-Ayón, R. Durazo-Arvizu, E. Beier, S.R. Alin, and A. López-Pérez. 2015b. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO<sub>2</sub> system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *J. Geophys. Res. Oceans*, 120, 7752–7770.
- Chapa-Balcorta, C., J.M. Hernández-Ayón, R.A. López-Pérez, A. Siqueiros-Valencia, C.O. Norzagaray-López y R.A. Guerra-Mendoza. 2017. Intercambio océano-atmósfera de CO<sub>2</sub> en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano. *Programa Mexicano del Carbono*, 283-289.
- Chapa-Balcorta, C., R. Sosa-Ávalos, J.M. Hernández-Ayón y T.L. Espinosa-Carreón. 2018. Base de datos sobre carbono inorgánico disuelto y flujos de carbono océano-atmósfera en ecosistemas marinos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(3), 186-199.
- Emerson, S., & J. Hedges. 2008. *Chemical oceanography and the marine carbon cycle*. Cambridge University Press. 453 p.
- García-Burciaga, H.O., C. Chapa-Balcorta, A. López-Serrano, M.L. Leal-Acosta y J.M. Hernández-Ayón. 2021. Sistema del CO<sub>2</sub> en condiciones de post-tehuano en Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. En: Hernández-Ayón J.M., M.G. Manzano, M.A. Bolaños y P. Ibarra (eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2021* (pp. 247-252). Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Tecnológico de Monterrey. Texcoco, Estado de México, México. 640 p.
- Global Ocean Hourly Reprocessed Sea Surface Wind and Stress from Scatterometer and Model. *E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS. DOI: 10.48670/moi-00185*
- Gruber, N., M. Gloor, S.E. Mikaloff-Fletcher, S.C. Doney, S. Dutkiewicz, M.J. Follows, M. Gerber, A.R. Jacobson, F. Joos, K. Lindsay, D. Menemenlis, A. Mouchet, S.A. Müller, J.L. Sarmiento, and T. Takahashi. 2009. Oceanic sources, sinks, and transport of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(1), GB1005.
- IOC, SCOR and IAPSO. 2010. The international thermodynamic equation of seawater - 2010: Calculations and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission, Manuals and Guides No. 56, UNESCO (English), 196 p.
- Keeling, C. D., S.C. Piper, R.B. Bacastow, M. Wahlen, T.P. Whorf, M. Heimann, and H.A. Meijer. 2001. Exchanges of atmospheric CO<sub>2</sub> and <sup>13</sup>CO<sub>2</sub> with the terrestrial biosphere and oceans from 1978 to 2000. I. Global aspects. *SIO Reference Series*, No. 01-06, Scripps Institution of Oceanography, San Diego, 88 p.
- Liss P., and L. Merlivat. 1986. Air-Sea exchange rates: Introduction and synthesis. In: Buart Menard P (ed.), *The role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Reidel Publishing Company, Boston, 113–127.
- Lueker, T. J., A.G. Dickson, and C.D. Keeling. 2000. Ocean pCO<sub>2</sub> calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K<sub>1</sub> and K<sub>2</sub>: validation based 53 on laboratory measurements of CO<sub>2</sub> in gas and seawater at equilibrium. *Marine Chemistry*, 70(3):105-119.
- Sabine, C. L., R.A. Feely, N. Gruber, R.M. Key, K. Lee, J.L. Bullister, ...A.F. Ríos. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science*, 305(5682), 367-370.
- Takahashi, T., S.C. Sutherland, R. Wanninkhof, C. Sweeney, R.A. Feely, D.W. Chipman, and A. Watson. 2009. Climatological mean and decadal change in surface ocean pCO<sub>2</sub>, and net sea–air CO<sub>2</sub> flux over the global oceans. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56(8-10), 554-577.
- Trasviña, A., E.D. Barton, J. Brown, H.S. Velez, P.M. Kosro, and R.L. Smith. 1995. Offshore wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Mexico: The asymmetric circulation. *Journal of Geophysical Research*, 100(C10), 20649.
- van Heuven, S., D. Pierrot, J.W.B. Rae, E. Lewis, and D.W.R. Wallace. 2011. MATLAB program developed for CO<sub>2</sub> system calculations. ORNL/CDIAC-105b. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy.
- Wanninkhof, R. 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnology and Oceanography: Methods*, 12(6), 351-362.
- Weiss, R.F. 1974. Carbon dioxide in water and seawater: The solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, 2, 203-215.

## 4.7. Distribución vertical de tres variables del sistema de carbonatos cercanas al núcleo de la zona de mínimo de oxígeno en México

De la Cruz-Ruiz A. Itahi<sup>1,\*</sup>; Espinosa-Carreón T. Leticia<sup>2</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia<sup>3</sup> y Martínez-Magaña Víctor H.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Doctorado en Ciencias en Conservación del Patrimonio Paisajístico. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

<sup>2</sup> Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Sinaloa. Boulevard Juan de Dios Bátiz Paredes No. 250, Col. San Joaquín, CP 81101, Guasave, Sinaloa, México.

<sup>3</sup> Instituto de Recursos. Universidad del Mar Campus Puerto Ángel, Ciudad Universitaria S/N, CP 70902, Puerto Ángel, Oaxaca, México.

<sup>4</sup> CRIAP Manzanillo, Playa Ventanas s/n, Col. Carretera Manzanillo a Campos Colima, CP 28200, Manzanillo, Colima.

\*Autor para correspondencia: itahi.dlc@gmail.com

### Resumen

A nivel nacional, la dinámica del sistema de carbonatos en el Pacífico tropical mexicano presenta una dinámica distinta a otras regiones del país, debido a un exceso de carbono inorgánico disuelto en la columna de agua. El objetivo de este trabajo fue enriquecer el conocimiento del sistema de CO<sub>2</sub> para entender el comportamiento de sus variables en esta zona del Pacífico. Se reporta la variabilidad hasta los 200 m de temperatura, clorofila, oxígeno disuelto, carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT) y pH<sub>T</sub> en dos estaciones monitoreadas durante marzo de 2020, a bordo del B/I “Dr. Jorge Carranza Fraser”. Los valores de CID, AT y pH<sub>T</sub> fueron similares tanto en la superficie como a partir de los 100 m, pero se encontraron diferencias entre los 25 y 100 m en ambas estaciones que se relacionaron a un remolino anticiclónico en la estación más alejada de la costa.

**Palabras clave:** *Pacífico tropical mexicano; Sistema de carbonatos; Zona del mínimo de oxígeno; Remolinos anticiclónicos.*

### Abstract

At the national level, the dynamics of the carbonate system in the Mexican tropical Pacific presents a different dynamic than other regions of the country, due to an excess of dissolved inorganic carbon in the water column. The objective of this work was to enrich the knowledge of the CO<sub>2</sub> system to better understand the behavior of its variables in this area of the Pacific. The variability up to 200 m of temperature, chlorophyll, dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon (DIC), total alkalinity (TA) and pH<sub>T</sub> is reported in two stations monitored during March 2020, aboard the R/V “Dr. Jorge Carranza Fraser”. The values of DIC, TA and pH<sub>T</sub> were similar both at the surface and from 100 m, but differences were found between 25 and 100 m in both stations that were related to an anticyclonic gyre in the station furthest from the coast.

**Key words:** *Mexican tropical Pacific; Carbonate system; Oxygen minimum zone; Anticyclonic eddies.*

### Introducción

Uno de los componentes más importantes de la oceanografía química es el sistema de carbonatos, debido principalmente a su relación con la acidez del agua de mar y porque se considera que es un regulador del ciclo del carbono (Emerson y Hedges, 2008). Dicho sistema puede ser estudiado a partir

de las cuatro variables que lo integran: carbono inorgánico disuelto (CID), alcalinidad total (AT), presión parcial del CO<sub>2</sub> en el agua (pCO<sub>2</sub>) y pH (Park, 1965).

Se considera que en las aguas del Pacífico tropical mexicano (PTM) la dinámica del sistema de carbonatos es diferente a otras regiones, ya que existe un exceso de CID en la columna de agua (Paulmier *et al.*, 2011). Además, en esta región del Pacífico mexicano se encuentra el núcleo de la Zona de Mínimo de Oxígeno (Maske *et al.*, 2019) y forma parte de la llamada “alberca de agua cálida del Pacífico oriental”, cuyas aguas se caracterizan por tener temperaturas en la superficie >28.5 °C (Wang y Enfield, 2001).

Si bien la mayoría de los estudios relacionados al sistema de carbonatos en el Pacífico mexicano hasta hace tiempo estaban enfocados en regiones como el sistema de la Corriente de California o el golfo de California, en los últimos años se han publicado más trabajos de la dinámica del sistema de carbonatos desde la región de Cabo Corrientes hasta el golfo de Tehuantepec. Por ello, el objetivo de este trabajo fue enriquecer el conocimiento generado de las variables del sistema de CO<sub>2</sub> y sus cambios en la región.

## Materiales y Métodos

Del 28 de febrero al 29 de marzo de 2020 se realizó una campaña oceanográfica a bordo del B/I Dr. Jorge Carranza Fraser del Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA), donde se colectaron alícuotas a diferentes profundidades desde la superficie hasta los 200 m de la columna de agua en dos estaciones oceanográficas frente a las costas de Guerrero, al sureste de Acapulco (Figura 1). En cada estación se registró la temperatura, conductividad y fluorescencia a lo largo de la columna de agua con ayuda de un CTD modelo Ocean Seven 320 Plus WOCE (precisión de 0.01%) de la marca Idronaut.

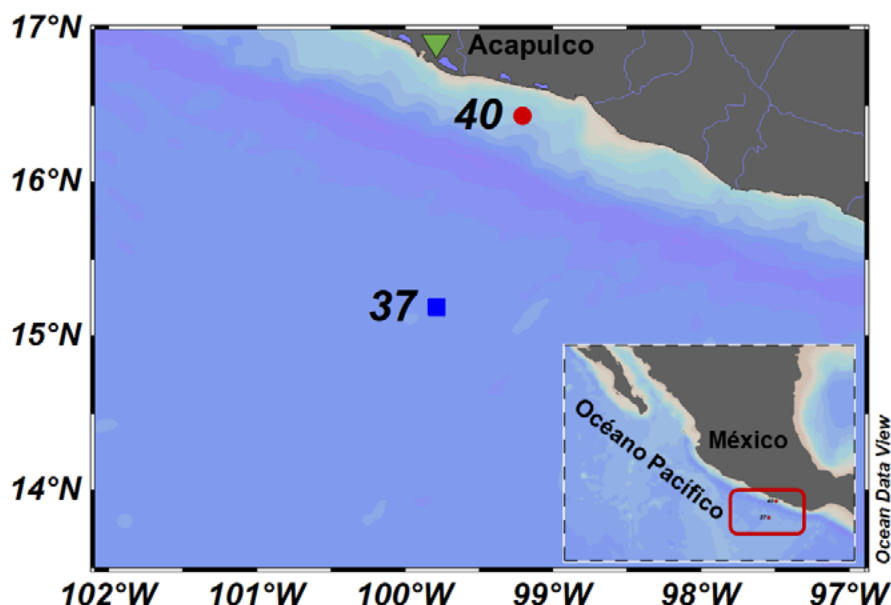


Figura 1. Estaciones oceanográficas en el área de estudio.

Las muestras fueron colectadas en botellas de borosilicato de 125 ml y fijadas con 50 µL de una solución saturada de cloruro de mercurio (HgCl<sub>2</sub>) para después ser trasladadas al laboratorio de Biogeoquímica Marina de la Universidad del Mar (Campus Puerto Ángel), donde se cuantificaron las variables de CID y AT. Las mediciones de CID se realizaron por acidificación y detección coulométrica con ayuda del módulo de acidificación CM5330 y del coulómetro modelo CM5017, ambos de la marca UIC Inc. La AT fue determinada mediante titulación de celda abierta con ayuda del titulador Titrino 848 marca Metrohm. Para ambas metodologías se utilizaron estándares de referencia certificados, proporcionados por el laboratorio del Dr. Andrew Dickson (del Instituto de Oceanografía de Scripps),

además de seguir las recomendaciones descritas en Dickson *et al.* (2007). Los resultados obtenidos fueron expresados en micromoles por kilogramo de agua de mar ( $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ), cuya precisión fue de  $\pm 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ .

Los valores de  $\text{pH}_T$  (escala de pH de concentración total de iones de hidrógeno) fueron calculados con ayuda del programa CO2SYS (Lewis y Wallace, 1998) utilizando los datos de temperatura, salinidad y presión *in situ*, los datos de CID y AT obtenidos en el laboratorio y las constantes de disociación de Lueker *et al.* (2000). También se llevó a cabo análisis de oxígeno disuelto (OD) durante la campaña, en el laboratorio seco del buque, con el método micro-Winkler (Anderson, 1971).

Se analizó la dinámica hidrográfica del área de estudio durante el mes de la campaña con ayuda de compuestos mensuales de imágenes de satélite de Temperatura Superficial del Mar (TSM) y Clorofila Satelital (ClasAT), obtenidos del portal Ocean Color de la NASA (NASA, 2017), con resolución espacial de 4 km por píxel. La Altura Absoluta del Nivel del Mar (AANM) y el flujo geostrófico fueron obtenidos a partir de los productos GECKO (Observatorio Geostrófico y de Corrientes de Ekman, por sus siglas en inglés), con una resolución temporal de 1 día y espacial de  $0.25^\circ$ , facilitados por el Dr. Joël Sudre del Laboratorio de Estudios de Geofísica y Oceanografía Espacial (LEGOS, por sus siglas en francés).

## Resultados y Discusión

El diagrama de Temperatura Conservativa ( $\theta$ ) y Salinidad Absoluta ( $S_A$ ) ( $\theta$ - $S_A$ ) obtenido a partir de las dos estaciones monitoreadas, mostró la presencia del Agua Tropical Superficial (ATS) y el Agua Subtropical Subsuperficial (AStSs; Figura 2). Sin embargo, la profundidad a la que las masas de agua se reportan varió entre las estaciones. Se encontró la presencia del ATS en la estación 37 (E37) hasta los 72 m, mientras que en la estación 40 (E40) estuvo presente hasta los 44 m. Por otro lado, se reportó la presencia del AStSs a partir de los 108 m y 65 m de la columna de agua en E37 y E40, respectivamente.

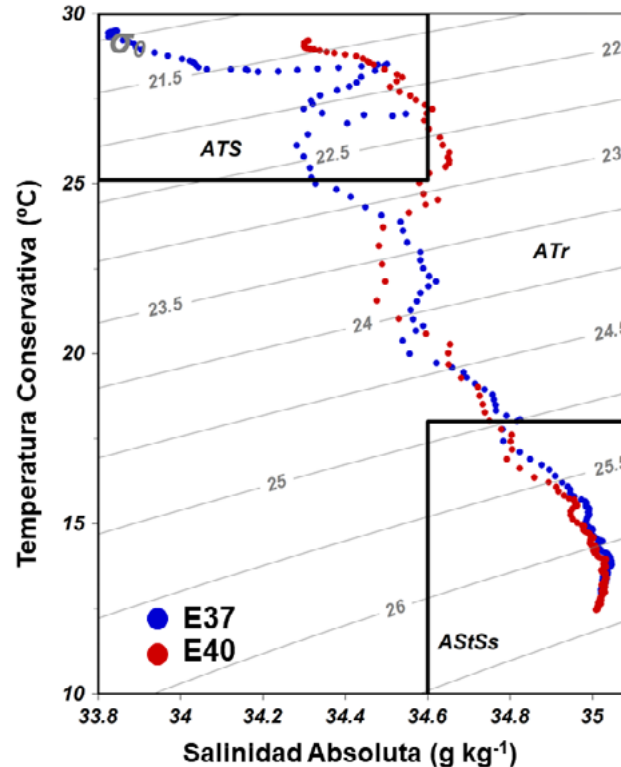


Figura 2. Diagrama  $\theta$ - $S_A$  en las estaciones de monitoreo de la campaña realizada a cabo en marzo 2020. Clasificación de las masas de agua de acuerdo con Portela *et al.* (2016). ATS = Agua Tropical Superficial, ATr = Agua de Transición, AStSs = Agua Subtropical Subsuperficial.

Durante la campaña oceanográfica se encontraron estructuras de mesoescala en el área de estudio (Figura 3), destacando la presencia de un remolino ciclónico al noroeste de E40 y dos remolinos anticiclónicos al sureste de E37. Dicha dinámica física favoreció la variación en el nivel del mar desde la costa hacia el océano, con un rango que varió desde los 50 hasta los 110 cm de AANM.

La TSM presentó una variación norte-sur que fue desde los 27.5 ° hasta los 30.5 °C, estos rangos de temperatura corresponden a los propios de la alberca de agua cálida del Pacífico (Trasviña *et al.*, 1999; Fiedler y Talley, 2006) y donde las temperaturas más bajas se asociaron al remolino anticiclónico y las más altas a la circulación anticiclónica, mientras que la Cla<sub>SAT</sub> mostró una variación costa-océano, con valores en la línea de costa >0.5 mg m<sup>-3</sup>. Este filamento de clorofila es resultado de la circulación de la Corriente Costera Mexicana (Kessler, 2006), ya que dicha corriente acarreó aguas ricas en nutrientes provenientes del golfo de Tehuantepec y enriqueció la zona costera.

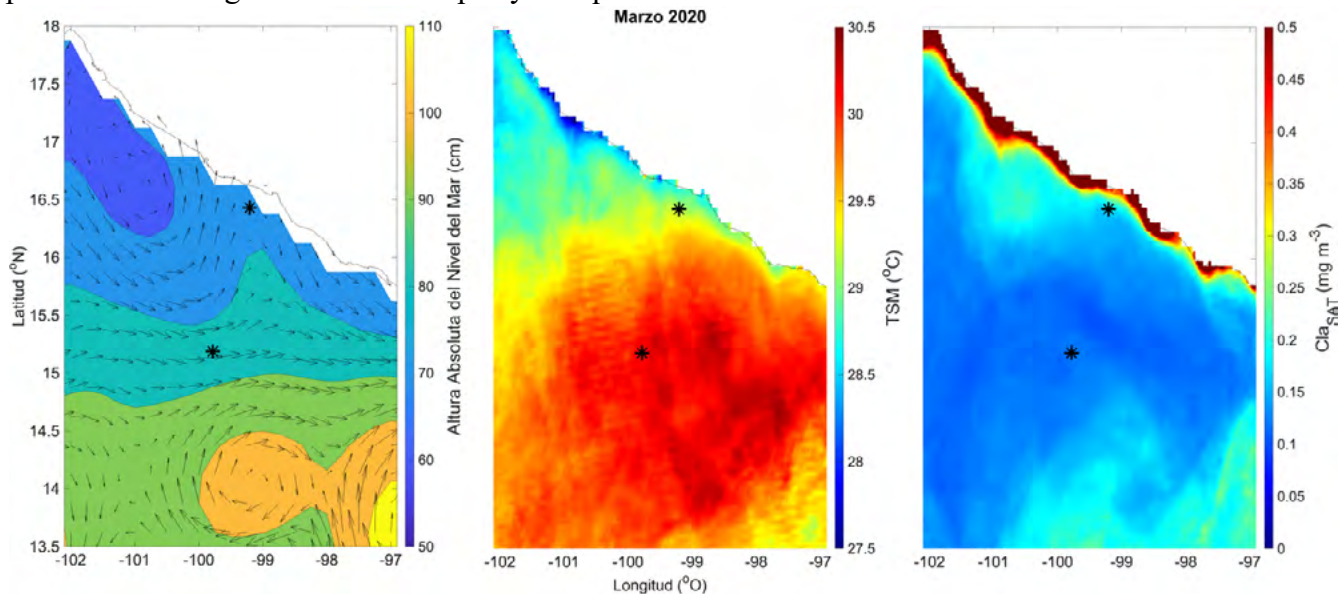


Figura 3. Promedios de Altura Absoluta del Nivel del Mar y flujo geostrófico (izquierda), Temperatura Superficial del Mar (centro) y Clorofila Satelital (derecha) durante marzo de 2020.

El perfil vertical de temperatura de E37 (Figura 4) mostró una termoclina y oxiclina por debajo de los 50 m, profundidad a la cual también se registró el valor máximo de clorofila (1.09 mg m<sup>-3</sup>). Por su parte, en E40 la termoclina fue más somera, mientras que el valor máximo de clorofila se registró a los 49 m (1.84 mg m<sup>-3</sup>). El hundimiento de las masas de agua en E37 permitió encontrar valores de oxígeno disuelto de 172.04  $\mu\text{mol l}^{-1}$  a 75 m de la columna de agua. Como describieron Cepeda-Morales *et al.* (2009), la profundidad de los valores máximos de clorofila tanto como los valores mínimos de oxígeno están relacionados con la presencia de remolinos ciclónicos y anticiclónicos en el área de estudio.

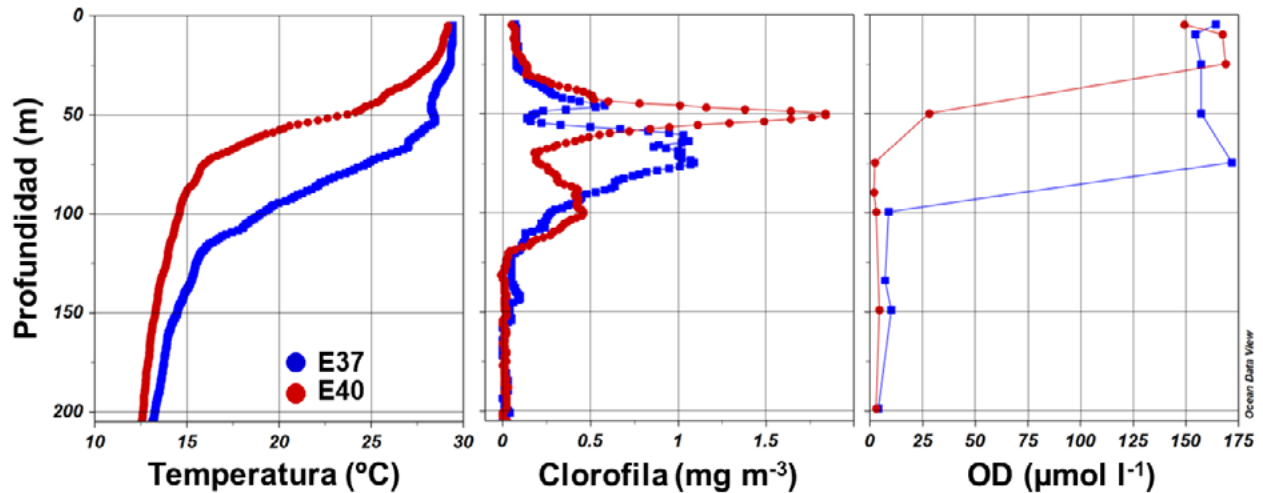


Figura 4. Perfiles verticales de temperatura (izquierda), clorofila (centro) y oxígeno disuelto (derecha) hasta los 200 m en las estaciones monitoreadas.

Los perfiles de CID mostraron en ambas estaciones un incremento de sus valores conforme aumenta la profundidad (Figuras 5), con valores superficiales de 1918 y 1938  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  y que aumentaron a 2195  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  a 200 m. Los valores de AT presentaron tendencias inversas en ambas estaciones en los primeros 25 metros, disminuyendo en E37 de 2193 a 2146  $\mu\text{mol kg}^{-1}$  y con un incremento en E40 de 2258 a 2331  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ , pero aumentando sus valores en ambas estaciones a partir de los 50 m.

Los valores superficiales de  $\text{pH}_T$  calculados en E37 fueron de 7.964, disminuyeron a 7.790 a los 50 m y aumentaron a 7.912 a los 200 m, mientras que en E40 variaron de superficie a 200 m de 8.029 hasta 7.996, con un valor mínimo en los 50 m de 7.695. Los valores superficiales de pH fueron similares de Espinosa-Carreón *et al.* (2020), quienes reportaron valores de  $\text{pH}_{\text{sw}}$  8.02 frente a la bahía de Acapulco.

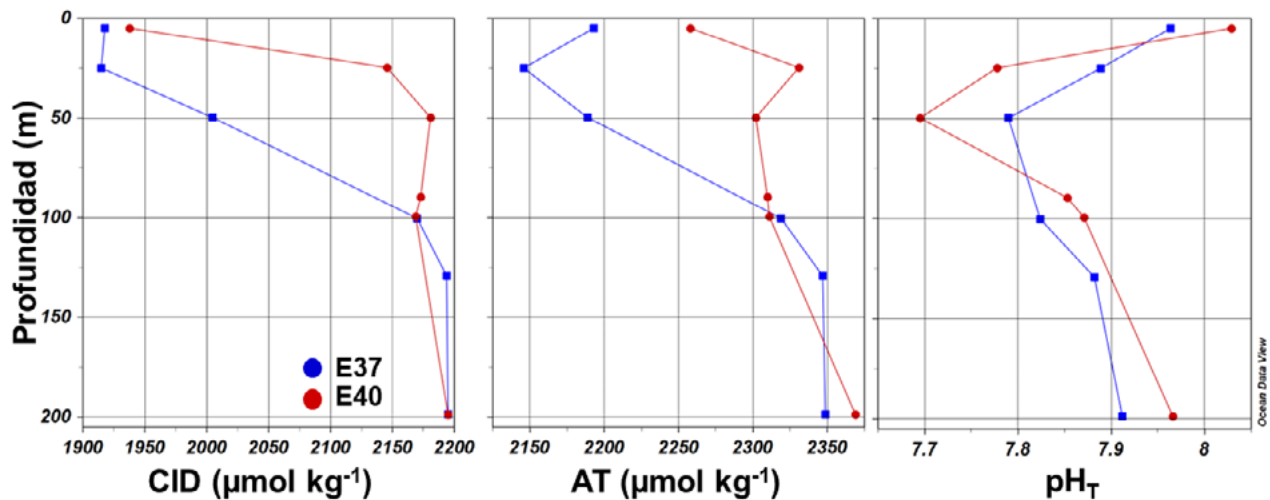


Figura 5. Perfiles verticales de Carbono Inorgánico Disuelto (izquierda), Alcalinidad Total (centro) y  $\text{pH}_T$  (derecha).

## Conclusiones

Los valores reportados en este trabajo en ambas estaciones registraron perfiles similares de T, Cla, OD, CID, AT y  $\text{pH}_T$  tanto en superficie como a 200 m. Sin embargo, la presencia de un remolino anticiclónico promovió diferencias en los perfiles entre los 25 y 100 m, destacando la diferencia en los valores de OD a 75 m, donde en E37 se encontraron valores de 172.014  $\mu\text{mol l}^{-1}$  y 2.25  $\mu\text{mol l}^{-1}$  en E40.



## Agradecimientos

Los autores agradecen al CONAHCYT por la beca número 2021-000018-02NACF-23332 y por el apoyo de la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI) del Instituto Politécnico Nacional que el primer autor recibe para sus estudios de posgrado, así como el financiamiento del proyecto número 20231233 del IPN. También se agradece al proyecto Coastal Acidification Time Series, Salina Cruz, financiado por The Ocean Foundation y la Global Ocean Acidification Observation Network y al Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura por las facilidades otorgadas durante la campaña JCFINP/20-03.

## Literatura citada

- Anderson JC. 1971. Oxygen analysis. In: Marine Technician Handbook. Sea Grant Publication No. 9, SIO Ref. No. 71-8, Univ. of California, 29 pp.
- Cepeda-Morales, J., E. Beier, G. Gaxiola-Castro, M. F. Lavin y V. M. Godínez. 2009. Effect of the oxygen minimum zone on the second chlorophyll maximum in the Eastern Tropical Pacific off Mexico. *Ciencias Marinas*, 35(4), 389-403. <https://doi.org/10.7773/cm.v35i4.1622>
- Dickson, A.G., C.L. Sabine y J.R. Christian (Eds.). 2007. Guide to best practices for ocean CO<sub>2</sub> measurements. PICES Special Publication 3, 191 pp.
- Emerson S, y Hedges J. *Chemical Oceanography and the Marine Carbon Cycle*. Cambridge: Cambridge University Press; 2008. doi:10.1017/CBO9780511793202
- Espinosa-Carreón, T. L., L. Flores-Trejo, A. I. De la Cruz-Ruiz, J. M. Hernández-Ayón, C. Chapa-Balcorta y D. Hernández-Becerril. 2020. Distribución vertical de algunas variables del sistema de carbono en el límite superior de la alberca cálida del Pacífico tropical mexicano. En: Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2020. Hernández, J. M., M. Rojo., M. Fuentes., A. Velázquez y M. Bolaños (Editores). 2020. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 602 p.
- Kessler, W. S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 181-217. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009>
- Lewis, E. y D. Wallace. 1998. CO<sub>2</sub>SYN-Program developed for the CO<sub>2</sub> systems calculations. Carbon Dioxide Inf. Anal. Center; Report ORNL/CDIAC-105.
- Maske, H., E. Escobar, L. Sanchez, C. Almeda-Jauregui, C. Chapa-Balcorta, R. Sosa-Avalos y J. Hernandez-Ayón. 2019. Capítulo 5 Zona del Mínimo de Oxígeno en el Pacífico Mexicano. En Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Serie Síntesis Nacional.
- NASA Ocean Biology Processing Group. (2017). MODIS-Aqua Level 3 Mapped Chlorophyll Data Version R2018.0. NASA Ocean Biology Distributed Active Archive Center. <https://doi.org/10.5067/AQUA/MODIS/L3M/CHL/2018>
- Park, K. P. 1965. Total carbon dioxide in seawater. *Journal of Oceanography. Soc. Japan* 21: 10-15.
- Paulmier, A., D. Ruiz-Pino, y V. Garçon. 2011. Carbon Maximum Zone (CMZ) formation associated with Oxygen Minimum Zone (OMZ). *Biogeoscience* 8, 239-252. doi: 10.5194/bg-8-239-2011
- Portela, E., E. Beier, E.D. Barton, R. Castro, V. Godínez, E. Palacios-Hernández, P.C. Fiedler, L. Sánchez-Velasco, and A. Trasviña. 2016. Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *J. Phys. Oceanogr.*, 46, 3069-3081, <https://doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Trasviña, A., D. Lluch-Cota, A. E. Filonov, & A. Gallegos. 1999. Oceanografía y el Niño. Los Impactos de El Niño en México. UNAM, México, 69-101.
- Wang, C. y D. B. Enfield. 2001. The tropical western hemisphere warm pool. *Geophysical Research Letters*, 28(8), 1635-1638. <https://doi.org/10.1029/2000GL011763>



# 5 Ecosistemas Terrestres



## 5.1. Carbono orgánico en suelos con nopal verdura en laderas de los volcanes Tláloc-Teuhtli, Sierra Chichinautzin, CdMx

López-Blanco Jorge<sup>1</sup>; Rodríguez-Gamiño, Lourdes<sup>2,\*</sup>; Vela-Correa, Gilberto<sup>3</sup> y Evelia Padilla Arzate<sup>3</sup>

1 Global Change Consulting. Barquera 13-B509, Merced Gómez, Benito Juárez, 03930, CdMx

2 Colegio de Geografía, FFyL, UNAM. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Cd. Universitaria, Coyoacán, 04510, CdMx

3 Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco, Lab. de Edafología. Calz. del Hueso 1100, Villa Quietud, Coyoacán, 04960, CdMx

\*Autor para correspondencia: lulugamino@hotmail.com

### Resumen

Se determinó la concentración de carbono orgánico del suelo (COS) en ocho sitios con cultivo de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica*), en las laderas de los volcanes Tláloc-Teuhtli, Sierra Chichinautzin, CdMx. En cada sitio, se caracterizó la geometría del relieve, su origen, tipo, unidad morfogénica, litología y cronología, también se tomó de 0-30 cm de profundidad una muestra de suelo por sitio. En laboratorio se obtuvo la densidad aparente ( $D_a$ ) y el carbono orgánico (CO). El COS se calculó con base en la ecuación:  $COS = (CO * D_a * P_s * S_{up}) / 100$ . Los resultados mostraron que el valor más alto de COS ( $20.5 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,471 msnm; pendiente  $3^\circ$ ), está en el Sitio S7, en la ladera sur del volcán Teuhtli, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias* de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno. El valor más bajo de COS ( $5.4 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,799 msnm; pendiente  $12^\circ$ ) está en el S1, en la ladera norte del volcán Tláloc, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias-superiores* de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de basalto y andesita, del Cuaternario Pleistoceno. En promedio, los sitios de la ladera del Teuhtli ( $14.0 \text{ kg m}^{-2}$ ), tuvieron 72% más de COS, que para el caso de los sitios de la ladera del Tláloc ( $8.3 \text{ kg m}^{-2}$ ). La diferencia de valores de COS entre las dos laderas estudiadas, se relaciona, aparentemente, con la antigüedad y morfología que conforman las coladas de lava del material parental, su consecuente diferencia de inclinación del terreno (Tláloc  $8.5^\circ$ ; Teuhtli  $4.3^\circ$ ), mayor cantidad de cauces (flujo hídrico concentrado) en el Tláloc, y por el mayor modelado por flujo laminar en las áreas de interfluvio, asimismo, por el impacto humano de extracción de suelo para su comercialización.

**Palabras clave:** Carbono orgánico; densidad aparente; morfogénesis; laderas; Tláloc-Teuhtli

### Abstract

The Soil Organic Carbon (SOC) concentration in eight sites with cactus pear (*Opuntia ficus-indica*) crop was determined, on the mountain slopes of the Tláloc-Teuhtli volcanoes, Sierra Chichinautzin, Mexico City. In each site, some relief features were considered (geometry, origin, type, morphogenetic unit, lithology and chronology); also, a soil sample was taken from 0-30 cm depth per site. By laboratory work Bulk density (bD) and organic carbon (OC) were obtained. Based on the equation:  $COS = (CO * D_a * P_s * S_{up}) / 100$  the SOC was calculated. The results showed that the highest value of SOC ( $20.5 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,471 masl; slope  $3^\circ$ ) is at site S7, on the southern mountain slope of the Teuhtli volcano, with cumulative endogenous volcanic relief of *middle* mountain slopes of basalt-andesite lava flows and pyroclastic deposits, from the Quaternary Pleistocene. The lowest value of SOC ( $5.4 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,799 masl; slope  $12^\circ$ ) is in the S1, on the north slope of the Tláloc volcano, with an endogenous cumulative volcanic relief of *middle-upper* mountain slopes of pyroclastic deposits on basalt and andesite lava flows, from the Quaternary Pleistocene. On average, the sites on the Teuhtli slope ( $14.0 \text{ kg m}^{-2}$ ) had 72% more SOC than the sites on the Tláloc slope ( $8.3 \text{ kg m}^{-2}$ ). The difference in COS values, between the two studied slopes, is apparently related to the age and morphology of the lava flows of the parent material. Its consequent difference in terrain inclination (Tlalloc  $8.5^\circ$ ; Teuhtli  $4.3^\circ$ ), greater channels quantity (concentrated

runoff) in the Tlálloc, and due to the greater modeling by overland flow in the interfluvial areas, likewise, due to the human impact of extracting soil for its commercialization.

**Keywords:** *Organic carbon; apparent density; morphogenesis; slopes; Tlaloc-Teuhtli*

## Introducción

El suelo es la mayor reserva de Carbono (C) en los ecosistemas terrestres (Castellano *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2010), asimismo, es un importante depósito del CO<sub>2</sub> atmosférico (Guo & Gifford, 2002). El Carbono orgánico almacenado en los suelos es la mayor reserva terrestre de carbono, y el suelo almacena al menos tres veces más carbono que la atmósfera (Jobbagy & Jackson, 2000). Se ha estimado que, a nivel global, hay entre 1,300 a 1,500 Gt de reservas de C orgánico que se almacenan en el suelo, entre 0 y 100 cm de profundidad, y aproximadamente 900 Gt, entre 100 y 200 cm de profundidad (Fan *et al.*, 2018). Dada la importante cantidad de carbono almacenado en el suelo, un pequeño cambio en el carbono orgánico del suelo (COS) podría ejercer impactos significativos en la concentración del CO<sub>2</sub> atmosférico (Smith *et al.*, 2008). El carbono orgánico del suelo (COS), es un componente clave para la funcionalidad de los ecosistemas y crucial para la alimentación, el suelo, el agua, la seguridad energética, así como en la reducción de los impactos negativos del cambio climático (Stockmann *et al.*, 2015).

El objetivo de este trabajo fue determinar y analizar comparativamente, la concentración de carbono orgánico del suelo (COS), en ocho sitios (en altitudes de 2,363 a 2,799 msnm), con cultivo de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica*), en la ladera norte del Volcán Tlálloc, y en la ladera sur del Volcán Teuhtli, Sierra Chichinautzin, sur de la Ciudad de México (CdMx).

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El Volcán Tlálloc (2,303 a 3,691 msnm), y el volcán Teuhtli (2,232 a 2,709 msnm), se localizan en la provincia ambiental biofísica (PAB), del *Eje Neovolcánico*, en la región ambiental biofísica (RAB) 121 *Depresión de México*, y en la sub-región ambiental biofísica (SRAB) de Sierra Chichinautzin (López-Blanco, 2009). Están entre las coordenadas 19°03' y 19°16', de latitud Norte y entre 98°59' y 99°05', de longitud Oeste, en la porción sur de la Cuenca de México (Figura 1). De manera general, la Sierra Chichinautzin está constituida por estructuras volcánicas formadas por flujos lávicos y depósitos piroclásticos, acumulados desde el Terciario hasta el Cuaternario (Pleistoceno-Holoceno; Martin, 1980). Esta Sierra, representa el límite sur de la Cuenca de México y su origen se relaciona con la subducción de la Placa de Cocos, por debajo de la Placa Norteamericana (Tapia-Varela y López-Blanco, 2001).

Las lavas que componen la estructura principal del volcán Tlálloc (3,691 msnm), son de derrames de coladas de lava, en bloque, compuestas de andesitas basálticas de olivino y augita (espesor promedio 40 m; Martin, 1980:56). Las lavas que componen la estructura principal del Teuhtli, volcán escudo coronado por conos de escoria, son de andesitas basálticas de augita y olivino, y se presentan en derrames de 0.5 m a 2.0 m de espesor, cubiertas por capas delgadas de ceniza color café (Martin, 1980:45).

El tipo de clima dominante es templado subhúmedo con lluvias de verano (García, 2004). En el Tlálloc hay una temperatura media anual de 13°C, y en el Teuhtli es de 16 °C. La precipitación media anual del Tlaloc es de 900 a 1200 mm y la del Teuhtli es de 600 a 900 mm (Rodríguez-Gamiño, 2008).

Las unidades de suelo son, para el Tlálloc: una asociación de Phaeozem háplico y Andosol húmico; y para el Teuhtli: Phaeozem háplico (INEGI, 1999). Los tipos de vegetación dominantes en el Tlálloc: bosque de pino, pino-encino, encino, pastizal y matorral. En el Teuhtli, principalmente matorral xerófito. Los principales usos del suelo, en las laderas de este estudio, tanto para el Tlálloc, como para el Teuhtli,

es de agricultura de temporal, con cultivos permanentes anuales de nopal verdura (*Opuntia ficus-indica*), y el uso urbano (Rodríguez-Gamiño, 2008).

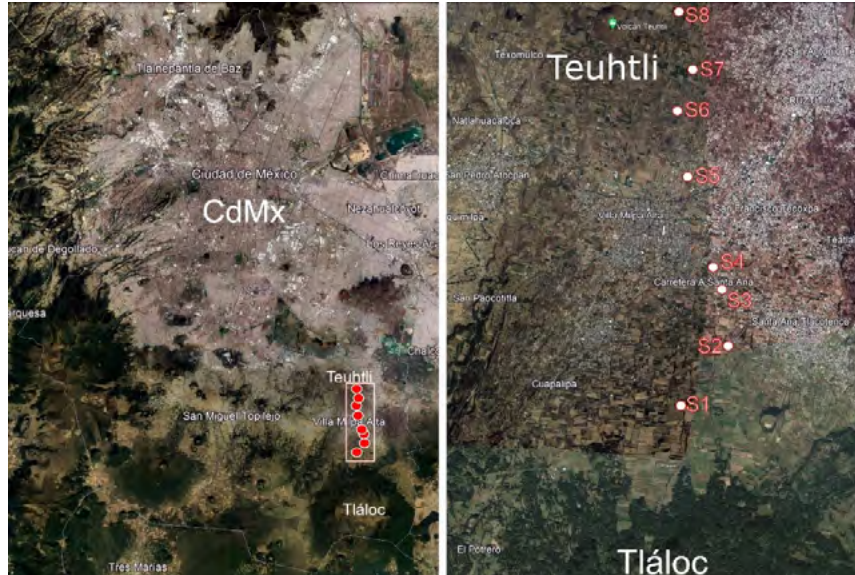


Figura 1. Del lado izquierdo, localización general del área de estudio, en el contexto de la CdMx. A la derecha, localización específica de los sitios de muestra de suelo (S1 a S8). Fuentes: *Google Earth* (2023) y elaboración propia.

### Procedimiento y análisis

Se obtuvieron los tipos morfogenéticos y clases del relieve en los sitios de toma de las muestras de suelo, a partir del método de levantamiento geomorfológico del ITC (Verstappen y van Zuidam, 1991). Se caracterizaron las principales variables de la geometría del relieve local en cada sitio de perfil (altitud, pendiente y orientación de ladera). También se determinó el origen del relieve, tipo, unidad morfogenética, crono-litología. En campo se ubicaron los sitios de muestreo (S1 a S8; ver Fig.1), se condicionó a que ellos estuviesen en parcelas donde se cultiva nopal verdura (*Opuntia ficus-indica*).

Para cada sitio de muestreo de suelo, se tomó una muestra superficial combinada entre los 0 y 30 cm. En laboratorio se obtuvieron los valores de Densidad aparente ( $D_a$ ) y Carbono Orgánico (CO; SEMARNAT, 2002). Finalmente, se realizó el análisis de la información. El carbono orgánico se determinó con un analizador elemental *Thermo Scientific Flash 2000*. El carbono orgánico en el suelo (COS), se calculó con base en la ecuación 1:

$$COS = (CO * D_a * P_s * S_{up}) / 100 \quad (1)$$

Donde,  $COS$  es el Carbono orgánico del suelo, en  $Mg\ ha^{-1}$ ;  $CO$  es el Carbono orgánico total en %;  $D_a$  es la densidad aparente en  $Mg\ m^{-3}$ ;  $P_s$  es la profundidad de la toma de muestra (0.3 m);  $S_{up}$  es la superficie de referencia ( $10,000\ m^2 = 1\ ha$ ). Para convertir de  $Mg\ ha^{-1}$  a  $kg\ m^{-2}$ , los valores resultantes se multiplicaron por 1,000 ( $1\ Mg = 1000\ kg$ ) y se dividió entre 10,000, para tenerlos en  $m^2$ .

## Resultados y discusión

### Características del relieve

Los tipos morfogenéticos y clases, del relieve, en los ocho sitios del estudio, se muestran en el Cuadro 1. En él, se observa que la ladera norte del Volcán Tlálloc, está conformada por las unidades

morfológicas de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias-superiores* (S1), *medias* (S2), e *inferiores* (S3 y S4), todas, de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de andesita-basalto, del Cuaternario Pleistoceno. La ladera sur del Volcán Teuhtli, está conformada por las unidades morfológicas de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *inferiores* (S6), *medias* (S7) y *superiores* (S8), todas, de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de andesita-basalto, del Cuaternario Pleistoceno. La planicie aluvial intermontana de Milpa Alta, originada por los depósitos aluviales y coluviales, provenientes del Tláloc y Teuhtli, está conformada por la siguiente unidad morfológica del relieve: Exógeno acumulativo aluvial, de *planicie aluvial intermontana* con depósitos aluviales-coluviales, y piroclásticos, del Holoceno.

**Cuadro 1. Morfogénesis, tipo/clase y geometría, del relieve en los ocho sitios de los volcanes Tláloc-Teuhtli.**

Sitio	Nombre del Sist. Morfo-genético	Morfogénesis y tipo/clase de relieve	Altitud (msnm)	Orient (Cuadr / Valor°)	Pend (°)
S1	Tláloc	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña medias-superiores</i> de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de basalto y andesita, del Cuaternario Pleistoceno	2,799	NW31°	12°
S2	Tláloc	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña medias</i> de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de basalto y andesita, del Cuaternario Pleistoceno	2,695	NE33°	5°
S3	Tláloc	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña inferiores</i> de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de basalto y andesita, del Cuaternario Pleistoceno	2,519	NW09°	9°
S4	Tláloc	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña inferiores</i> de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de basalto y andesita, del Cuaternario Pleistoceno	2,459	NE08°	8°
S5	Planicie Aluvial Intermontana Tláloc-Teuhtli	Exógeno acumulativo aluvial, de <i>planicie aluvial intermontana</i> con depósitos aluviales holocénicos y piroclásticos del Holoceno	2,363	SE49°	2°
S6	Teuhtli	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña inferiores</i> de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno	2,426	SE39°	3°
S7	Teuhtli	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña medias</i> de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno	2,471	SE65°	3°
S8	Teuhtli	Endógeno volcánico acumulativo de <i>laderas de montaña superiores</i> de flujos lávicos de basalto, andesita y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno	2,527	SE79°	7°

msnm: metros sobre el nivel del mar; Orient: orientación; Cuadr: cuadrante; °: valor en grados; Pend: pendiente.

Morfométricamente, los sitios de la ladera del Tláloc tienen altitudes que van de 2,459 a 2,799 msnm, orientaciones, hacia el noroeste y noreste, y pendientes, de 5° a 12°. Los sitios de la ladera del Teuhtli, tienen altitudes que van de 2,426 a 2,527 msnm, orientaciones, hacia el sureste, y pendientes, de 3° a 7°.

#### *Distribución espacial comparativa del COS, entre la ladera del Tláloc y la del Teuhtli*

En el Cuadro 2 se muestran los valores de COS (en kg m<sup>-2</sup>) para los ocho sitios del estudio, agrupados por laderas (ladera Norte del Tláloc y ladera sur del Teuhtli; Figura 2), y en la planicie aluvial

intermontana Tláloc-Teuhtli. Los resultados mostraron que el valor más alto de COS ( $20.5 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,471 msnm; pendiente  $3^\circ$ , y orientación  $SE65^\circ$ ), está en el Sitio S7, en la ladera sur del volcán Teuhtli, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias* de flujos lávicos de andesita-basalto, y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno (edad isotópica en años  $19,530 \pm 160$ ; Bloomfield, 1975).

El valor más bajo de COS ( $5.4 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,799 msnm; pendiente  $12^\circ$  y orientación  $NW31^\circ$ ) está en el S1, en la ladera norte del volcán Tláloc, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias-superiores* de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de andesita-basalto, del Cuaternario Pleistoceno (edad isotópica en años  $38,590 \pm 3,210$ ; Bloomfield, 1975). El valor de COS para el sitio S5, ubicado en la planicie aluvial intermontana Tláloc-Teuhtli, fue de  $19.9 \text{ kg m}^{-2}$ ; 2,363 msnm; pendiente  $2^\circ$ , y orientación  $SE49^\circ$ , con relieve: Exógeno acumulativo aluvial, de *planicie aluvial intermontana* con depósitos aluviales-columiales, y piroclásticos, del Holoceno.

El valor promedio de COS, agrupando los sitios S1 a S4 (ladera norte del Tláloc), resultó en  $8.2 \text{ kg m}^{-2}$  (rango= $5.4$  a  $11.3 \text{ kg m}^{-2}$ ; pendiente media de los sitios= $8.5^\circ$ ); en cambio, el valor para los sitios S6 a S8 (ladera sur del Teuhtli), resultó en  $14.1 \text{ kg m}^{-2}$  (rango= $10.0$  a  $20.5 \text{ kg m}^{-2}$ ; pendiente media de los sitios= $4.3^\circ$ ), esto es, los sitios de la ladera sur del Teuhtli, tuvieron 72% más de COS, que para los sitios de la ladera norte del Tláloc.

**Cuadro 2. Valores de COS para los ocho sitios de estudio, COS promedio y pendiente media, por ladera.**

Sitio	Nombre del Sistema Morfogenético	COS (Mg $\text{ha}^{-1}$ )	COS ( $\text{kg m}^{-2}$ )	COS Promedio por ladera ( $\text{kg m}^{-2}$ )	Pendiente Media por Ladera y General( $^\circ$ )
S1	Tláloc	54.3	5.4	8.2	8.5
S2	Tláloc	113.1	11.3		
S3	Tláloc	80.4	8.0		
S4	Tláloc	81.8	8.2		
S5	Planicie Aluvial Intermontana del Tláloc-Teuhtli	199.1	19.9	Promedio General 11.9	Promedio General 6.1
S6	Teuhtli	117.5	11.7	14.1	4.3
S7	Teuhtli	204.6	20.5		
S8	Teuhtli	99.5	10.0		

La diferencia de valores de COS entre las dos laderas estudiadas, se relaciona, aparentemente, con la antigüedad y morfología que conforman las coladas de lava del material parental (Tláloc  $38,590 \pm 3,210$  años; Teuhtli  $19,530 \pm 160$ ; Bloomfield, 1975), su consecuente diferencia de inclinación del terreno (Tláloc  $8.5^\circ$ ; Teuhtli  $4.3^\circ$ ), mayor cantidad de cauces (por flujo hídrico concentrado; Figura 2) en el Tláloc, y por el mayor modelado por flujo laminar en las áreas de interfluvio, también para el Tláloc, asimismo, por el impacto humano de extracción de suelo para su comercialización, que se ha detectado en algunas porciones de la ladera norte del Tláloc (López-Blanco *et al.*, 2022:234).



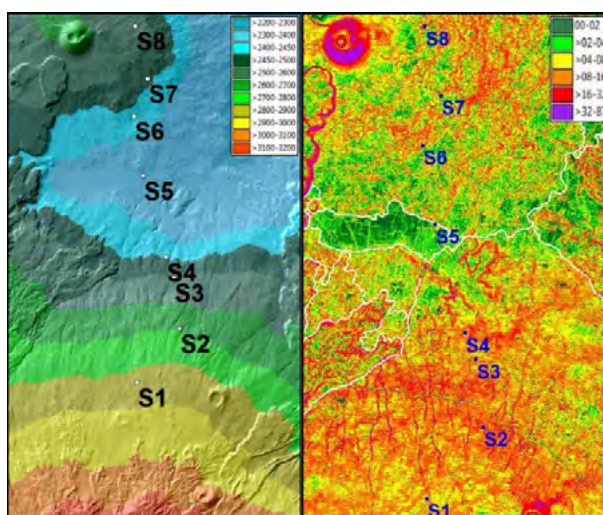


Figura 2. Del lado izquierdo, mapa de intervalos altitudinales en msnm. A la derecha, mapa de intervalos de pendiente en grados. En los dos mapas están los ocho sitios de muestreo de suelo (S1 a S8). Fuente: Elaboración propia usando el DTM Lidar (del Terreno; tamaño pixel=5m) de INEGI.

## Conclusiones

El valor más alto de COS está en el Sitio S7, en la ladera sur del volcán Teuhtli, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias* de flujos lávicos de andesita-basalto, y depósitos piroclásticos, del Cuaternario Pleistoceno

El valor más bajo de COS está en el S1, en la ladera norte del volcán Tláloc, con relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias-superiores* de depósitos piroclásticos sobre flujos lávicos de andesita-basalto, del Cuaternario Pleistoceno.

El valor promedio de COS, agrupando los sitios S1 a S4 (ladera norte del Tláloc), resultó en  $8.2 \text{ kg m}^{-2}$ ; en cambio, el valor para los sitios S6 a S8 (ladera sur del Teuhtli), resultó en  $14.1 \text{ kg m}^{-2}$ . Los sitios de la ladera sur del Teuhtli, tuvieron 72% más de COS, que para los sitios de la ladera norte del Tláloc.

## Literatura citada

- Bloomfield, Keith, 1975, A late Quaternary monogenetic volcano field in central. Mexico: Geologische Rundschau, v. 64, p. 476-497.
- Castellano, M. J., K. E. Mueller, D. C. Olk, J. E. Sawyer, and J. Six. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept, *Global change biology*, 21(9), 3200-3209, doi:10.1111/gcb.12982.
- Fan, H., Zhao, W., Daryanto, S., Fu, B., Wang, S., & Wang, Y. 2018. Vertical distributions of soil organic carbon and its influencing factors under different land use types in the desert riparian zone of downstream Heihe River basin, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123, 7741-7753. <https://doi.org/10.1029/2018JD028268>.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 5ta. Edición. Serie Libros. Núm. 6. Ed. Instituto de Geografía, UNAM. México. 97 p.
- Guo, L.B., Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. [org/10.1046/j.1354-1013.2002](https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1999. Carta Edafológica de Milpa Alta (E14A49) a escala 1:50,000, México.
- Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10 (2), 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2).
- López-Blanco J. 2009. 1.6 Regionalización ambiental (biofísica) nacional, basada en la tipología de sus componentes naturales (unidades ambientales biofísicas) y mapa I.6.1. Mapa de unidades ambientales biofísicas (Escala 1:2,000,000), pp. 319-354 y Anexo Cartográfico. In SEMARNAT-INE-UNAM, Caracterización y Diagnóstico para el Programa de Ordenamiento Ecológico General del Territorio (POEGT). México.
- López-Blanco J.; Rodríguez-Gamiño L.; Vela-Correa G. y Ferreira-Ocaña M. 2022 5.10. Distribución vertical del carbono orgánico atmosférico fijado en el suelo en el Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, CdMx in Hernández Ayón J. M.; Briones Villareal O.; Bolaños González M. A. e Ibarra Alonso P. (Editores). 2022. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2022. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto de Ecología (INECOL). Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882.
- Luo, Z., E. Wang, and O.J. Sun. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis, *Geoderma*, 155(3), 211-223, doi: 10.1016/j.geoderma.2009.12.012.



- Martin del P. A. 1980. Vulcanología de la Sierra Chichinautzin, Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 131 p.
- Rodríguez-Gamiño, L. 2008. Determinación de indicadores ambientales en Milpa Alta, Distrito Federal. Tesis de Doctorado en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras-Instituto de Geografía, UNAM. México, 188 p.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. Diario Oficial de la Federación. 31 diciembre 2002. 73 p.
- Smith, P., Fang, C., Dawson, J.J.C., Moncrieff, J.B. 2008. Impact of Global Warming on Soil Organic Carbon. *Adv. Agron.* 97, 1-43. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)00001-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00001-6).
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S.Y., Rawlins, B.G., Field, D.J. 2015. Global soil organic carbon assessment. *Glob. Food Sec.* 6, 9-16. . gfs.2015.07.001
- Tapia-Varela, G. y López-Blanco, J. 2001. Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfogenéticas a escala 1:100,000. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 19 (1):50-65.
- Verstappen, H. Th. and R. A. van Zuidam. 1991, The ITC system of geomorphologic survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards, ITC Publication, 10, 89 p.

## 5.2. Implicaciones del estrés evaporativo en pastizales cultivados a lo largo de un gradiente altitudinal: Un estudio en la Cuenca del Río Usumacinta, México.

Coronel Claudia<sup>1,\*</sup>; Serna Fernanda<sup>2</sup>; Alcudia-Aguilar Alejandro<sup>3</sup>; Popoca-Cruz Pavel E.<sup>4</sup>; Madrigal-Gómez José M.<sup>5</sup> y Reyes-García Lizeth M.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Investigaciones Sociales Dr. José María Luis Mora, Poussin 45, San Juan Mixcoac, CP 03730, Benito Juárez, CDMX.

<sup>2</sup> Centro de Investigación en Matemáticas A.C., De Jalisco s/n, Valenciana, C.P. 36023, Guanajuato, Guanajuato.

<sup>3</sup> Cultivo Land LPBC, 5020 Franklin Drive, suite 100 Pleasanton, 94588, CA, EEUU.

<sup>4</sup> Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad (LANCIS), Instituto de Ecología, UNAM. Circuito exterior s/n anexo al Jardín Botánico. Ciudad Universitaria, C.P. 04510. Coyoacán, CDMX.

<sup>5</sup> Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial Centro Geo, Contoy 137 Col. Lomas de Padierna, CP 14240, Tlalpan, CDMX.

\*Autor por correspondencia: ccoronel@institutomora.edu.mx

### Resumen

Los pastizales, además de su relevancia en la producción ganadera y su predominancia en la cuenca del Río Usumacinta, desempeñan un papel esencial en el ciclo hidrológico. El objetivo de este estudio es analizar la respuesta fenológica de estos ecosistemas a lo largo de un gradiente altitudinal y su relación con el estrés hídrico experimentado durante una década. Se analizaron series de tiempo de índices de vegetación y fracción evaporativa derivados del sensor MODIS, para integrar años considerados normales y secos en términos de precipitación, se empleó la descomposición de series para comprender las tendencias a lo largo del tiempo. Nuestros resultados indican que los pastizales son sensibles a la variabilidad en la humedad disponible, especialmente durante años de sequía, y presentan una capacidad limitada para recuperarse después de tales eventos. El gradiente altitudinal influye, con zonas más bajas y planas experimentando un estrés hídrico más marcado, independientemente de las condiciones meteorológicas; en general los pastizales requieren una alta fracción evaporativa para que sean productivos. El monitoreo de los pastos inducidos es esencial para tomar decisiones informadas sobre su manejo sostenible, en especial para fortalecer su papel en la economía local y contribuir a la estabilidad hidrológica de la cuenca.

**Palabras clave:** *Estrés evaporativo, pastizales, humedad disponible*

### Abstract

Grasslands, in addition to their relevance in livestock production and their predominance in the Usumacinta River basin, play an essential role in the hydrological cycle. The objective of this study is to analyze the phenological response of these ecosystems along an altitudinal gradient and its relationship with the stress experienced during a decade. Time series of vegetation indices and evaporative fraction derived from the MODIS sensor were analyzed to integrate years considered normal and dry in terms of precipitation, series decomposition was used to understand trends over time. Our results indicate that grasslands are sensitive to variability in available moisture, especially during dry years, and have limited ability to recover after such events. The altitudinal gradient influences, with lower and flatter areas experiencing more marked water stress, regardless of weather conditions; in general, grasslands require a high evaporative fraction to be productive. The monitoring of induced pastures is essential to make informed decisions about their sustainable management, especially to strengthen their role in the local economy and contribute to the hydrological stability of the basin.

**Keywords:** *Evaporative stress, grasslands, available moisture*

## Introducción

La precipitación representa la entrada principal de agua al ecosistema. Aparte de este proceso biofísico, la evapotranspiración (ET) es el factor predominante que afecta el suministro de agua, y su dinámica se ve influenciada por las características y cambios en la vegetación (Zhang *et al.*, 2001). Un aumento en la ET resulta en un menor suministro de agua al sistema socio ecológico, aumentando su vulnerabilidad a sequías. Sin embargo, la transpiración en plantas es fundamental para la productividad primaria y acumulación de carbono. Es crucial relacionar los ciclos fenológicos de productividad primaria con los flujos de agua para un análisis más integrado de la función ecosistémica. Actualmente, la cobertura vegetal en la cuenca del Usumacinta en México ha sido impactada negativamente por el monocultivo de palma africana, la introducción de pastizales y la agricultura intensiva de cultivos transitorios (Horton *et al.*, 2021). Los pastizales, en particular, juegan un papel crucial en la dinámica hídrica y ecológica de la región. Este estudio analiza la respuesta fenológica de los pastizales inducidos a lo largo de un gradiente altitudinal y su relación con el estrés hídrico a lo largo de una década. El objetivo es caracterizar la respuesta fenológica de los pastos en el mediano plazo, identificar sus estrategias de uso de agua interanual y entender su comportamiento ante el estrés hídrico, especialmente durante los años secos.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

La Cuenca del río Usumacinta presenta una gran heterogeneidad topográfica, geológica y climática, lo que permite la presencia de un gran número de tipos de vegetación, desde herbáceas y matorrales de alta montaña (en la parte más fría de la cuenca de Guatemala), templada bosques (coníferas y robles), bosques montanos, bosques tropicales de clima cálido (perennifolios, semi perennifolios y caducifolios, dependiendo de la humedad), y en las partes bajas están presentes una gran cantidad de tipos de humedales de agua dulce o salobre (Velázquez *et al.*, 2000.). Los pastos representan el 47%, 24% y 22% de superficie de las cuencas baja, media y alta respectivamente (Figura 1).

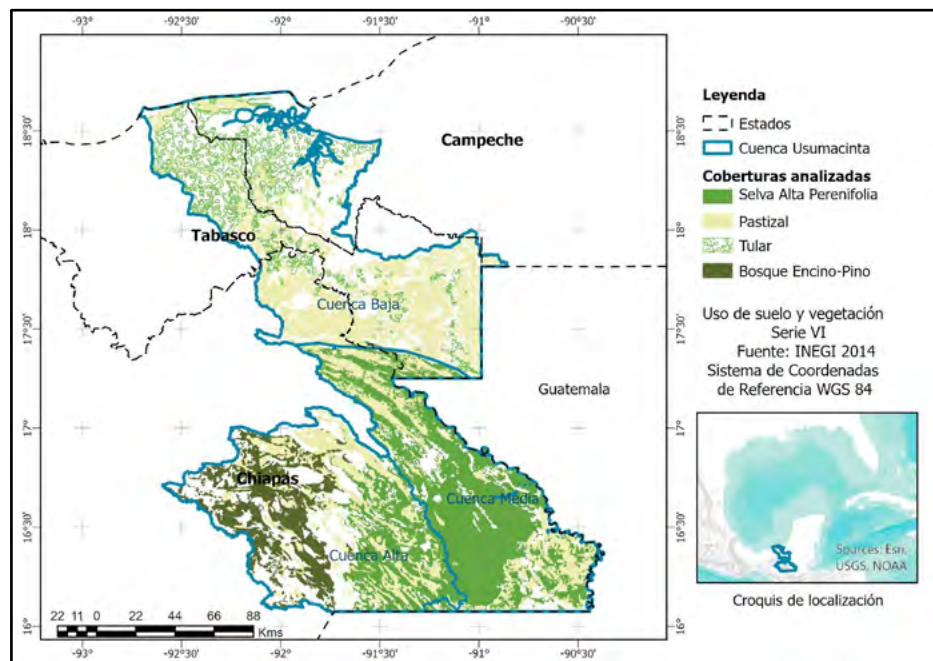


Figura 1. Coberturas analizadas en la Cuenca Usumacinta. INEGI: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

### *Obtención de variables y series de tiempo*

Los cambios en los eventos fenológicos son una señal importante de las variaciones climáticas año con año y permiten ver los cambios del medio ambiente a nivel global. (Red, *et al.*, 1994). La fenología de la vegetación puede ser detectada por medio de satélites y otros sistemas de sensores remotos las características estacionales y espectrales de reflectancia y la transmitancia de dosel, plantas y hojas. (Willem *et al.*, 2010). El índice mejorado de vegetación (EVI), se optimizó aumentando la sensibilidad en las regiones de alta biomasa y mejoró el monitoreo de la vegetación mediante la disociación de la señal del fondo del dosel y una reducción de la influencia atmosférica. La ecuación utilizada para su obtención se indica a continuación:

$$EVI = \frac{G RIRC - RR}{RIRC + C1RR - C2RA + L}$$

donde, *RIRC*, *RR* y *RA* son respectivamente los valores de reflectancia bidireccional de la superficie para las bandas del infrarrojo cercano, del rojo y del azul con una corrección de los efectos de la atmósfera. *L* es un ajuste del fondo del dosel que toma en cuenta la transferencia radiante diferencial del infrarrojo cercano y el rojo a través del dosel, *G* es un factor de ganancia, y *C1*, *C2* son los coeficientes de resistencia de aerosoles.

Se descargaron imágenes satelitales MODIS para la obtención de información durante un periodo de 10 años entre el 2010 y 2021, se obtuvieron los productos (MOD16A2) o Evapotranspiración neta (ET), Evapotranspiración potencial (PET); con una resolución espacial moderada de 500 m y una resolución temporal de 8 días. Se extrajo el Índice de Vegetación Mejorada (EVI, MOD13Q) con una resolución temporal de 16 días y resolución espacial de 250 m. Las series de tiempo se extrajeron mediante la “Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples” (AppEEARS) empleando los polígonos de pastos en la porción mexicana de la cuenca, que fueron reportados en la serie VI de uso de suelo y vegetación de INEGI en 2014.

Con el software Rstudio se prepararon los datos, se estandarizaron cada una de las variables respecto del promedio de la serie de tiempo para cada área en las tres cuencas. La fracción evaporativa *f*ET se obtuvo previamente mediante el cociente ET/PET de las series, valores bajos de *f*ET indican estrés evaporativo. De esta forma se obtuvieron anomalías de EVI y *f*ET que pueden indicar la afectación en la productividad primaria debido a estrés evaporativo.

### *Análisis de series de tiempo*

Consistió en descomponer las series de tiempo en sus componentes constituyentes, que para el caso de una variable estacional son, un componente de tendencia, un componente aleatorio, y un componente estacional. Se empleó el software Rstudio para representar los componentes temporales mencionados.

### *Análisis de componentes principales*

Se realizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) con las series estandarizadas del índice EVI y de la fracción evaporativa del conjunto de coberturas terrestres presentes en la cuenca del río Usumacinta, incluyendo los pastos. Se empleó el método de descomposición por valor singular, este método tiene una alta eficiencia computacional y es aplicable a matrices rectangulares, como es el caso de las series de tiempo (Wikle *et al.*, 2019). La reducción de dimensiones es sumamente útil en series de tiempo porque permite resumir en unos cuantos componentes, los procesos subyacentes que capturan los datos.

## **Resultados y Discusión**

El comportamiento del EVI permitió observar la fenología de la superficie terrestre a través del tiempo y relacionar los ciclos con años secos y húmedos. En la Figura 2 se puede ver el patrón estacional del EVI en pastizales en la cuenca alta, éste coincide con ciclos de lluvia muy definidos. En comparación, la fenología de los pastizales en la cuenca baja muestra mayor variación, lo que implica más sensibilidad a los pulsos de lluvia con una fenología muy definida en los años más secos para la zona. En términos generales la entrada de agua es mayor en la cuenca baja que en las otras áreas.

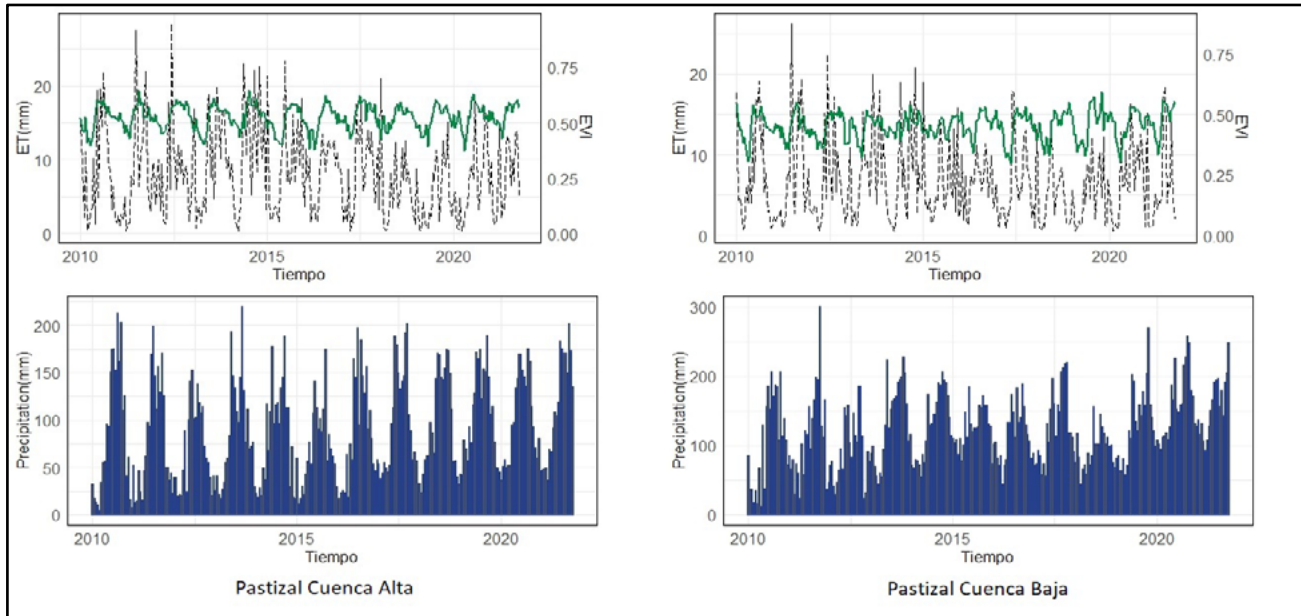


Figura 2 Series de tiempo de EVI, ET y precipitación para pastos en cuenca Alta y Baja.

La tendencia de las series de tiempo del EVI y ET mostrada en la figura 3, para los pastos en la cuenca media, muestra la respuesta a la baja de la productividad primaria, en los años que fueron reportados secos por el National Weather Service (NWS) de Estados Unidos (NWS, 2021) y con una anomalía de sequía por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) en México (SMN, 2021). Además, destacan dos años, el 2013 considerado normal y el año 2020 en el que se reportó la fase Niña, con una entrada mayor de agua para la región (NWS, 2021). Ambos años reflejan una recuperación de los niveles de productividad “normales” de estos ecosistemas. Comparativamente con los pastos en la cuenca alta, la recuperación en 2020 fue más rápida para los pastizales en cuenca media, pero debemos considerar que ésta recibe un mayor volumen de agua (resultados no mostrados).

Respecto del análisis de componentes principales, se obtuvieron 3 componentes para el EVI, que explican el 80% de la variación de las series de tiempo; el primero relacionado con la época de crecimiento, y el segundo componente se relaciona con la extensión de los pulsos de lluvia en los años húmedos para la región, según reportó el SNM mediante el índice ONI (Oceanic Niño Index). El tercer componente mostró la respuesta al estrés, con mayores ponderaciones negativas en meses secos, se identificó además el efecto de los años con sequía en 2018 y 2019 según el SMN (2021), así como el 2011, que fue un año de recuperación después de una sequía prolongada de casi dos años (Figura 4 gráfico superior, círculos rojos). En zonas planas y de menor altitud, los pastizales presentaron menor productividad en comparación con los pastos en cuenca alta, según lo muestra el eigenvalor obtenido para este componente (Cuadro 1).

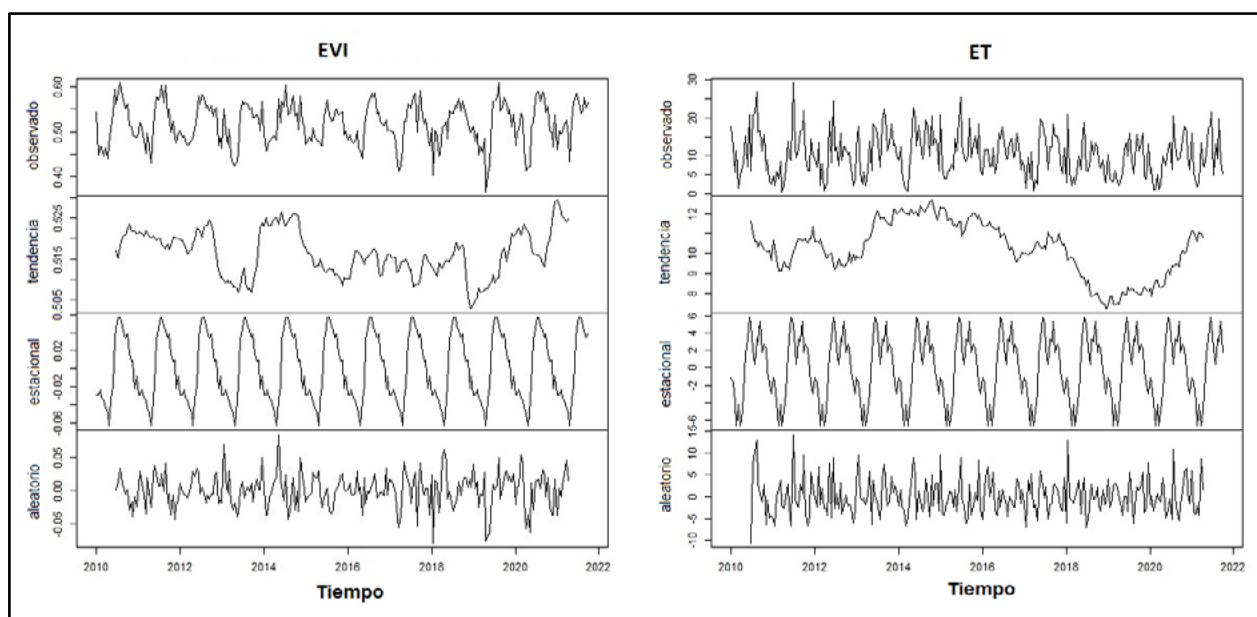


Figura 3. Componentes de tendencia, estacional y aleatorio de series de tiempo para el pastizal en la cuenca media.

Los resultados del ACP para la fracción evaporativa indicaron estrés por falta de agua, en especial los dos primeros componentes que explicaron 86.6 % de la varianza total. El primero se relaciona con la recuperación de los ecosistemas en años que fueron subsecuentes a un periodo de sequía intenso y/o prolongado. Los pastos en cuenca alta presentaron un nivel importante de estrés en esos años de recuperación en comparación con los pastizales en cuenca baja (Cuadro 1). El segundo componente resaltó el largo periodo de sequía 2009-2010 y también el periodo de sequía intensa de 2019, (Figura 4 gráfico inferior) los eigenvalores más negativos indicaron el mayor nivel de estrés en los ecosistemas. Además, al obtenerse también ponderaciones negativas en los periodos de secas de años considerados normales, se consideró que este componente capturó la sensibilidad general al estrés, tal fue el caso de los pastos en zonas bajas y planas que presentaron eigenvalores positivos.

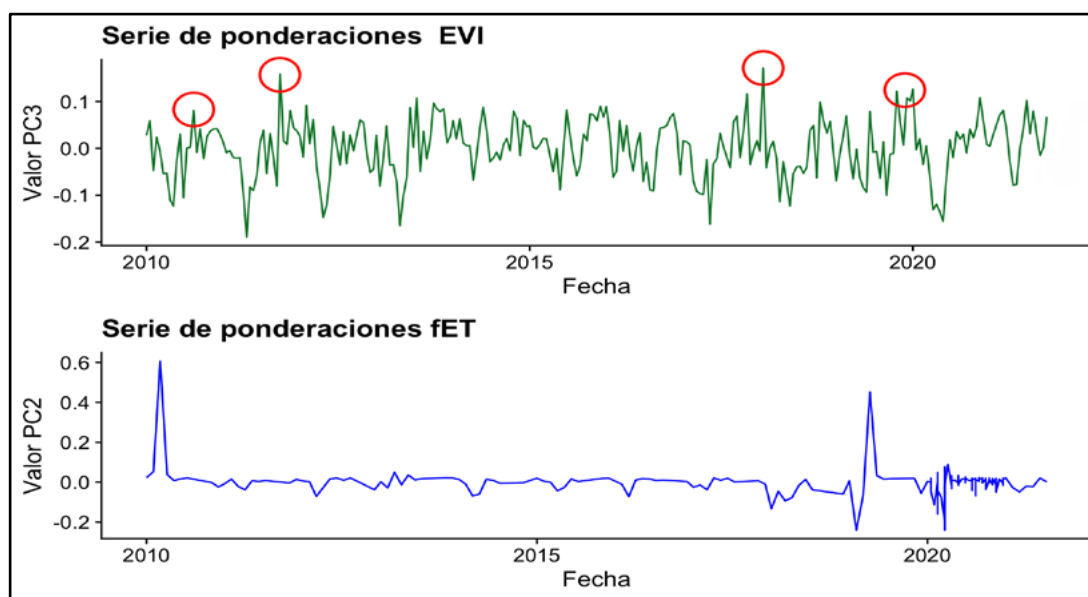


Figura 4. Ponderaciones de componentes principales para series de tiempo del EVI y fET en coberturas de pastizales y ecosistemas presentes en la cuenca del río Usumacinta.

En otros estudios sobre la fenología de los pastos en regiones semiáridas y tropicales, se ha reportado una respuesta sensible a la disminución de la precipitación y la humedad disponible en suelo y se atribuyó a un desarrollo superficial de las raíces de los pastos y a un predominio de la transpiración como estrategia de uso de agua (Anderson *et al.*, 2015; Carpintero *et al.*, 2020).

**Cuadro 1. Eigenvalores de Componentes principales que indican estrés evaporativo.**

Cobertura	CP3 EVI	CP1 <i>f</i> ET	CP2 <i>f</i> ET
Pastizal subcuenca alta	4.1140	<b>-15.2271</b>	1.3419
Pastizal subcuenca media	5.9581	-14.9180	1.8581
Pastizal subcuenca baja	<b>8.1886</b>	-14.6062	<b>5.5574</b>

CP3 EVI: respuesta al estrés, CP1 *f*ET: recuperación post estrés, CP2; *f*ET: indicador de estrés. En negritas se indican los mayores impactos.

Podemos generalizar que la respuesta de los pastos al estrés evaporativo fue inmediata, pero hubo mayor sensibilidad al estrés evaporativo en los pastos de zonas bajas. Nestola *et al.* (2016) asociaron la disminución en la captura de C en pastos en Canadá, a una menor eficiencia de uso de luz durante la fase de madurez del ciclo anual, etapa donde la disponibilidad de agua es mucho menor que en verano. Por otro lado, la recuperación después de un evento de sequía intenso y/o prolongado, toma al menos un ciclo subsecuente, especialmente con una menor entrada de agua como fue el caso de los pastos en cuenca alta. Scott *et al.* (2009) encontraron una marcada disminución en la fijación de C para pastizales semiáridos durante una sequía en invierno de 2005, los efectos se prolongaron hasta la primavera y verano de 2006. En experimentos realizados en pastos expuestos a sequía, se logró una recuperación de la productividad hasta el segundo año, cuando la humedad del suelo alcanzó 70 % de la capacidad de campo (Staniak, 2013; Staniak y Kocon, 2015). Otros análisis mostraron que la respuesta de los pastos ante sequías depende de la estación, desarrollo de la planta y las estrategias de uso de agua (Lemoine *et al.*, 2018).

## Conclusiones

El comportamiento de los pastos en periodos de sequía e incluso durante la temporada seca, refleja una tolerancia baja al estrés evaporativo y, por lo tanto, mayor vulnerabilidad a la variabilidad en el agua disponible, la cual se relaciona en buena medida con los ciclos ENOS, pero también con la predominancia de este tipo de uso de suelo en las cuencas baja y media. Ello contribuye a retroalimentar el efecto de estrés evaporativo ante la falta de elementos rugosos que favorezcan sistemas convectivos, que intercepten mejor la precipitación y que promuevan la infiltración. Los pastizales resultaron ser los ecosistemas con una respuesta más sensible a la estación seca y por eventos de sequía, del total de tipos de vegetación analizados en la cuenca (resultados no mostrados).

## Literatura Citada



- Anderson, M., C. Zolin, C. Hain, K. Semmens, T. Yilmaz, and F. Gao. 2015. Comparison of satellite-derived LAI and precipitation anomalies over Brazil with a thermal infrared-based Evaporative Stress Index for 2003–2013. *Journal of Hydrology* 526:287-302 DOI:10.1016/j.jhydrol.2015.01.005.
- AppEERS (Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples). 2021. MODIS Vegetation Index Products (NDVI and EVI). USA. <https://appeears.earthdatacloud.nasa.gov/> (Consulta agosto 20, 2021).
- Carpintero, E., A. Andreu, P. Gómez-Giráldez, A. Blázquez and M. González-Dugo. 2020. Remote-sensing-based water balance for monitoring of evapotranspiration and water stress of a mediterranean oak–grass savanna. *Water* 12:1418 DOI:10.3390/w12051418.
- Horton, A. Nygren, M. Diaz-Perera and M. Kumm. 2021. Flood severity along the Usumacinta River, Mexico: Identifying the anthropogenic signature of tropical forest conversion. *Journal of Hydrology X* 10:100072 DOI: 10.1016/j.hydroa.2020.100072.
- Lemoine, N., R. Griffin-Nolan, A. Lock and A. Knapp. 2018. Drought timing, not previous drought exposure, determines sensitivity of two shortgrass species to water stress. *Oecologia* 188:965–975 DOI:10.1007/s00442-018-4265-5
- MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). 2015. MODIS Vegetation Index Products (NDVI and EVI). USA. <https://modis.gsfc.nasa.gov/> (Consulta agosto 20, 2021).
- Nestola, E., C. Calfapietra, C. Emmerton, C. Wong, D. Thayer and J. Gamon. 2016. Monitoring grassland seasonal Carbon dynamics, by integrating MODIS NDVI, proximal optical sampling, and Eddy Covariance measurements. *Remote Sensing* 8:260 DOI:10.3390/rs8030260.
- NWS (National Weather Service). 2021. El Niño, Southern Oscillation (ENSO), Cold & Warm episodes by season. USA. [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php) (Consulta agosto 20, 2022).
- Reed, B., J. Brown, D. VanderZee, T. Loveland, J. Merchant and D. Ohlen. 1994. Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science* 5:703-714 DOI:10.2307/3235884.
- Staniak, M. 2013. Response of selected species and cultivars of forage grass to water shortage in the soil. *Monografie i Rozprawy Nauky* 38:1–217.
- Staniak, M. and A. Kocon. 2015. Forage grasses under drought stress in conditions of Poland. *Acta Physiologiae Plantarum* 37:116 DOI 10.1007/s11738-015-1864-1
- Scott, R., G., Jenerette, D. Potts and T. Huxman. 2009. Effects of seasonal drought on net carbon dioxide exchange from a woody-plant-encroached semiarid grassland. *Journal of Geophysical Research* 114: G04004 DOI:10.1029/2008JG000900.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2021. Monitor de Sequía en México (MSM) al 15 de Diciembre de 2021. México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico> (Consulta agosto 20, 2022).
- Velázquez, A., V. Toledo y I. Luna. 2000. Mexican Temperate Vegetation. pp. 573-592. *In: North American Terrestrial Vegetation*. Barbour, M. G. and W. D. Billings (eds.). Cambridge, University Press, USA.
- Wikle, C. K., A. Zammit-Mangion and N. Cressie. 2019. *Spatio-Temporal Statistics with R*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Willem, L., J. Davison, G. Casady and S. Marsh. 2010. Phenological Characterization of Desert Sky Island Vegetation Communities with Remotely Sensed and Climate Time Series Data. *Remote Sensing* 2: 388 - 415.
- Zhang, L., W. Dawes and G. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37: 701-708 DOI:10.1029/2000WR900325.

### 5.3. Efecto de la Sequía en la Asimilación de Carbono y la Producción de Biomasa del cultivo de Trigo

Pinto R. Suzuki<sup>1,\*</sup>; Aispuro-Arana Francisco H.<sup>1</sup>; Garatuza-Payan J.<sup>1,2</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

<sup>2</sup> Sede Regional Sur de Sonora, Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía (LANGEM), Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora, México.

\*Autor para correspondencia: suzuki.pinto19018@potros.itson.edu.mx

#### Resumen

El aumento de la temperatura y la escasez de agua derivados del cambio climático, afectan negativamente el desarrollo y la productividad del cultivo de trigo, lo que tiene implicaciones fisiológicas en los procesos de captura de carbono y producción de biomasa de la planta. En este estudio, se evaluó el efecto de la sequía tardía sobre la fenología, la fotosíntesis y la generación de biomasa de seis genotipos seleccionados de trigo, sembrados bajo condiciones de alta temperatura nocturna en el Valle del Yaqui durante el ciclo 2022-2023. Los resultados iniciales de este primer año mostraron un fuerte efecto del déficit hídrico sobre la tasa fotosintética, con reducciones de hasta el 23 % y una tasa fotosintética promedio máxima de  $24 \mu\text{mol de CO}_2/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$  en comparación con el control (sin estrés). Debido a la sequía, la fenología se aceleró 7 días, y la producción de biomasa estimada a través del NDVI al final del llenado de grano se redujo en un 61% respecto al control. Además, la pérdida de verdor se aceleró en un 70% en comparación con el control. El efecto de la sequía fue más intenso en el ambiente que combinó altas temperaturas nocturnas, mostrando una reducción en la duración del ciclo del cultivo de 11 días y pérdida del verdor dos veces más rápida que en el control. Se espera que los resultados de esta evaluación inicial del efecto combinado de altas temperaturas nocturnas y sequía sean un parteaguas para definir nuevas interrogantes sobre la respuesta al cambio climático de las líneas aquí evaluadas.

**Palabras Clave:** *NDVI, temperatura nocturna, Cambio climático, déficit hídrico*

#### Abstract

The increase in temperature and water deficit derived from climate change negatively affect the development and productivity of the wheat crop, which has physiological implications in the processes of carbon capture and biomass production of the plant. This study evaluated the effect of late drought on phenology, photosynthesis and biomass generation of six selected wheat genotypes, under high night temperature conditions in the Yaqui Valley during the 2022-2023 season. The initial results of this first year showed a strong effect of the water deficit on the photosynthetic rate, with reductions of up to 23 % and a maximum average photosynthetic rate of  $24 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$  compared with the control (no stress). Drought accelerated the phenology by 7 days, and the biomass production estimated through the NDVI at the end of the grain filling was reduced by 61% in comparison to the control. Furthermore, the loss of greenness was accelerated by 70% compared to the control. The effect of drought was more intense in the environment that combined high nocturnal temperatures, resulting in an 11-day reduction in the crop cycle duration and a twofold acceleration in the rate of loss of greenness compared to the control. The results of this initial evaluation of the combined effect of high night temperatures and drought are expected to be crucial in shaping novel inquiries concerning the germplasm's response to climate change.

**Keywords:** *NDVI, temperature nighttime temperature, Climate change, water deficit*

## Introducción

El cambio climático es uno de los desafíos más apremiantes para la sostenibilidad ambiental y la seguridad alimentaria a nivel global. Los impactos más notables de este fenómeno son la escasez de agua y el aumento de la temperatura en diversas regiones agrícolas del mundo, acompañado de patrones climáticos extremos como la ocurrencia de olas de calor, o el aumento de las temperaturas mínimas (IPCC, 2023). Estos cambios ambientales tienen un impacto directo sobre cultivos básicos como el trigo, un producto indispensable en la dieta de millones de personas en todo el mundo. La escasez de agua y el estrés térmico afectan los procesos de asimilación de carbono y producción de biomasa de la planta lo que tiene consecuencias negativas sobre el crecimiento y la productividad final del cultivo de trigo. Entender los mecanismos que explican la respuesta a la sequía y al calor implica el estudio de los parámetros fisiológicos y agronómicos clave como los que se abordan en esta investigación (Reynolds et al., 2012). Un desarrollo acelerado y la reducción de la duración del ciclo son los principales efectos negativos de la sequía y el calor. Sin embargo, estas no son las únicas variables afectadas. La tasa de asimilación de CO<sub>2</sub> es una medida de la actividad fotosintética de la planta que también puede verse disminuida por la escasez de agua y el incremento de temperatura, lo que tiene consecuencias sobre el rendimiento final y sobre la cantidad de biomasa generada (Farooq et al., 2014; Pinto et al., 2010). Esta última es una medida aproximada del índice de área foliar, lo que finalmente determina en mayor medida el potencial de captación de radiación solar y CO<sub>2</sub> de la planta. La estimación de la biomasa a través de índices vegetativos es muy utilizada en el área de mejoramiento de cultivos, ya que la medición directa, aunque es más precisa, también es destructiva y demanda de mucho tiempo. El NDVI (índice vegetativo de diferencia normalizada) es la tasa diferencial de reflectancia en el rojo y el cercano infrarrojo (Tucker, 1979) y se utiliza para estimar la cantidad e intensidad del verdor de la biomasa aérea de un cultivo. Se identifica como una variable en el fenotipo de alto rendimiento (HTP) ya que su registro es rápido y no destructivo permitiendo el mapeo de grandes poblaciones. El análisis de los patrones de decaimiento del NDVI permite identificar genotipos con la capacidad de mantener su actividad fotosintética por más tiempo y es especialmente útil en condiciones estrés como altas temperaturas y sequía, ya que su asociación con el potencial de rendimiento es más fuerte bajo dichos ambientes (López et al., 2012).

## Materiales y Métodos

El experimento se llevó a cabo durante el ciclo 2022-2023 en el block 710 del Valle del Yaqui. Se estableció un ensayo en bloques al azar con 12 genotipos de trigo, de los cuales se seleccionaron seis para la ejecución de la metodología aquí descrita. Siguiendo las recomendaciones en fechas de siembra y manejo agrícola correspondiente a la región Noroeste de México proporcionadas por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Forestales y Pecuarias (INIFAP) se registró fecha de germinación el 24 de diciembre de 2022. Desde emergencia hasta espigamiento +10 los tratamientos se dividieron en: 1) Calor y 2) Control (condiciones de alto rendimiento, sin manipulación). A partir de espigamiento +10 se inició el tratamiento de sequía suspendiendo los riegos en dos de los cuatro bloques hasta alcanzar la madurez fisiológica, por lo que al final los tratamientos quedaron de la siguiente manera: 1) Calor, 2) Control, 3) Calor con sequía (Calseq) y, 4) Sequía. El tratamiento de calor consistió en incrementar la temperatura nocturna de dosel en 2 °C con respecto al Control iniciando en el embuche y terminando 10 días después de iniciado el tratamiento de sequía. El incremento de temperatura se logró mediante un sistema compuesto por calentadores colocados en las cuatro esquinas y el centro de cada bloque de calor sobre una estructura metálica elevada 1.2 m sobre el dosel. La temperatura de dosel del Control se monitoreó 24/7 mediante dataloggers (McAusland et al., 2023).

La fenología se evaluó registrando la fecha de espigamiento y madurez fisiológica de acuerdo a metodología sugerida por Pask et al. (2012). La captura o asimilación de carbono se reporta como tasa fotosintética (Phs) de la hoja bandera en espigamiento +16 y fue registrada mediante un analizador

infrarrojo de gases (IRGA, LI-6400-XT) de LI-COR Biosciences. Se registraron de 2-3 datos por unidad experimental con dos réplicas de campo. Se utilizó una cámara de 2 cm<sup>2</sup> con fuente de luz LED propia azul/roja, PPFD saturante  $\geq 1200 \mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$  y un flujo de CO<sub>2</sub> de 500  $\mu\text{mol}/\text{mol}$ . La producción de biomasa se estimó a través del NDVI registrado de dos a tres veces por semana durante todo el ciclo, mediante un sensor óptico portátil Greenseeker (Trimble). La tasa de pérdida (RS) de la biomasa fotosintética se calculó como la pendiente de la ecuación de la línea recta obtenida de la regresión desde el punto máximo de NDVI. Dado que se trata de un estudio preliminar con fines exploratorios, no se contó con réplicas por genotipos por lo que el análisis estadístico considera solamente el efecto entre tratamientos. El análisis se realizó mediante un ANOVA robusta de una vía (Wilcox, 2012) en R (R Core Team, 2022).

## Resultados y Discusión

Se observó un efecto significativo del estrés hídrico sobre la tasa de asimilación de CO<sub>2</sub> (Phs); el tratamiento de Sequía registró una Phs media 18.5  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$  mientras que para el Control la media fue de 23.9  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$  ( $P < 0.0001$ ) lo que significó una reducción del 23% (Figura 1).

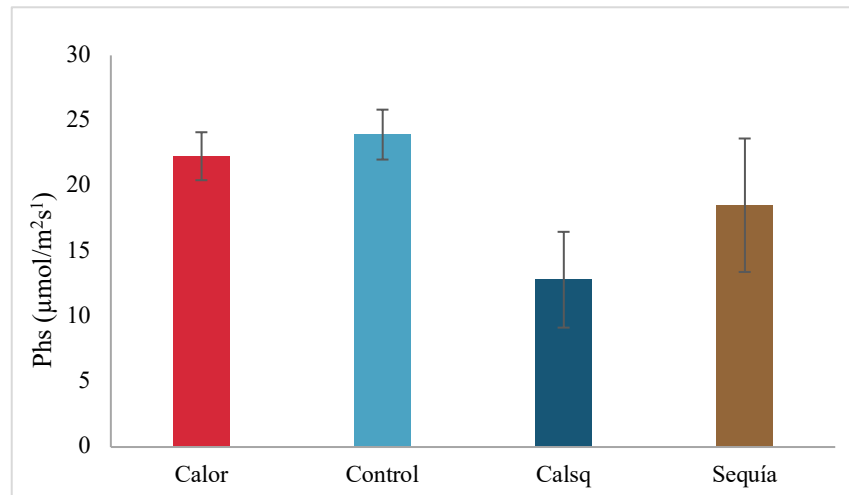


Figura 1. Tasa de asimilación media de CO<sub>2</sub> (Phs,  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$ ) de los seis genotipos seleccionados de trigo evaluados en el Valle del Yaqui, Sonora durante el ciclo 2022-2023 bajo cuatro tratamientos. En el eje x se indican en colores los tratamientos: Calor, Calor con sequía (Calsq), Sequía y Control.

En el tratamiento de Calor, Phs también disminuyó, pero de manera menos significativa; no obstante, al combinar Calor con sequía (Calsq) se observó que Phs se redujo casi en un 47% comparada con el Control ( $P < 0.000$ ). La reducción en la tasa de asimilación de CO<sub>2</sub> bajo condiciones de estrés por calor y sequía se ha visto asociada con una baja disponibilidad de CO<sub>2</sub> e inactivación de la enzima Rubisco (Carmo-Silva et al., 2011). En un ambiente donde el recurso hídrico se encuentra limitado, la planta tiende a cerrar sus estomas para minimizar las pérdidas de agua por transpiración lo que tiene como consecuencia una limitación en la captura de CO<sub>2</sub> que ingresa a las células fotosintéticas de las hojas principalmente. Por otro lado, bajo condiciones de calor, sin limitaciones hídricas la planta debe ser capaz de desarrollar un sistema radicular fuerte que le dé la capacidad de acoplar el flujo de agua con la alta demanda requerida para lograr su enfriamiento (Zandalinas et al., 2018; Reynolds et al., 2012). Cuando se combinan sequía y calor, las limitaciones para la asimilación de CO<sub>2</sub> se agudizan.

El efecto de la sequía sobre la fenología se evaluó mediante el análisis de la fecha de madurez promedio y fue registrada como días después de la emergencia (DAE). Como era de esperarse, El ciclo de desarrollo de la planta se redujo cuando fue sometida a una limitante del recurso hídrico en los tratamientos de Sequía y en Calorsq (Figura 2). En Sequía, la madurez se redujo de 126 a 120 días en comparación con el Control, mientras que en Calorsq la madurez ocurrió mucho antes, a los 115 DAE ( $P < 0.0001$ ). Una reducción de 6 o hasta 11 días en la duración del ciclo muy probablemente impactará negativamente el rendimiento final y sus componentes como se ha observado en otros estudios (Sarto et al., 2017). Esto se debe a que la planta dispondrá de menor tiempo para la asimilación de  $\text{CO}_2$ , limitando la producción de compuestos fotosintéticos que contribuyan a llenar el grano. Este estudio no incluye el análisis de rendimiento, sin embargo, se esperarían pérdidas en esta variable debido a la presencia de granos de bajo peso, pero no necesariamente asociadas a un menor número de granos ya que en este estudio, este parámetro fue fijado en etapas previas a la ocurrencia del estrés por sequía (Rawson et al. 1998; Zadoks et al., 1974).

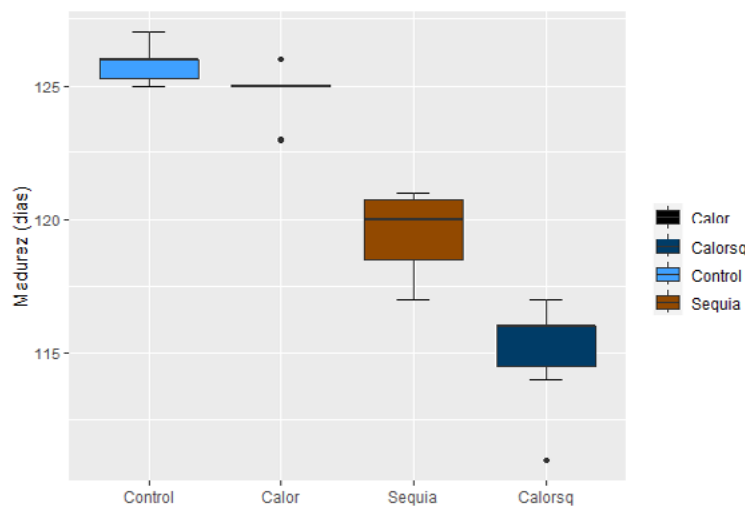


Figura 2. Días a madurez registrada por seis genotipos seleccionados de trigo evaluados en el Valle del Yaqui, Sonora durante el ciclo 2022-2023 bajo cuatro tratamientos. Se indican en colores los tratamientos: Calor, Calor con sequía (Calsq), Sequía y Control.

El impacto de la sequía sobre la pérdida de biomasa, estimada mediante el NDVI, mostró cambios evidentes asociados con la permanencia del verdor y reducción del ciclo de desarrollo del cultivo. Numerosos estudios han reportado que la sequía y el calor aceleran la pérdida del verdor y la llegada de la madurez, disminuyendo el periodo disponible para llenar el grano (López y Reynolds 2012; Duan *et al.*, 2017; Langridge y Reynolds, 2021). Las curvas presentadas en la Figura 3 muestran nuevamente que el tratamiento de Calorsq tuvo el efecto más fuerte sobre la pérdida de biomasa fotosintética, seguido de Sequía y Calor, en ese orden. El NDVI para los tratamientos de Control y Sequía se observó muy similar entre sí hasta aproximadamente cuatro días después de iniciado el tratamiento de sequía (TS), cuando la aplicación de un riego de auxilio en el tratamiento de Control retrasó la pérdida del verdor en este bloque, pero no en el de Sequía. Se observa claramente como las líneas se separan y lo mismo sucede con los tratamientos de Calor y Calorsq.

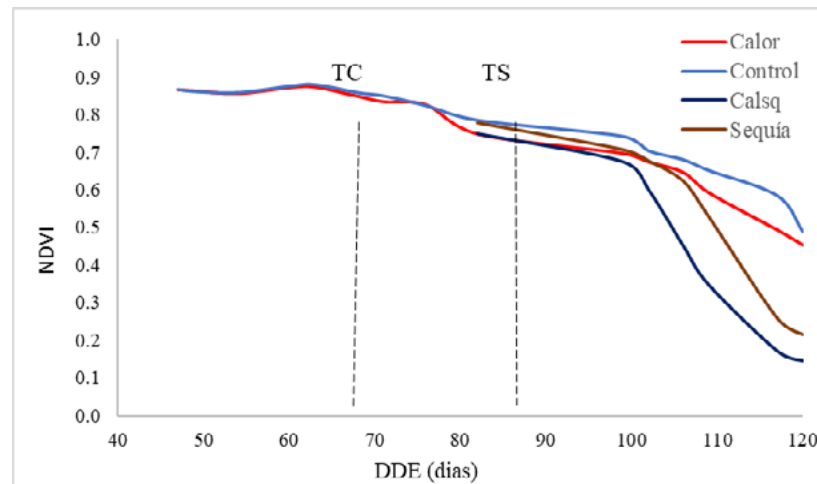


Figura 3. NDVI para el periodo comprendido entre el 7/02/2023 y el 24/04/2023. Se presenta la serie de tiempo con los primeros dos tratamientos: Calor y Control, en rojo y azul respectivamente. A partir del día 88 se distinguen en azul oscuro y café los tratamientos Calsq y Sequía. DDE: días después de emergencia; NDVI: índice vegetativo de diferencia normalizada; TC: Inicio del tratamiento de calor nocturno en los bloques Calor y Calsq; TS: inicio del tratamiento de sequía en los bloques Sequía y Calsq.

Los resultados mostraron que a los 120 DAE el NDVI en el tratamiento de Sequía ya había bajado hasta 0.21 e incluso había alcanzado la madurez. Por otro lado, el NDVI del Control en esa misma fecha fue de 0.49 ( $P < 0.001$ ). RS mostró que en el tratamiento de Sequía la tasa de pérdida de biomasa fotosintética, fue casi dos veces mayor que en el Control; los valores promedio estimados para RS en Calor, Control, Sequía y Calorsq fueron: -0.0065, -0.0055, -0.0096 y -0.0118 por DAE ( $P < 0.001$ ), respectivamente. La permanencia del verdor en la biomasa, llamada staygreen, ha sido claramente identificada como una variable adaptativa al estrés por calor (Aispuro-Arana et al., 2022; Pinto et al., 2016) ya que se asocia positivamente con la retención de la clorofila en el último periodo del llenado de grano y el rendimiento de grano.

## Conclusiones

En este estudio preliminar se mostró que la sequía afectó significativamente la fenología, la cantidad de biomasa producida y la fenología del cultivo de trigo. Se observó que la sequía y el calor combinados, muestran un efecto mayor sobre los parámetros evaluados, cuando se comparan contra el control. Lo anterior es de suma relevancia ya que sequía y calor frecuentemente ocurren al mismo tiempo, por lo que es necesario continuar explorando la respuesta del cultivo de trigo ante la combinación de estos tipos de estrés. Se espera que los resultados de este estudio piloto contribuya al planteamiento de nuevos objetivos que nos ayuden a entender y adoptar diversas estrategias para el mejoramiento del cultivo ante los retos del cambio climático.

## Agradecimientos

Los recursos financieros para este proyecto provienen del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología – Sonora Grant No. 20190430 a través de Newton Fund y del CONAHCYT el cual proporcionó los recursos para la beca posdoctoral de la Dra. R. Suzuky Pinto. Agradecemos al equipo de fisiología del CIMMYT por todo el apoyo brindado, en especial a la M.C. Margarita Guerra Lugo, al Dr. Carlos Robles y al Dr. Matthew Reynolds.

## Literatura citada

- Aispuro-Arana, F. H., Pinto, R. S., Parra-Cámara, O., Reyes-Hernández, M., Rivera-Díaz, M. A., Garatuza-Payán, J., Yépez, E. A. (2022). Variación del staygreen en 12 genotipos de trigo (*Triticum* spp) bajo condiciones experimentales de calor. En: Memorias del XIII Simposio Internacional del Carbono en México.
- Carmo-Silva, A. E., Gore, M. A., Andrade-Sanchez, P., French, A. N., Hunsaker, D. J., & Salvucci, M. E. (2012). Decreased CO<sub>2</sub> availability and inactivation of Rubisco limit photosynthesis in cotton plants under heat and drought stress in the field. *Environmental and Experimental Botany*, 83, 1-11.
- Duan, T., Chapman, S. C., Guo, Y., & Zheng, B. (2017). Dynamic monitoring of NDVI in wheat agronomy and breeding trials using an unmanned aerial vehicle. *Field Crops Research*, 210, 71-80.
- Farooq, M., Hussain, M., & Siddique, K. H. (2014). Drought stress in wheat during flowering and grain-filling periods. *Critical reviews in plant sciences*, 33(4), 331-349.
- IPCC (2023). Consultado el 15 de agosto de 2023. Link: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-cycle/>
- Langridge, P., & Reynolds, M. (2021). Breeding for drought and heat tolerance in wheat. *Theoretical and Applied Genetics*, 134, 1753-1769.
- Lopes, M. S., & Reynolds, M. P. (2012). Stay-green in spring wheat can be determined by spectral reflectance measurements (normalized difference vegetation index) independently from phenology. *Journal of experimental botany*, 63(10), 3789-3798.
- McAusland, L., Acevedo-Siaca, L. G., Pinto, R. S., Pinto, F., Molero, G., Garatuza-Payan, J., ... & Yopez, E. A. (2023). Night-time warming in the field reduces nocturnal stomatal conductance and grain yield but does not alter daytime physiological responses. *New Phytologist*.
- Pask, A. (Ed.). (2012). *Physiological Breeding II: A field guide to wheat phenotyping*. CIMMYT.
- Pinto, R. S., Lopes, M. S., Collins, N. C., & Reynolds, M. P. (2016). Modelling and genetic dissection of staygreen under heat stress. *Theoretical and Applied Genetics*, 129, 2055-2074.
- Pinto, R.S., Reynolds, M.P., Mathews, K.L. et al. Heat and drought adaptive QTL in a wheat population designed to minimize confounding agronomic effects. *Theor Appl Genet* 121, 1001–1021 (2010). <https://doi.org/10.1007/s00122-010-1351-4>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rawson, H.M., Zajac, M. & Penrose, L.D.J. 1998. Effect of seedling temperature and its duration on development of wheat genotypes differing in vernalization response. *Field Crops Res.*, 57: 289-300.
- Reynolds, M. P., Pask, A. J. D., & Mullan, D. M. (2012). *Physiological breeding I: interdisciplinary approaches to improve crop adaptation*. CIMMYT.
- Sarto, M. V. M., Sarto, J. R. W., Rampim, L., Rosset, J. S., Bassegio, D., da Costa, P. F., & Inagaki, A. M. (2017). Wheat phenology and yield under drought: a review. *Australian Journal of Crop Science*, 11(8), 941-946.
- Wilcox, R. (2012). *Introduction to Robust Estimation and Hypothesis Testing* (3rd ed.). Elsevier.
- Zadoks, J. C., Chang, T. T., & Konzak, C. F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed research*, 14(6), 415-421.
- Zandalinas, S. I., Mittler, R., Balfagón, D., Arbona, V., & Gómez-Cadenas, A. (2018). Plant adaptations to the combination of drought and high temperatures. *Physiologia plantarum*, 162(1), 2-12.



## 5.4. Servicios ecosistémicos y la biodiversidad de la zona semiárida el municipio de Tepezalá, Aguascalientes, Méx.

Alonso-Tapia Hugo<sup>1</sup>; Torres-González Jorge A.<sup>1</sup>; Meraz-Mercado Marco<sup>1</sup>; Galarza-Mendoza José L.<sup>2</sup>; Díaz-Romo Abraham<sup>1</sup> y Meraz Jiménez Antonio de J.<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Centro de Ciencias Agropecuarias, Benemérita Universidad Autónoma de Aguascalientes, La Posta, Km 8.5 C.P. 20920 Jesús María, Aguascalientes.

<sup>2</sup> Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Torreón. Carr. Torreón-San Pedro km 7.5, C.P. 27170, Ejido Ana. Torreón, Coahuila, México.

\* Autor para correspondencia: [jesus.meraz@edu.uaa.mx](mailto:jesus.meraz@edu.uaa.mx)

### Resumen

Este estudio se enfocó en analizar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el municipio de Tepezalá, correspondiente a la zona semiárida del Estado de Aguascalientes, México. Ante los cambios estructurales en los sistemas socioecológicos y la importancia de la valoración social de los servicios ecosistémicos, se buscó comprender las interacciones entre actores sociales y la apropiación de dichos servicios. La protección de la biodiversidad local y la mitigación de la vulnerabilidad climática se destacó como objetivos fundamentales, enfocándose en la incorporación genuina de las comunidades en la gestión y en la promoción de medios de vida sostenibles. Se estudio, de forma exploratoria, la adaptación de los socioecosistemas rurales a través de la investigación interdisciplinaria y la participación comunitaria. En esta fase el trabajo se centró en el análisis de la vegetación y la distribución espacial de las especies, de las que se identificaron 18 taxa en el municipio. Los resultados resaltaron la riqueza de especies en diferentes sitios y su aporte al paisaje. Se hizo énfasis en los servicios ecosistémicos proporcionados por los pastizales y matorrales, que abarcaron desde la regulación climática hasta la producción de alimentos. Sin embargo, se llamó la atención sobre desafíos como el pastoreo descontrolado y la apropiación de terrenos por la industria, en este caso minera. En conclusión, este estudio promovió la conservación de la biodiversidad y la gestión sostenible de los recursos para enfrentar los retos ambientales y climáticos en la zona semiárida de Tepezalá.

**Palabras clave:** *zona árida; vegetación arbórea; pastizales.*

### Abstract

This study focused on the analyzing biodiversity and ecosystem services in the municipality of Tepezalá, in the semi-arid zone of the State of Aguascalientes, Mexico. Given the structural changes in socio-ecological systems and the importance of valuing ecosystem services, we sought to understand the interactions between social actors and the appropriation of these services. The protection of local biodiversity and the mitigation of climate vulnerability were highlighted as fundamental objectives, focusing on the genuine incorporation of communities in management and promotion of sustainable livelihoods. The adaptation of rural socioecosystems was explored through interdisciplinary research and community participation. In this phase, the work focused on the analysis of vegetation and spatial distribution of the species, of which 18 taxa were identified across the territory of Tepezalá. The results highlighted the richness of species in different sites and their contribution to the landscape. Emphasis was placed on the ecosystem services provided by grasslands and shrublands, ranging from climate regulation to food production. However, attention was drawn to challenges such as uncontrolled grazing and land appropriation by industry, in this case mining. In conclusion, this study promoted biodiversity conservation and sustainable resource management to address environmental and climatic challenges in the semi-arid zone of Tepezalá.



**Keywords:** *arid zone; arboreal vegetation; grasslands.*

## Introducción

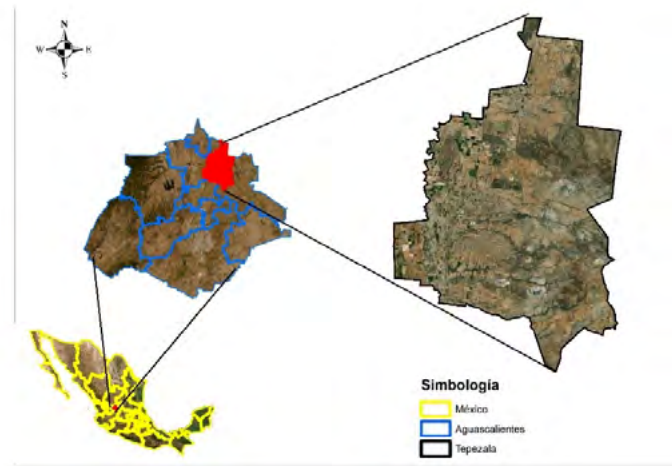
Los sistemas socioecológicos están en constante evolución y enfrentan desafíos estructurales que requieren una comprensión profunda de la valoración social de los servicios ecosistémicos (SE) que proveen y su impacto en las interacciones sociales y ambientales (Cáceres *et al.*, 2015). En este contexto, proteger la biodiversidad local y abordar la vulnerabilidad climática se ha convertido en una prioridad. Las reservas en sistemas humano-ambientales deben involucrar genuinamente a las comunidades locales en la toma de decisiones y promover políticas que impulsen medios de vida sostenibles y la adaptación a los extremos climáticos. La investigación interdisciplinaria y la participación comunitaria son esenciales para identificar estrategias de adaptación en los socioecosistemas rurales (Arenas-Wong *et al.*, 2023).

Sin embargo, los seres humanos siempre prestan más atención al desarrollo económico en términos de cambios en el uso del suelo, pero descuidan la evaluación de los efectos en el medio ambiente. Se debe prestar más atención a los complejos efectos del CO<sub>2</sub> en las respuestas de la vegetación al cambio climático en las diferentes regiones para gestionar el manejo de los ecosistemas vulnerables en un contexto de cambio global (Zhang *et al.*, 2023). No está claro cómo la riqueza de especies vegetales puede responder al cambio climático en escalas temporales largas (por ejemplo, 100.000 años) (Sun *et al.*, 2021). Este ecosistema de tierras secas se caracteriza por ser sensible y vulnerable debido a las estresantes condiciones climáticas y a la escasa vegetación, lo que podría causar desertificación y obstaculizar el desarrollo socioeconómico y la estabilidad (Jiang *et al.*, 2019). De ahí que los responsables de la toma de decisiones deban aumentar la concienciación sobre la protección ecológica e incorporarla a la planificación y gestión del uso del suelo (Li y Lei, 2023). Es por lo que se planteó el objetivo de analizar las especies vegetales presentes en el municipio de Tepezalá y evaluar su importancia para la sociedad.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El municipio de Tepezalá se encuentra al noreste del estado de Aguascalientes, limita con el estado de Zacatecas y está rodeado por los municipios de Cosío, Rincón de Romos, Pabellón de Arteaga y Asientos. Cuenta con una superficie de 233.22 km<sup>2</sup>, la vegetación en la mayor parte del territorio está formada por matorrales y pastizal natural (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa de localización del Municipio de Tepezalá, Aguascalientes, Mex. Fuente: Marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos (INEGI 2022).

### *Análisis de la vegetación*

Con apoyo del programa R se crearon los puntos de muestro dentro del área de estudio, resultando un total de 33 sitios de muestreo. En cada sitio se tomó sus coordenadas geográficas y se determinó la cobertura de las principales especies. Posteriormente se determinó la riqueza y frecuencia de la especie, para lo cual se contabilizó el número de individuos por sitio. Se estimó el aporte específico de cada especie a la abundancia de la vegetación en el paisaje a través de la ecuación:

$$A = \sum \text{Frecuencias spp/sitio} / \text{Número de sitios}$$

donde:  $A$  = Aporte de cada especie a la abundancia de la vegetación de todas las especies en un sitio,  $Frecuencia$  = Frecuencia de cada especie en el sitio,  $Número de sitios$  = Número de sitios muestreados (en este caso, 33). Las especies de distribución más amplia fueron aquellas que se presentaron en un mayor número de sitios.

### *Distribución espacial de las especies mediante el método densidad Kernel*

Se aplicó el método de Kernel para destacar la vegetación y mostrar la representación espacial de las especies y con ello destacar la importancia del cuidado de la vegetación en el predio. Para lo anterior se utilizaron los programas R project y ArcMap 10.2.2.

## **Resultados y discusión**

### *Riqueza de especies*

A partir de los 33 muestreos realizados, se identificaron 18 especies en todo el territorio. Los sitios 1 y 13 presentaron el mayor número, con 9 y 8, respectivamente. En el 53% de los sitios se encontraron entre 5 y 7 especies, mientras que en los puntos 2, 15, 18 y 28 no se registró especie alguna, ya que correspondieron a terrenos de cultivo, que al momento del muestreo no contaron con ningún tipo de vegetación, (Figura 2).

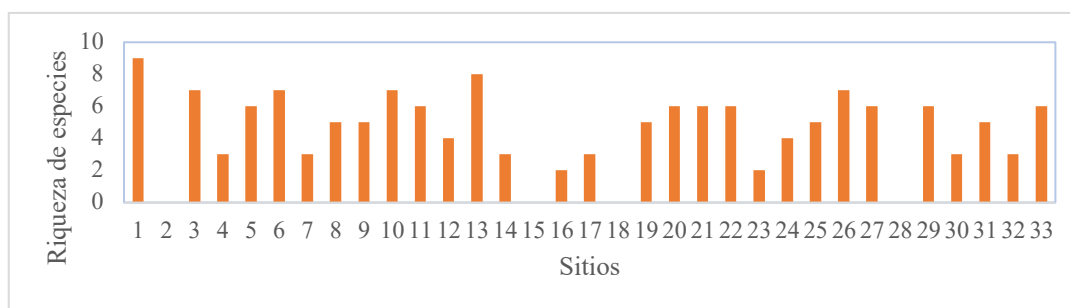


Figura 2. Riqueza de especies en los sitios de muestreo del municipio. Fuente: Elaboración a partir de los datos de campo

### Frecuencia de las especies

En los 33 sitios muestreados las especies más recurrentes fueron: *Acacia farnesiana*, *Prosopis laevigata*, *Opuntia spp.* (Figura 3). Contrasta con la Sierra Fría, una zona dentro del mismo estado, pero con un clima más húmedo en donde se encontraron 50 especies, entre las más abundantes: *Juniperus deppeana*, *Quercus potosina* y *Arctostaphylos pungens* (Díaz *et al.*, 2012).

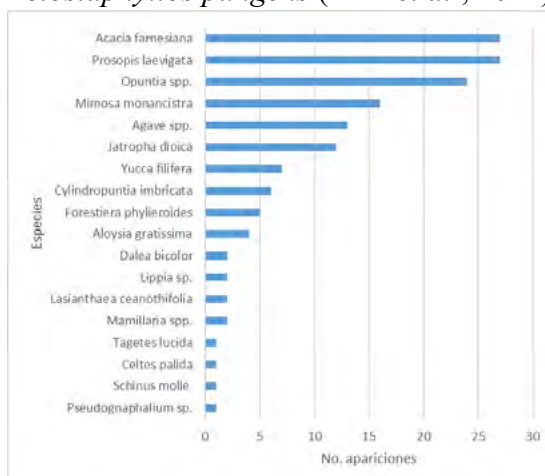


Figura 3. Frecuencia por especies en Tepezalá Aguascalientes. Fuente: Elaboración a partir de los datos de campo

De igual manera se identificaron herbáceas, como las Poáceas, en donde las especies con mayor presencia en orden decreciente correspondieron a *Lycurus phleoides* Kunth, *Eragrostis lehmanniana* Nees, *Rhynchelytrum repens* (Willd) C. E. Hubb., *Cechrus ciliaris* L., *Bouteloua curtipendula* (Michx) Torr., *Arisitida adscensionis* L. (Figura 4). La presencia de *Bouteloua* o *Lycurus* coincidió con lo reportado como especies herbáceas dominantes para la región (Siqueiros-Delgado *et al.*, 2016).

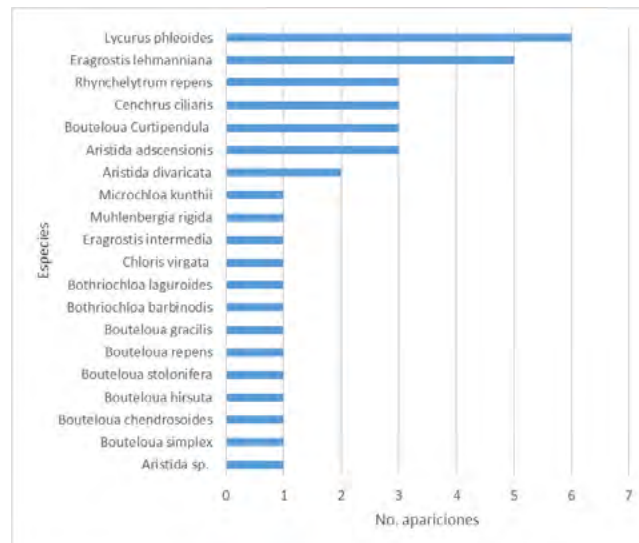


Figura 4. Frecuencia de Poaceas por especie en Tepezalá, Fuente: Elaboración a partir de los datos de campo.

### Cobertura promedio del paisaje

La cobertura dentro del paisaje correspondió a 86.5 % y la composición florística se conformó por 18 especies representativas del matorral xerófilo y matorral crassicaule. En relación con la riqueza específica del paisaje, contribuyeron significativamente: mezquite (*Prosopis laevigata*) con 36.8 %, huizache (*Acacia farnesiana*) con 14.2 %, nopal (*Opuntia* sp.) con 10.9 %, gatuño (*Mimosa monancistra*) con 7.2 %, maguey (*Agave* sp.) con 6 % y sangre de Grado (*Jatropha dioica*) con 4% (Figura 5).

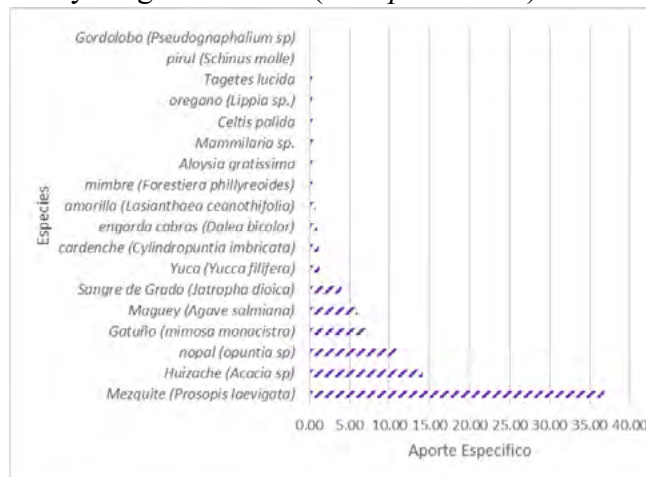


Figura 5. Cobertura promedio de especies identificadas en el área de estudio. Fuente: Elaboración a partir de los datos de campo.

A las 38 especies de arbustivas y herbáceas se sumaron los pastos identificados en los 33 puntos de muestreo, los cuales se agruparon en 8 familias de la clase Dicotyledoneae y dos de la clase Monocotyledonae. La familia Poaceae integró el mayor número de taxones.

### Servicios ecosistémicos por tipo de vegetación

**Pastizales.** Según datos del nuevo Atlas de pastizales, los pastizales cubrieron 54 % de la superficie terrestre (<https://www.rangelandsdata.org/atlas/>) y han desempeñado un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad, la regulación del clima, el agua y los ciclos biogeoquímicos globales.

Prestan una amplia gama de servicios ecosistémicos a la humanidad, como el suministro de alimentos, el abastecimiento y la retención de agua, el almacenamiento de carbono, la regulación del clima, la polinización y los servicios culturales (O'Mara, 2012). En el caso del área de estudio, se constató un manejo inadecuado de las áreas de pastoreo, ya que por lo general fueron terrenos ejidales de uso común sin reglamentos para controlar la carga animal, por lo que en la mayoría de los sitios muestreados se observó pérdida importante de vegetación y suelo expuesto, así como evidentes procesos de erosión.

Sin embargo, en la zona de estudio y con el fin de garantizar la captura de carbono en pastizales y matorrales, es apremiante la implementación del pastoreo moderado en ejidos y ranchos ganaderos para disminuir las emisiones de CO<sub>2</sub> e incrementar la captura de carbono, (Jurado-Guerra *et al.*, 2021).

*Matorrales.* Los SE que ofrecen los matorrales han sido los de la regulación de nutrientes, la polinización, el control biológico, conservación del hábitat, refugio y criadero de especies endémicas; producción de alimentos, combustibles, medicinales y plantas ornamentales. Así mismo, han proporcionado soporte para actividades culturales, científicas y educativas y tienen valor estético. Sin embargo, el pastoreo descontrolado es una de las principales causas de deterioro, junto con los desmontes para agricultura y ganadería (Biodiversidad, 2021). El mezquite fue la especie que se encontró mayormente distribuida en todo el municipio (Figura 6).

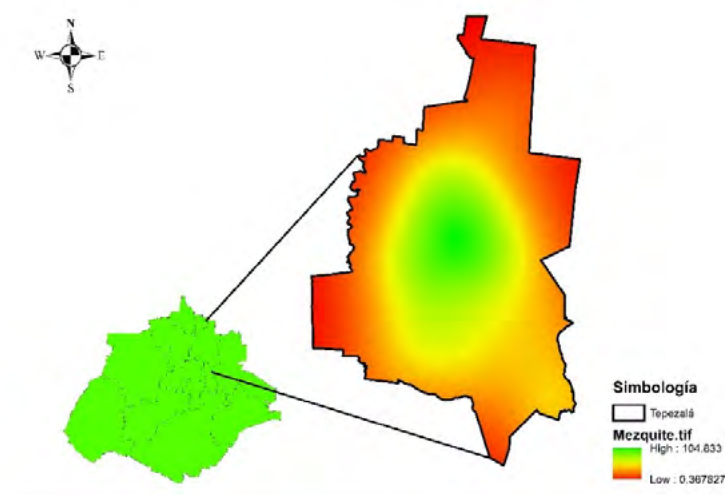


Figura 6. Distribución espacial del mezquite en el Municipio de Tepezalá, Aguascalientes. Fuente: Elaboración a partir de los datos de campo

Lo expuesto anteriormente coincidió con lo mencionado por Rojas (2021), para quien la sostenibilidad territorial es un planteamiento orientado a la gestión de la sociedad y la naturaleza, cuyo objetivo es propiciar que cada contexto urbano o rural aproveche sus capacidades endógenas, preserve su identidad y continúe beneficiándose de los bienes y servicios de los ecosistemas de forma racional y perdurable. La información que se generó con esta investigación contribuye al diseño de políticas de sostenibilidad ambiental y social y su integración en la planificación territorial supone un avance hacia una nueva concepción del desarrollo en el municipio. Las prácticas más factibles que se pueden acordar con los usuarios de los agostaderos son la rotación de potreros, establecer áreas temporales de exclusión, resiembra de pasto nativo y obras de conservación de suelo con el cultivo de spp forrajeras.

## Conclusiones

En resumen, en este estudio se identifican especies cruciales en Tepezalá que aportan diversos servicios ecosistémicos esenciales. A medida que se enfrentan desafíos ambientales y climáticos, es crucial garantizar la protección de la biodiversidad y fomentar la gestión sostenible en colaboración con las comunidades locales. Los resultados subrayan la necesidad de abordar cuestiones como el pastoreo descontrolado y la conservación de terrenos para mantener un equilibrio ecológico y social en esta región semiárida.

### Literatura citada:

- Arenas-Wong, R. A., Robles-Morúa, A., Bojórquez, A., Martínez-Yrizar, A., Yépez, E. A., & Álvarez-Yépez, J. C. (2023). Climate-induced changes to provisioning ecosystem services in rural socioecosystems in Mexico. *Weather and Climate Extremes*, *41*, 100583. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2023.100583>
- Biodiversidad (Biodiversidad Mexicana). 2021. Matorrales. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/Matorral> (consultado: agosto 09, 2023)
- Cáceres, D. M., Tapella, E., Quétier, F., & Díaz, S. (2015). The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society*, *20*(1), art62. <https://doi.org/10.5751/ES-07297-200162>
- Díaz, Vicente; Sosa-Ramírez, Joaquín, & Pérez-Salicrup, Diego R.. (2012). Distribución y abundancia de las especies arbóreas y arbustivas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Polibotánica*, (34), 99-126.
- ILRI, IUCN, FAO, WWF, UNEP and ILC. 2021. Rangelands Atlas. Nairobi Kenya: ILRI. Home page | Rangelands ATLAS ([rangelandsdata.org](http://rangelandsdata.org)) (consultado: agosto 23, 2023)
- Jiang, L., Bao, A., Jiapaer, G., Guo, H., Zheng, G., Gafforov, K., Kurban, A., & De Maeyer, P. (2019). Monitoring land sensitivity to desertification in Central Asia: Convergence or divergence? *Science of The Total Environment*, *658*, 669–683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.152>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2022. Marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463770541> (Consulta: agosto 19, 2023).
- Jurado-Guerra, P., Velázquez-Martínez, M., Sánchez-Gutiérrez, R. A., Álvarez-Holguín, A., Domínguez-Martínez, P. A., Gutiérrez-Luna, R., Garza-Cedillo, R. D., Luna-Luna, M., & Chávez-Ruiz, M. G. (2021). Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, *12*, 261–285. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Li, X., & Lei, L. (2023). Evaluating rural sustainable land use from a system perspective based on the ecosystem service value. *Regional Sustainability*, *4*(1), 96–114. <https://doi.org/10.1016/j.regsus.2023.03.002>
- O'Mara, F. P. (2012). The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany*, *110*(6), 1263–1270. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>
- Rojas-García, O. (2021). Riesgos socioambientales derivados de la pérdida de servicios ecosistémicos: El caso de Ecatepec de Morelos, Estado de México. *RDP Revista Digital de Posgrado*, *3*, 32–53. <https://doi.org/10.22201/fesa.rdp.2021.3.03>
- Siqueiros-Delgado, M. E., Rodríguez-Avalos, J. A., Martínez-Ramírez, J., & Sierra-Muñoz, J. C. (2016). Situación actual de la vegetación del estado de Aguascalientes, México. *Botanical Sciences*, *94*(3), 455–470. <https://doi.org/10.17129/botsci.466>
- Sun, Y., Sun, Y., Yao, S., Akram, M. A., Hu, W., Dong, L., Li, H., Wei, M., Gong, H., Xie, S., Aqeel, M., Ran, J., Degen, A. A., Guo, Q., & Deng, J. (2021). Impact of climate change on plant species richness across drylands in China: From past to present and into the future. *Ecological Indicators*, *132*, 108288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108288>
- Zhang, G., He, Y., Huang, J., Fu, L., Han, D., Guan, X., & Zhang, B. (2023). Divergent sensitivity of vegetation to aridity between drylands and humid regions. *Science of The Total Environment*, *884*, 163910. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163910>

## 5.5. Carbono orgánico en suelos con manejo forestal de Calpan, Puebla

Castelán-Vega R.<sup>1,2,\*</sup>; González-González F.<sup>1,2</sup>; Tamaríz-Flores V.<sup>1,2</sup> y Cruz-Montalvo A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 Sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla.

<sup>2</sup> Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 Sur #6301, Colonia San Manuel, CP 72474, Puebla, Puebla.

\*Autor para correspondencia: rosalia.castelan@correo.buap.mx

### Resumen

El cambio climático es atribuido a las actividades antropogénicas que generan altas emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono, metano y fluorocarbonados, entre otros. El suelo es el reservorio más importante de carbono de los ecosistemas terrestres, almacenando más del 80% de todos los reservorios del mundo. La capacidad del suelo para almacenar carbono orgánico (COS) depende de sus propiedades, usos y manejo. La presente investigación tuvo como objetivo estimar la cantidad de COS bajo tres condiciones de manejo forestal en tres tipos de vegetación: bosque de oyamel, bosque de pino-encino y bosque de pino, en una zona forestal comunitaria del municipio de Calpan, Puebla. Se establecieron 6 unidades de muestro circular y se tomaron muestras compuestas de suelo en los primeros 30 cm de profundidad en tres unidades de manejo forestal (Perturbado, Aprovechado y Conservado). Los resultados muestran diferencias significativas en la concentración de COS en función de la condición de manejo. La unidad forestal Aprovechado presentó la concentración promedio de COS más alta con 194 Mg C ha<sup>-1</sup>, seguido de las unidades Conservado y Perturbado con 174 y 93 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Las diferencias en COS se deben a diferencias en el manejo de los suelos por la papelería San Rafael y posiblemente por la vegetación que predomina en cada una de las unidades de manejo forestal.

**Palabras clave:** *materia orgánica; degradación del suelo; iztacihuatl.*

### Abstract

Climate change is attributed to anthropogenic activities that generate high emissions of greenhouse gases (GHGs), such as carbon dioxide, methane, and fluorocarbons, among others. Soil is the most important carbon reservoir of terrestrial ecosystems, storing more than 80% of all the world's reservoirs. The capacity of soil to store organic carbon depends on its properties, uses and management. The present investigation had the objective of estimating the amount of organic carbon in the soil per unit of area under different forest management conditions in the Communal Properties of Calpan, Puebla. To this end, three forest management units were defined (disturbed, harvested, and conserved). In each management unit, six circular sampling units were established and samples were taken from the first 30 cm of depth (N=18). The determination of COS was estimated according to the methods regulated in NOM-021-SEMARNAT-2000. The results show significant differences in COS concentration, depending on the management condition and vegetation type. The forest unit with harvesting presented the highest average COS concentration with 194 MgC ha<sup>-1</sup>, followed by the conserved and disturbed units with 174 and 93 MgC ha<sup>-1</sup>, respectively. The differences in concentration are given by the history of soil management, since in the past they were overexploited by the San Rafael paper mill, and by the vegetation that predominates in each of the forest management units.

**Key words:** *organic material; vegetation type and degradation.*

## Introducción

El cambio climático se ha acelerado por la variación de las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) que alteran el equilibrio energético del sistema climático, como el dióxido de carbono, metano y fluorocarbonados, entre otros (Eswaran *et al.*, 1993). El suelo es el reservorio más importante de carbono de los ecosistemas terrestres, almacenando más del 80% de todos los reservorios del mundo (Llorente, 2004). La capacidad del suelo para almacenar Carbono Orgánico depende de sus propiedades, usos y manejo.

El manejo de los bosques juega un papel importante en los procesos de estabilización del carbono orgánico del suelo (COS), es trascendental analizar el papel que juegan los propietarios del bosque y su percepción ante su territorio (John *et al.*, 2005). Actualmente, se sabe que las actividades como: la gestión forestal, los métodos de selección de especies y la duración de la rotación de corta influyen en la concentración del COS (Álvarez y Rubio, 2016), de esta manera, las buenas prácticas de manejo forestal favorecerán la restauración y preservación de las reservas de carbono orgánico en el suelo, sus funciones ecosistémicas, así como también, la mejora de las prácticas de manejo para la mitigación ante el cambio climático global.

La presente investigación tuvo como objetivo estimar la cantidad de carbono orgánico del suelo por unidad de área bajo diferentes condiciones de manejo forestal en el municipio de Calpan, Puebla, en las faldas del volcán Iztaccíhuatl.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El municipio de Calpan, Puebla, se localiza entre los paralelos 19°18'12" y 19°29'24" N y meridianos 98°37'48" y 98°39'25" O, y altitud de 2780 m.s.n.m. (INEGI, 2010) (Figura 1). Los terrenos comunales comprenden una superficie total de 1038.61 ha y una porción de su territorio corresponde a la zona de influencia y amortiguamiento del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl. Los climas presentes son el templado subhúmedo con lluvias en verano y semifrío subhúmedo con lluvias en verano. Presenta tres tipos de cobertura vegetal: Bosque de Pino, Bosque de Pino-Encino y Bosque de Oyamel. Las clases taxonómicas de suelo predominantes son Andosol y Cambisol (0.17%) (INEGI, 2010).

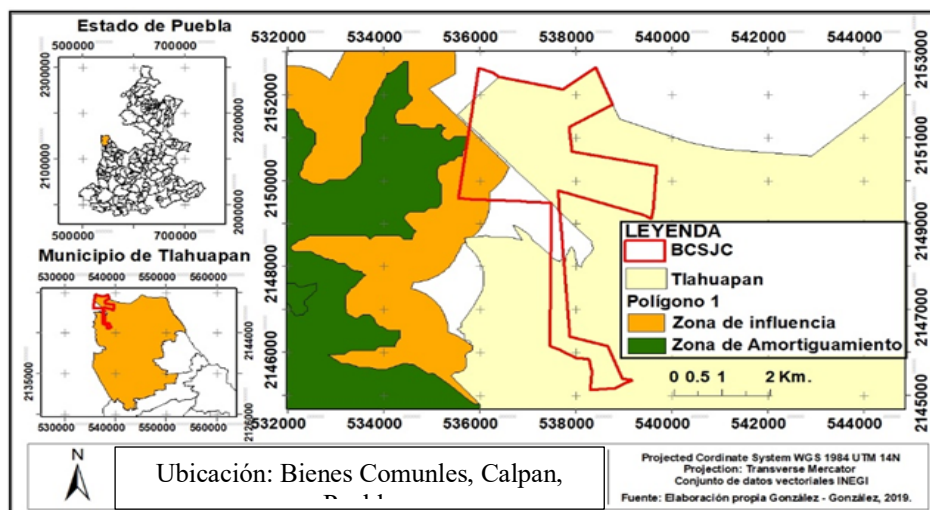


Figura 1. Ubicación terrenos comunales de Calpan, Puebla.



## Metodología

Se definieron tres unidades de manejo forestal (Perturbado, Aprovechado y Conservado) en tres tipos de vegetación: pino, pino-encino y oyamel, respectivamente. El tipo de suelo en las tres unidades establecidas es andosol. En cada unidad de manejo se establecieron 6 unidades de muestro circular y se tomaron muestras compuestas de los primeros 30 cm de profundidad (N=18). La determinación del carbono orgánico se estimó por el método de Walkley y Black (AS – 07) normado en la NOM -021-RECNAT-2000. Para calcular el carbono orgánico del suelo por unidad de área (MgC ha<sup>-1</sup>) se utilizó la ecuación 1 (Penman *et al.*, 2003):

$$COS = C * DAP * P * 1 - FG * 10 \quad (1)$$

donde, *COS* representa el carbono orgánico del suelo expresado por unidad de área (Mg ha<sup>-1</sup>) en función del contenido de carbono orgánico *C* (%), la densidad aparente *DAP* (Mg m<sup>-3</sup>), la profundidad del suelo *P* (m), y el porcentaje de fragmentos gruesos *FG* (> 2 mm).

Se consideraron cuatro intervalos de niveles de almacenamiento de carbono orgánico (Vela *et al.*, 2012): Muy Alto (>150 Mg ha<sup>-1</sup>), Alto (100-150 Mg ha<sup>-1</sup>), Medio (50-100 Mg ha<sup>-1</sup>) y Bajo (<50 Mg ha<sup>-1</sup>).

Debido a que la estimación del COS requiere de una medición exacta de la densidad aparente, al centro de la parcela circular se tomó una muestra de suelo sin alterar, por el método del cilindro de volumen conocido.

Con el fin de comparar la cantidad de carbono orgánico del suelo bajo las diferentes condiciones de manejo, se realizó un ANOVA de una vía seguido por una prueba de rangos de Tukey con el *software* SPSS 15.0.

## Resultados y Discusión

En el Cuadro 1 se muestran los resultados de las variables requeridas para calcular el valor del COS.

Se puede observar que el suelo del bosque con aprovechamiento forestal presenta la menor densidad aparente (0.66 Mg m<sup>-3</sup>), sin presentar diferencia significativa con el suelo del bosque conservado (0.67 Mg m<sup>-3</sup>). El suelo bajo bosque perturbado y sin manejo, presenta la más alta densidad aparente, sin embargo, no puede considerarse que se presente compactación, esto se debe a la naturaleza volcánica de los suelos.

De manera similar el análisis de fragmentos gruesos no presenta diferencia significativa entre el suelo de la unidad Conservado y el que se encuentra en condición Aprovechado. Sin embargo, si hay diferencia entre éstos dos con el suelo de la condición Perturbado (31.32%).

**Cuadro 1. Densidad aparente (DAP) y fragmentos gruesos (FG) del suelo entre 0 a 30 cm en tres unidades de manejo forestal en los Bienes Comunes San Juan Cuauhtémoc, según su condición.**

Manejo forestal	DAP (Mg m <sup>-3</sup> )	FG (%)
Aprovechado	0.66 ± 0.12 a	26.02 ± 19.04 a
Conservado	0.67 ± 0.14 a	24.72 ± 12.36 a
Perturbado	0.95 ± 0.18 b	31.32 ± 17.40 b

Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas con la prueba de Tukey, con intervalo de confianza del 95%. DAP: densidad aparente, FG: fragmentos gruesos.

Se encontraron diferencias significativas en los contenidos de COS, entre las tres condiciones de manejo forestal analizadas (Figura 2).

Los suelos en la condición de aprovechamiento forestal con bosque de pino-encino alcanzaron los mayores contenidos de COS (194 MgC ha<sup>-1</sup>), considerados como muy altos según la categorización de Vela *et al.*, (2012), lo cual coincide con lo planteado por John *et al.*, 2005, quienes reportan que el manejo

forestal aumenta la productividad de los bosques y, por lo tanto, la descomposición de la materia orgánica en el suelo.

El suelo con la condición conservada registra concentraciones del COS ( $174 \text{ MgC ha}^{-1}$ ) consideradas también muy altas (Vela *et al* 2012). En esta zona predomina la presencia de oyamel, y a pesar que el oyamel ha registrado altos contenidos de COS, la degradación a la que se sometió durante cerca de 50 años por la papelería San Rafael no ha permitido que se alcancen los máximos en la acumulación de este elemento (Bojórquez *et al*; 2015).

El suelo con la condición de perturbado muestra las concentraciones más bajas de COS ( $93 \text{ MgC ha}^{-1}$ ); no obstante, también son categorizadas como altas, debido al suelo volcánico y tipo de vegetación de pino. A pesar de la lenta descomposición de la materia orgánica por el contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa de sus acículas, las condiciones de humedad y temperatura de la región han favorecido su descomposición (Bojórquez *et al*; 2015).

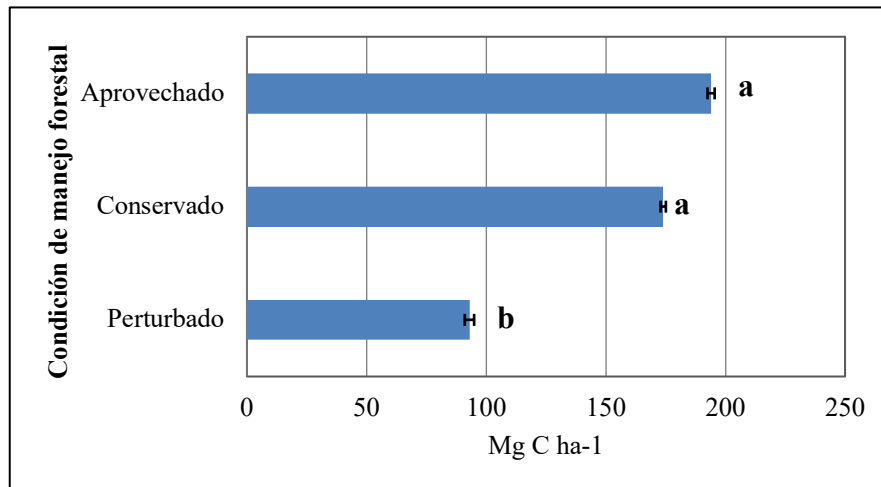


Figura 2. Carbono orgánico del Suelo en las condiciones forestales analizadas. Letras diferentes, entre usos del suelo representan diferencias significativas para un 95% de probabilidades.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio, demuestran que la condición de manejo forestal con aprovechamiento fue el reservorio que presentó la concentración promedio de COS mayor, seguido de las unidades conservadas y perturbadas. Las diferencias en COS posiblemente están dadas por la historia del manejo de los suelos, ya que durante 50 años sufrieron sobreexplotación por parte de la papelería San Rafael. El tipo de vegetación original podría ser importante en los reservorios de COS, ya que la composición de la hoja determina la velocidad de descomposición de la materia orgánica. La zona conservada se encuentra en su mayoría bajo bosque de oyamel, la de aprovechamiento en bosque de pino-encino y la perturbada en bosque de pino.

## Literatura citada

- Álvarez, S., A. Rubio. 2016. Wood Use and Forest Management for Carbon Sequestration in Community Forestry in Sierra Juárez, México. *Small – sacale Forestry Research* paper. 15:357-374 DOI 10.007/s11842 – 016 – 9325 – 2.
- Avilés-Hernández, V., A. Velázquez-Martínez, G. Ángeles-Pérez, J. D. Etchevers-Barra, H. De los Santos-Posadas, y T. Llanderal. 2009. Variación en almacenes de carbono en suelos de una toposecuencia. *Agrociencia* 43, 457– 464.
- Bojórquez, S. J. I., P. L. A. Castillo, J. A. Hernández, P. J. D. García y M. A. Madueño. 2015. Cambios en las reservas de Carbono orgánico de suelo bajo diferentes coberturas. *Cultivos Tropicales* 36 (4), 63 – 69.
- Eswaran, H., E. Van Den Berg and P. Reich. 1993. Organic carbon in soils of the world. Division S-5 notes. Soil Science Society of America Journal 57: 192-194.

- INEGI. 2010. Compendio de información Geográfica Municipal 2010 Tlahuapan, Puebla. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- John, B., T. Yamashita, B. Ludwig, and H. Flessa. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silky soils under different types of land use. *Geoderma* 128, 63–79. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.12.013
- Llorente, M. 2004. Caracterización física y química de vertisoles del noreste de México sometidos a distintas formas de manejo. Tesis Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, NL., México. 98 p.
- Márquez, R. C., C. J. C. Cuevas y C. C. Ávalos. 2009. Ordenamiento territorial comunitario en la zona de Influencia del Parque Nacional Iztaccíhuatl – Popocatepetl. En: Monterroso. R. A. I. (Ed). Manejo de Recursos Naturales en México: Nuevos enfoques para su gestión integral. Pp. 179 – 188. 1 Ed. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Norma Oficial Mexicana NOM – 021 – RECNAT – 2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. 2002. Diario Oficial.
- Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti y F. Wagner. 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Kanagawa, Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change, Institute for Global Environment Strategies. Obtenido de [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf\\_files/GPG\\_LULUCF\\_FULL.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf)
- Vela, G., J. López y M. Rodríguez. 2012. Niveles de carbono orgánico total en el Suelo de Conservación del Distrito Federal, centro de México. *Boletín del Instituto de Geografía* 77: 18–30.



## 5.6. Redes Bayesianas del carbono orgánico del suelo en el Parque Nacional La Montaña Malinche, México

Romero-Valderrábano Javier A.<sup>1</sup>; Linares-Fleites Gladys<sup>1,\*</sup> y Valera-Pérez Miguel A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Posgrado de Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 4 Sur No. 104, Colonia Centro, C.P. 72000, Puebla, México

\*Autor para correspondencia: gladys.linares@correo.buap.mx

### Resumen

El Parque Nacional La Malinche presenta graves problemas ambientales. Esta situación se debe principalmente a la deforestación en la zona, ocasionada por la tala clandestina, los incendios forestales y la plaga del gusano descortezador. El análisis de la dinámica del carbono en suelo ha cobrado gran importancia en el contexto de las estrategias de mitigación ante el Cambio Climático, sin embargo, existen retos metodológicos en torno a su análisis debido a la gran heterogeneidad de los suelos y a la compleja relación de los procesos naturales y sociales involucrados. Las Redes Bayesianas permiten la integración de diversos tipos de datos en un marco de trabajo común y facilitan el análisis inferencial de los efectos de distintos escenarios socioambientales. Las Redes Bayesianas se consideran una de las herramientas más poderosas para representar sistemas complejos de interacciones causales entre variables sujetas a incertidumbre y su estructura gráfica permite comprender las relaciones más fácilmente. El objetivo de este trabajo es explorar la capacidad de las Redes Bayesianas en el diseño de modelos estadísticos gráficos para la modelación de las relaciones causales entre las principales variables que determinan la capacidad de retención de carbono en suelos. La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono y la conservación de sus recursos naturales contribuirá en el combate de las emisiones de CO<sub>2</sub> la atmósfera y mitigará el cambio en el micro-clima.

**Palabras Claves:** *secuestro de carbono; dinámica de sistema; modelación ambiental.*

### Abstract

La Malinche National Park presents serious environmental problems. This situation is mainly due to deforestation in the area, caused by clandestine logging, forest fires and the barkworm plague. The analysis of carbon dynamics in soil has gained great importance in the context of mitigation strategies for Climate Change, however, there are methodological challenges around its analysis due to the great heterogeneity of soils and the complex relationship between the natural and social processes involved. Bayesian Networks are considered one of the most powerful tools to represent complex systems of causal interactions between variables subject to uncertainty, and their graphical structure makes it easier to understand the relationships. The objective of this work is to explore the capacity of Bayesian Networks in the design of graphical statistical models for the modeling of the causal relationships between the main variables that determine the capacity of carbon retention in soils. La Malinche has great potential for environmental service programs on carbon sequestration and the conservation of its natural resources will contribute to combating CO<sub>2</sub> emissions into the atmosphere and will mitigate the change in the micro-climate.

**Keywords:** *carbon sequestration; system dynamics; environmental modeling.*

## Introducción

Debido a que las Redes Bayesianas pueden sintetizar una gran diversidad de información y conocimiento para determinar de manera explícita las probabilidades de sucesos, a la vez que facilitan el planteamiento de distintos escenarios, han demostrado ser modelos útiles para representar fenómenos con relaciones complejas de muchas variables y altos grados de incertidumbre. Por esto, en los últimos años han ganado relevancia en las ciencias ambientales, donde actualmente tienen múltiples aplicaciones (Aguilera *et al.*, 2011).

En el Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas (CICA), del Instituto de Ciencias (ICUAP) de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), se han realizado diversos estudios de las propiedades de suelos pertenecientes al Eje Neovolcánico Transversal Mexicano en el estado de Puebla. Entre estos estudios pueden destacarse los realizados en el Parque Nacional La Montaña Malinche (Llaguno *et al.*, 2007; Valera *et al.*, 2009; Río, 2014).

Dadas las condiciones actuales de deterioro ambiental de La Malinche, habitantes de los pueblos originarios, académicos, estudiantes y miembros de la sociedad civil han acordado constituirse en una Red, con el propósito de llevar a cabo un modelo de gestión integral permanente de La Malinche. Considerándola como un territorio bio-social-cultural, se están implementando variadas acciones, entre la que se destacan los planes sobre secuestro de carbono y la conservación de sus recursos naturales, lo que contribuirá en el combate de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera para la mitigación del Cambio Climático

En este trabajo, se exploró la posibilidad de emplear un modelo basado en la teoría de grafos, la probabilidad condicional y el teorema de Bayes para realizar inferencias entre variables, pudiendo generar predicciones utilizando probabilidades previas derivadas de datos medidos o de la opinión de expertos; este modelo representa relaciones causa-efecto a través de una red de grafos acíclicos dirigidos, resultando fácil de interpretar y pudiendo expresar la incertidumbre de las relaciones en términos de probabilidad.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

Los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche se encuentran en el Parque Nacional Malinche o Matlalcuéyatl, que se ubica en la zona central oriente de México formando parte de la cordillera neo volcánica y se considera la montaña aislada más significativa del País. Comprende una superficie total de 46,112 hectáreas.

En el Parque Nacional La Malinche (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2013) se presentan diversas unidades climáticas, siendo estas: clima templado subhúmedo con lluvias en verano, clima semifrío y subhúmedo con lluvias en verano y clima frío, en la cumbre de la montaña.

La Malinche se caracteriza por contar con pendientes poco pronunciadas en las zonas bajas del volcán, mientras que, a alturas superiores, a los 3 mil 300 metros sobre el nivel del mar, son muy pronunciadas, alcanzando hasta los 4 mil 461 metros de altitud.

La zona estudiada se ubica en la región hidrológica del Río Balsas, específicamente en la cuenca hidrológica del Río Atoyac-A y las subcuencas de Acajete y Chapulco.

El Parque Nacional La Malinche (Figura 1) está integrado por 58 localidades, pertenecientes a 16 municipios, 12 de ellos pertenecientes al estado de Tlaxcala y 4 al estado de Puebla.

### *Suelos y calidad de suelos*

Los suelos de las inmediaciones del volcán La Malinche, se originaron por el aporte de material proveniente de las erupciones de los cráteres satélites del volcán, durante la época del Pleistoceno y Holoceno del periodo Cuaternario.

Los suelos seleccionados fueron clasificados en dos tipos: suelos con calidad inherente y suelos con calidad dinámica (Cervantes, 2023). Para el suelo identificado con calidad inherente (aquel con propiedades potencialmente innatas del suelo y resultado de los factores formadores originales del suelo), el muestreo se realizó en función de los diferentes horizontes y capas de suelo identificados durante el descubrimiento del perfil edáfico. Para el suelo identificado con calidad dinámica (aquel resultado de influencia antropogénica), el patrón de muestreo siguió un muestreo sistemático de rejilla, cuyas distancias se consideraron a 16 metros.

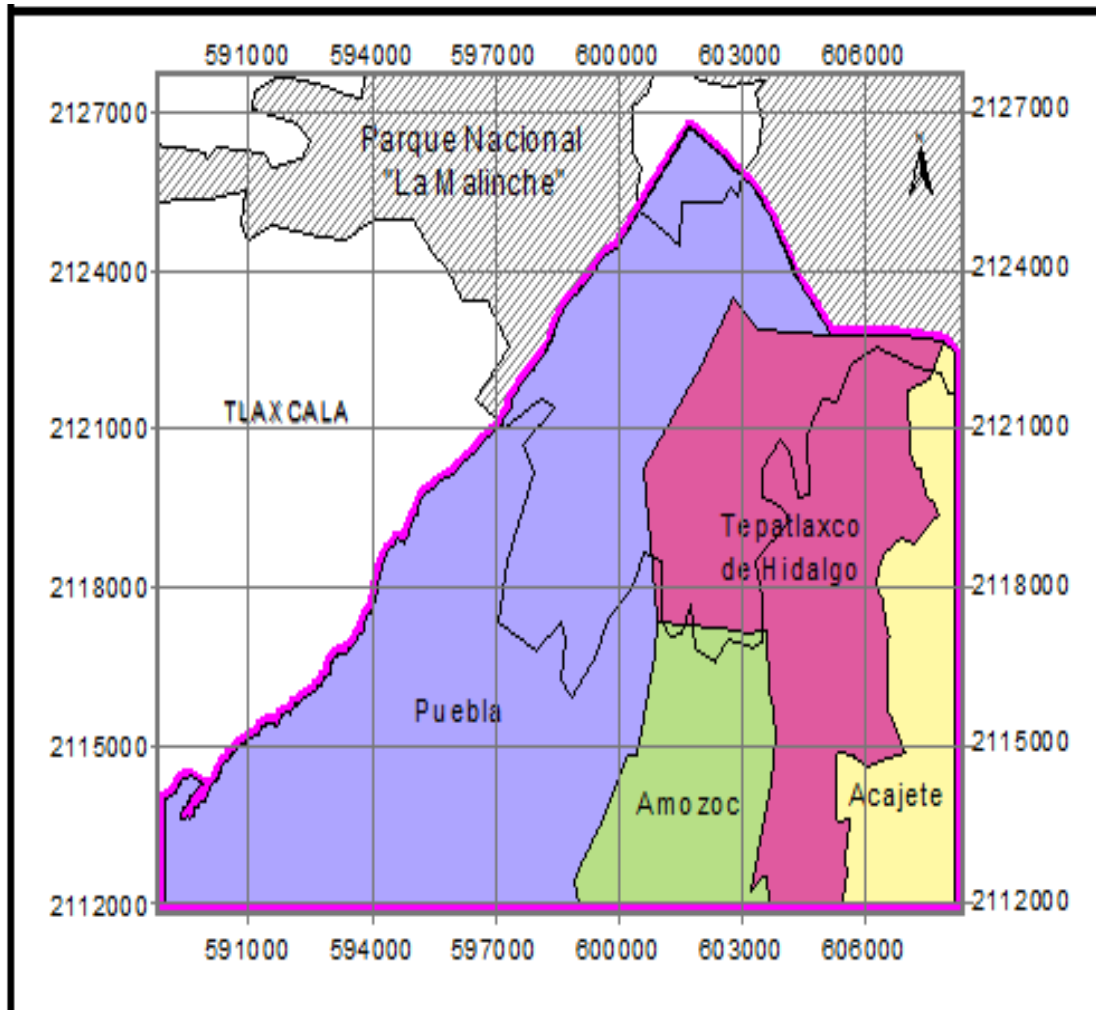


Figura 1. Ubicación del Parque La Malinche.

### *Redes Bayesianas en el análisis de suelos*

Las Redes Bayesianas son la representación gráfica de dependencias de razonamiento probabilístico basado en el teorema de Bayes; se diferencian de otras redes probabilísticas por ser grafos acíclicos dirigidos, en los que cada nodo representa una variable aleatoria y cada arco una dependencia probabilística en la que se especifica la probabilidad condicional de cada variable dados los nodos padres (Taalab *et al.*, 2015).

Una Red Bayesiana representa la distribución de la probabilidad conjunta de las variables representadas por la red y consta de tres elementos fundamentales:

- conjunto de nodos: representan variables, cada uno con un conjunto de estados mutuamente excluyentes (discretos o continuos).
- conjunto de enlaces o arcos: que representan las relaciones o dependencias causales (dirigidas) entre estos nodos.
- conjunto de probabilidades: que especifican la creencia de que un nodo X estará en determinado estado para cada combinación de los estados de sus nodos principales (tablas de probabilidad condicional).

Una vez que se establece la Red Bayesiana, se agrega evidencia a uno o más nodos. Esta evidencia se propaga a través de la red, actualizándose la distribución de probabilidad conjunta. Este cálculo de inferencia estadística se realiza aplicando el teorema de Bayes.

Se utiliza la aptitud de las Redes Bayesianas para la clasificación de los parámetros fisicoquímicos de registros de 11 variables edáficas de 17 muestras de suelos de tipo Andosol, provenientes de la Montaña de la Malinche, en los cuales se considera tanto la calidad inherente como la dinámica. Para explorar algunas de las relaciones entre los datos se calcula una matriz de correlación, para las variables continuas de las muestras, como son: la capacidad de intercambio catiónico CIC [ $Cmol(+)/kg$ ], los cationes intercambiables de Ca [ $Cmol(+)/kg$ ], Mg [ $Cmol(+)/kg$ ], Na [ $Cmol(+)/kg$ ], K [ $Cmol(+)/kg$ ], el pH en agua y cloruro de potasio, contenido total de nitrógeno, carbono orgánico, materia orgánica y la relación carbono-nitrógeno. Posteriormente, se discretizan los datos continuos en estados distintivos de cada variable. El software QGeNIe Modeler se puede utilizar para obtener el diagrama de la Red Bayesiana.

## Resultados y Discusión

Se discretizaron los datos continuos en estados distintivos de cada variable, (Cuadro1) y se obtuvo una primera estructura para el análisis de los datos, donde fue posible apreciar la relación entre los cationes intercambiables y el pH, la relación del pH y capacidad de intercambio catiónico y de manera más difusa la relación de estas variables con el Carbono Orgánico y Nitrógeno.

Fue posible juzgar cuantitativamente la coherencia de la estructura mediante el análisis de la *Fuerza de Influencia* de los nodos parentales sobre los nodos hijo (Cuadro 2); ésta fue calculada por el método de distancia euclidiana, en función de la tabla de probabilidad condicional de los nodos hijo, y esencialmente expresa la distancia entre varias distribuciones de probabilidad condicional sobre el nodo hijo condicionada a los estados del nodo padre.

Se destacan en ese análisis de la *Fuerza de Influencia* las distancias ponderadas entre las siguientes cuatro parejas de nodos, que son: Calidad y Ca con distancia 0.308785, Calidad y K con distancia 0.448972, Calidad y Mg 0.311070 y Calidad y Na con 0.275641. La mayor fuerza de influencia se alcanzó entre los nodos carbono orgánico (CO) y materia orgánica (MO) con distancia ponderada de 0.672154 y un máximo de 0.8.

**Cuadro 1. Clases de las variables edáficas**

<b>Variab</b> les	<b>Clases</b>	<b>No de datos</b>
Calidad	Inherente	7
	Dinámica	10
CIC [Cmol(+)/kg]	<8	8
	8-20	6
	>20	3
Ca CIC [Cmol(+)/kg]	<1.35	4
	1.35-2.725	6
	2.725-4.21	5
	>4.21	2
K CIC [Cmol(+)/kg]	<0.3	5
	0.3-0.55	6
	>0.55	6
Mg CIC [Cmol(+)/kg]	<0.6	7
	0.6-1.0	6
	1.0-1.5	3
	>1.5	1
Na CIC [Cmol(+)/kg]	<0.15	3
	0.15-0.17	3
	0.17-0.19	8
	>0.19	3
Carbono Orgánico (%)	<1.5	4
	1.5-2.5	4
	2.5-4	3
	>4	6
Materia Orgánica (%)	0-2	4
	2-4	4
	4-8	7
	>8	2
Nitrógeno Total (%)	<0.25	8
	0.25-0.55	8
	>0.55	3
Relación Carbono-Nitrógeno C/N	0-8	9
	8-16	4
	>16	4
Ph_Kci	<5	8
	5-5.5	7
	5>5.55	2
Ph_H <sub>2</sub> O	<5.8	7
	5.8-6.5	4
	>6.5	6



**Cuadro 2. Resultados del análisis de Fuerza de Influencia de las relaciones entre nodos de la Red Bayesiana**

Nodo parental	Nodo hijo	Promedio	Máximo	Ponderado
Calidad	Ca	0.308785	0.308785	0.308785
Calidad	K	0.448972	0.448972	0.448972
Calidad	Mg	0.311070	0.311070	0.311070
Calidad	Na	0.275641	0.275641	0.275641
Calidad	CO	0.0216871	0.5	0.0216871
Calidad	CIC	0.164652	0.433013	0.164652
Ca	ph h2O	0.0364153	0.5	0.0364153
Ca	CO	0.0256569	0.5	0.0256569
CO	MO	0.672154	0.8	0.672154
CO	N	0.20656	0.305505	0.20656
K	ph h2O	0.0320941	0.5	0.0320941
K	CO	0.0247889	0.5	0.0247889
K	ph kcl	0.117536	0.5	0.117536
Mg	ph kcl	0.103351	0.5	0.103351
Mg	CO	0.0247889	0.5	0.0247889
Mg	ph h2O	0.0361467	0.5	0.0361467
MO	CN	0.285407	0.520416	0.285407
N	CN	0.286443	0.57735	0.286443
Na	ph kcl	0.108067	0.481125	0.108067
Na	CO	0.0256295	0.586302	0.0256295
Na	ph h2O	0.03331	0.288675	0.03331
ph h2O	CIC	0.148614	0.433913	0.148614
ph kcl	CIC	0.159511	0.629153	0.159511

El diagrama de la Red Bayesiana (Figura 2) fue representado según el grosor de los arcos de la red. Las probabilidades *a priori* designadas para el nodo padre Calidad fueron: 42% para la calidad inherente (I) y 58% para la calidad dinámica (D). Se observa una fuerte relación de causa-efecto entre el nodo padre Calidad y los nodos hijos Ca, K, Mg y Na.

La relación causa-efecto más destacada en el diagrama se observa entre los nodos carbono orgánico (CO) y materia orgánica (MO) cuyo arco es el más grueso.

Puede observarse que la calidad de los suelos (Inherente o Dinámica) es la causa principal para la conservación de la materia orgánica (MO) de estos suelos.

Las relaciones mostradas en el diagrama de la Red Bayesiana apuntan a que La Malinche tiene un gran potencial para programas de servicios ambientales sobre secuestro de carbono, y la conservación es la medida inicial para asegurar que este tipo de proyectos tengan futuro en la región.

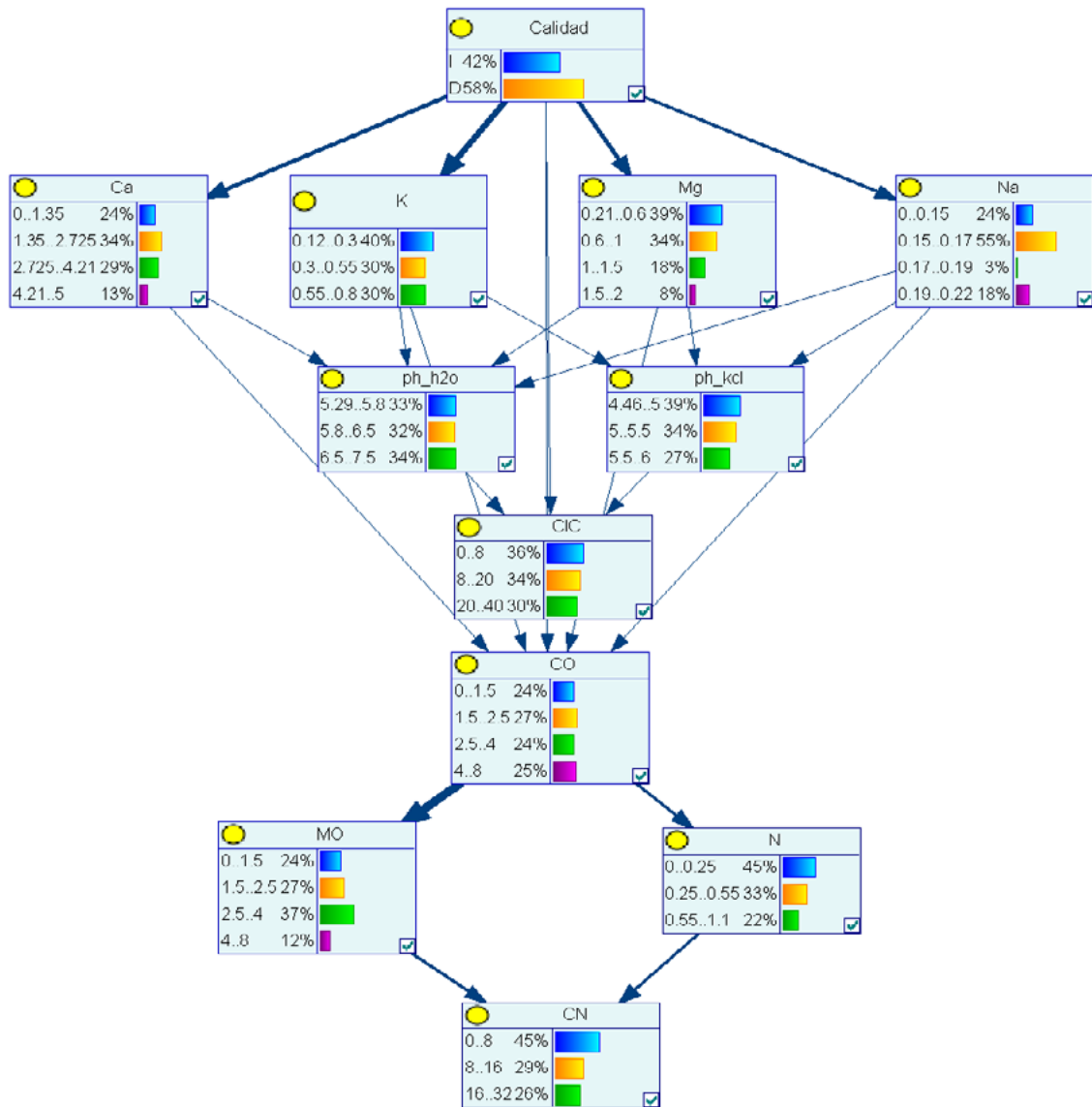


Figura 2. Diagrama de la Red Bayesiana (Elaborado con Netica de Norsys, versión académica de QGeNIE de BayesFusion).

## Conclusiones

Las Redes Bayesianas son adecuadas para el diseño de modelos estadísticos gráficos que esclarecen las relaciones causales entre las principales variables que determinan la capacidad de retención de carbono en suelos.

Entre las ventajas de las Redes Bayesianas se encuentran las siguientes: resultan intuitivas y eficientes, permiten contabilizar las fuentes de incertidumbre e identificar componentes críticos y sirven para modelar múltiples interdependencias. Entre las desventajas debe señalarse que pueden ser computacionalmente demandantes para sistemas con un gran número de variables aleatorias.

## Literatura citada

- Aguilera, P. A., A. Fernández, R. Fernández, R. Rumí and A. Salmerón. 2011. Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), 1376–1388.
- Cervantes, J. 2023. Evaluación de la restauración de los servicios ecosistémicos prestados por el suelo mediante el sistema agroecológico “Metepantle” en el Parque Nacional la Malinche. . Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 75 p.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. CONANP (2013). Programa de Manejo del Parque Nacional La Malinche o Matlalcuéyatl. Ciudad de México, México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Llaguno, J., J. Cervantes, M.A. Valera, E. Torres, E. y G. Linares. 2007. Emisiones de CO<sub>2</sub> de los suelos forestales del volcán La Malinche, estado de Puebla. Memorias del XII Congreso Nacional y VI Internacional de Ciencias Ambientales (formato digital) Academia Nacional de Ciencias Ambientales y Universidad de Chihuahua.
- QGeNIe Modeler . Version 4.0.R1, Built on 6/27/2022 BayesFusion, LLC.
- Ríos, A. 2014. Calidad del carbono secuestrado en suelos de los sistemas forestales de la zona del volcán La Malinche, Estado de Puebla. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 167p.
- Taalab, K., R. Corstanje, J. Zawadzka, T. Mayr, M. J. Whelan, J. A. Hannam and R. Creamer. 2015. On the application of Bayesian Networks in Digital Soil Mapping. *Geoderma*, 259–260, 134–148.
- Valera, M. A., J. Llaguno, G. Linares y E Torres, 2009. Evaluación del secuestro de carbono en suelos de La Malinche, estado de Puebla. *Saberes compartidos*. 3(3), 14-20.

## 5.7. Carbono en pasto y suelo en el municipio de Jesús María, Aguascalientes

Mendieta-Vázquez Guadalupe A<sup>1</sup>; Martínez-Calderón Víctor M.<sup>1</sup>; Meraz-Jiménez Antonio J.<sup>1</sup>; Torres-González Jorge A.<sup>1</sup>; López-Santos Armando<sup>2</sup> y **Díaz-Romo Abraham<sup>1,\*</sup>**

<sup>1</sup> Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes, domicilio conocido s/n Mpio. de Jesús María, Ags.

<sup>2</sup> Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo, domicilio conocido s/n CP AP # 8.

\* Autor para correspondencia: adiazr@correo.uaa.mx

### Resumen

Los ecosistemas terrestres pueden mitigar el CO<sub>2</sub> atmosférico mediante la fotosíntesis y reteniéndolo en la biomasa vegetal y en el carbono orgánico del suelo. La mayoría de los estudios en agostaderos, se concentran en el carbono orgánico del suelo, debido a que este compartimiento concentra la mayor cantidad de carbono almacenado. Las nuevas condiciones climáticas obligan a realizar investigaciones integrales para encontrar las alternativas de manejo y rehabilitación de estos ecosistemas acorde a dichos cambios, por lo que se planteó el objetivo de evaluar el almacenamiento de carbono en biomasa de pasto y en suelo. La zona de estudio comprendió el área denominada Arroyo Seco, en el Municipio de Jesús María, Aguascalientes. Se realizó una intersección entre las capas cartográficas para relacionar la vegetación del área de estudio y la unidad del suelo donde se desarrolla. Se utilizaron los sistemas de información geográfica para obtener los puntos aleatorios dentro del polígono, para el muestreo de biomasa de pasto y suelo. El carbono almacenado en el pasto tuvo un promedio de 84.2 kg/ha. Para el suelo se encontró un promedio de 32 Mg/ha. Se cuantificó el carbono tanto en la biomasa del pasto como en el suelo, así como las interacciones de la vegetación con la unidad de suelo.

**Palabras claves:** *servicios ecosistémicos; agostadero; CO<sub>2</sub>; biomasa de pastos.*

### Abstract

Terrestrial ecosystems can mitigate atmospheric CO<sub>2</sub> through photosynthesis and by retaining it in plant biomass and soil organic carbon. Most studies on rangelands, focus on soil organic carbon, because this compartment concentrates the largest amount of stored carbon. The new climatic conditions make it necessary to conduct comprehensive research to find alternatives for management and rehabilitation of these ecosystems according to these changes, so our objective was to evaluate carbon storage in grass biomass and in soil. The study included the area known as Arroyo Seco in the municipality of Jesús María, Aguascalientes, México. An intersection was made between the cartographic layers to relate the vegetation of the study area and the soil unit where it develops. Geographic information systems were used to obtain random points within the polygon, for grass biomass and soil sampling. The carbon stored in the pasture averaged 84.2 kg/ha. Soil carbon stocks averaged 32 Mg/ha. Carbon was quantified in both grass biomass and soil, as well as the interactions of vegetation with the soil unit.

**Key words:** *ecosystem services; rangeland; CO<sub>2</sub>; grass biomass.*

### Introducción

Las características comunes de las regiones semiáridas de todo el mundo son la irregularidad de las precipitaciones, las altas temperaturas, la elevada evapotranspiración potencial, el alto índice de aridez, la baja humedad y escasa fertilidad del suelo (Halli *et al.*, 2022). La disminución de la calidad del suelo, el agotamiento del carbono orgánico del suelo (COS) y la degradación de los recursos debido a la erosión son los principales obstáculos para la futura seguridad alimentaria mundial (Lenka *et al.*, 2012).

Los ecosistemas terrestres pueden mitigar el CO<sub>2</sub> mediante la fotosíntesis y reteniéndolo en la biomasa vegetal y en el carbono orgánico del suelo (Callesen *et al.*, 2023). La restauración ecológica de tierras degradadas mediante ecosistemas productivos con árboles y pastos ofrece una oportunidad para el secuestro de C en el suelo y la biomasa, así como para la seguridad alimentaria y forrajera (Ghosh *et al.*, 2021).

El cambio climático ya está afectando los pastizales y matorrales del Norte de México, disminuyendo en forma directa y dramática la productividad y el aporte de servicios ambientales. Esto impactará la capacidad de carga de los agostaderos con reducciones en la producción de carne, pérdida de biodiversidad, disminución en la capacidad de captura de carbono y afectaciones en el ciclo hidrológico de estos ecosistemas. Las nuevas condiciones climáticas obligan a realizar investigaciones integrales para encontrar las alternativas de manejo y rehabilitación de estos ecosistemas acorde a dichos cambios (Jurado-Guerra *et al.*, 2021). La mayoría de los estudios en tierras de pastoreo, en general, se concentran en el carbono orgánico del suelo (COS) debido a que este compartimiento concentra la mayor cantidad de carbono almacenado (Romero-Sánchez *et al.*, 2022). Es por eso que se planteó el objetivo de evaluar el almacenamiento de carbono en biomasa en pasto y en suelo, así como los servicios ecosistémicos que ofrece, en un matorral xerófilo-subtropical de una zona semiárida del centro-norte de México.

## **Materiales y métodos**

La zona de estudio comprendió el área denominada Arroyo Seco en el Municipio de Jesús María, Aguascalientes, México. Pertenece la Universidad Autónoma de Aguascalientes, tiene una superficie de 123 ha (Figura 1). Se tiene un clima semiseco templado (BS1kw), con temperatura media anual de 18°C, pero con máximas de hasta 38°C (abril-julio) y mínimas de hasta -6°C (diciembre-febrero). La precipitación media anual es de 526 mm, la cual ocurre principalmente de junio a septiembre (SMN, 2023).

### *Intersección del uso de suelo y la vegetación*

Se realizó una intersección entre las capas cartográficas, ESRI. (2023) para relacionar la vegetación del área de estudio y la unidad del suelo donde se desarrolla, además una vez obtenido las unidades de suelo en el área, se obtuvieron los servicios ecosistémicos que ofrece cada unidad dentro del área.

### *Muestreo de biomasa de pasto y suelo*

Se utilizaron los sistemas de información geográfica, en este caso, con el paquete Sp (Classes and Methods for Spatial Data) de R Project, para obtener los puntos aleatorios dentro del polígono. Una vez obtenidos los puntos, se realizaron los recorridos de campo para obtener tanto las muestras de biomasa de pastos como de suelo. Se inició con el pasto, mediante un cuadrante de varilla de 0.5 m<sup>2</sup> se realizó el corte del pasto al ras del suelo para el muestreo de biomasa aérea (Ramírez Lozano, 2009). El pasto cortado se sometió a secado a 65 °C hasta alcanzar peso constante para obtener el peso de Materia Seca (MS). La determinación del contenido de Carbono (C) acumulado en la biomasa del pastizal, se obtuvo al calcular la MS de cada punto de muestreo, multiplicado por 0.45 (Etchevers *et al.*, 2005).

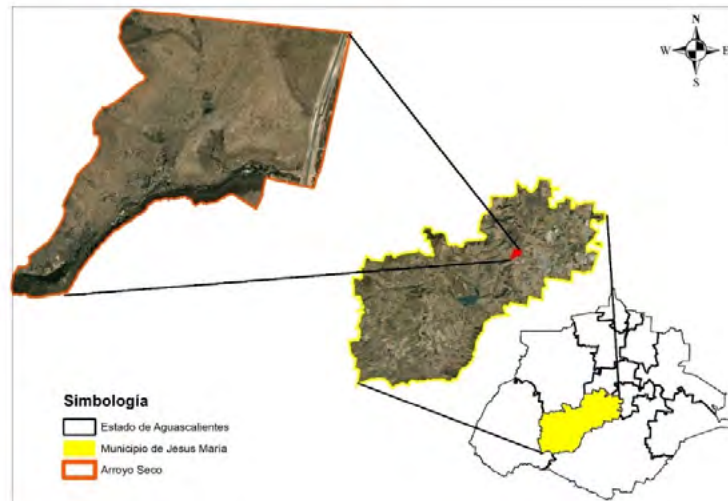


Figura 1. Localización del área de estudio Arroyo Seco. Fuente: marco geoestadístico INEGI 2022.

Para el muestreo del suelo se realizó bajo las especificaciones que maneja la NOM-021-RECNAT-2000, para el análisis de materia orgánica, carbono y densidad aparente. Una vez obtenidos los datos de carbono en laboratorio se procedió a obtener los datos de captura de carbono orgánico total en suelo por hectárea, se obtuvieron de acuerdo a la ecuación 1:

$$\text{COS} = \% \text{ Co} * \text{Da} * \text{P} \quad (1)$$

Dónde COS se refiere a carbono orgánico total en el suelo; Co es el porcentaje de carbono orgánico (%); Da define la densidad aparente ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) y P indica la profundidad del muestreo (cm).

### *Geoprocesos*

Para el manejo de vectores y raster del área de estudio se utilizó el software R Project y ArcMap 10.2.2. Con las coordenadas de los puntos de muestreo y resultados de carbono tanto de pasto como de suelo, se realizó la interpolación IDW (Inverse Distance Weighted, por sus siglas en inglés), para realizar una interpolación espacial para estimar los valores desconocidos en ubicaciones intermedias a partir de datos conocidos en ubicaciones circundantes, para espacializar el carbono dentro del área de estudio.

## **Resultados y discusión**

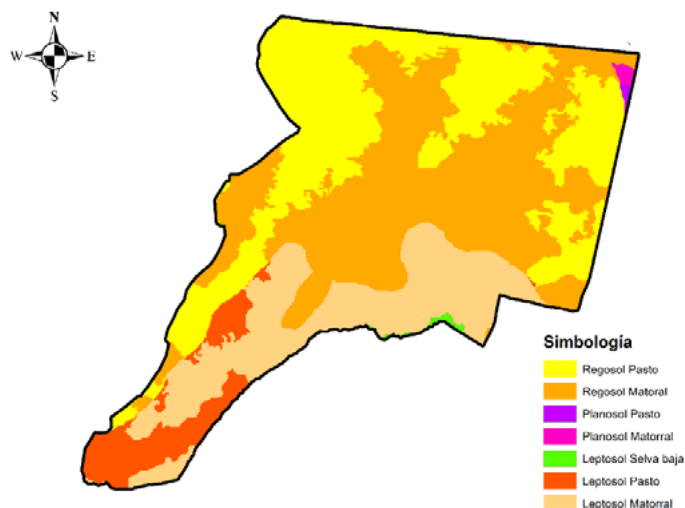
### *Intersección del suelo y la vegetación*

La selva baja caducifolia se desarrolló en suelos de leptosol en el área de Arroyo Seco. En el caso del pastizal el mayor crecimiento se da en suelos del grupo Regosol y para la vegetación del matorral crasicaule en el suelo de leptosol (Cuadro 1). En la Figura 2 se muestra la intersección de la vegetación con el suelo en el área de estudio. Se incluye este tipo de vegetación donde se demuestra un contexto ambiental más integral

**Cuadro 1. Intersección grupos de suelo y vegetación presentes en Arroyo Seco.**

	Leptosol	Planosol	Regosol
	-----%-----		
Selva Baja Caducifolia	1	0	0
Pastizal	35	43	68
Matorral Crasicaule	64	57	32
Total	100	100	100

Fuente. Datos de inventario estatal de Aguascalientes 2014. y Mapa de suelos de Aguascalientes SSMAA, 2019.



**Figura 2. Intersección de la vegetación y el grupo de suelo.** Fuente: Datos de inventario estatal de Aguascalientes 2014. y Mapa de suelos de Aguascalientes SSMAA, 2019

### *Servicios ecosistémicos por parte de grupo de suelo*

En el cuadro 2 se muestran los valores que cada unidad de suelo tiene como servicio ecosistémico, cabe destacar que es una herramienta necesaria para la toma de decisiones, para el cuidado y conservación del suelo y evitar cambios del uso de suelo sin algún criterio. El grupo de suelo regosol es el que presenta mayor superficie dentro del área de estudio y aporta diferentes servicios ecosistémicos donde sobre sale provisión alimentaria con valor de dos y resalta el servicio sociocultural con un valor de cinco, la suma total de servicios es nueve.

**Cuadro 2. Superficie de suelo y servicio ecosistémico aportado**

Unidad de suelo	Superficie	Provisión (alimentos)	Regulación Climática	Regulación del agua	Socio-cultural	Suma de SE
Regosol	90.8	2	1	1	5	9
Leptosol	33.2	1	1	1	5	8
Planosol	0.48	1	1	1	1	4

Fuente: datos tomados del mapa de suelos Aguascalientes SSMAA, 2019, FAO e ITPS

### *Carbono en pasto y suelo*

El carbono asimilado en el pasto tiene un máximo de 155 kg/ha y un mínimo de 25 kg/ha con un promedio de 84.2 kg/ha. Cabe destacar que los muestreos se realizaron en los años 2022 y lo que va del año 2023, en los cuales se han presentado bajas precipitaciones, por lo que la biomasa es muy pobre en comparación de años pasados. Con base en datos de muestreo de producción de pastos realizados en

2017 (Díaz-Romo *et al.*, 2018), se obtendría una acumulación de carbono de 218 hasta 956 kg/ha, con un promedio de 512 kg/ha.

El carbono almacenado en el suelo presentó un máximo de 60 Mg/ha con un mínimo de 13 Mg/ha y un promedio de 32 Mg/ha. En la figura 3 se muestra la espacialización del carbono, tanto en pasto como en suelo.

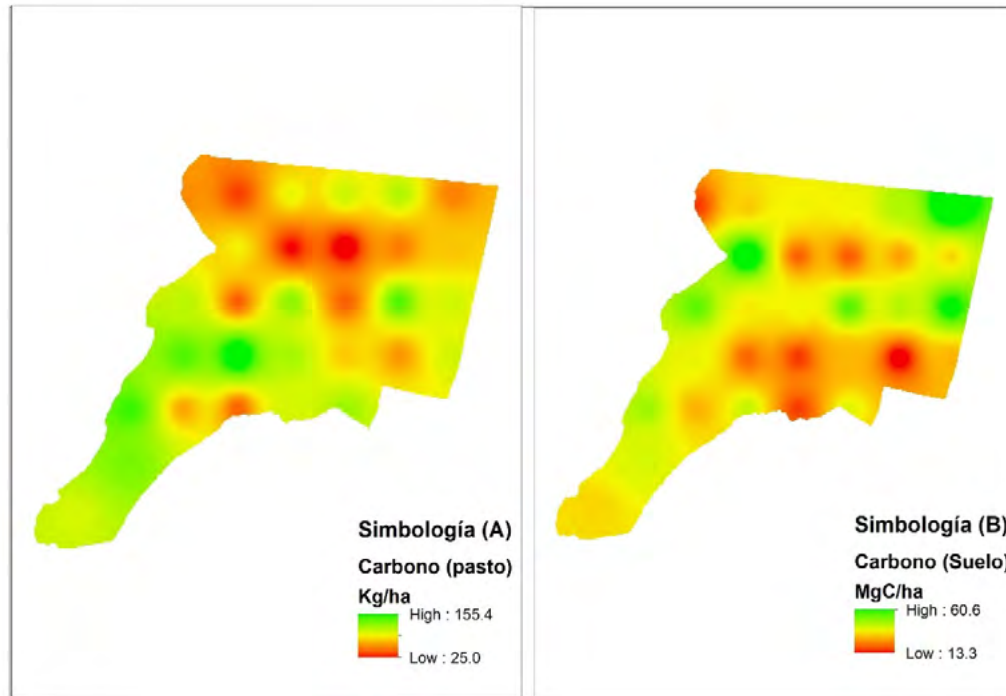


Figura 3. Carbono en pasto (A) y suelo (B) del área de estudio Arroyo Seco, Jesús María Ags. Fuente datos de campo.

## Conclusión

Se cuantificó el carbono tanto en la biomasa del pastizal como en el suelo, así como las interacciones de la vegetación con la unidad de suelo. Asimismo, se logró conocer la importancia del suelo que además de almacenar carbono cuenta con diferentes servicios ecosistémicos.

## Literatura citada

- Callesen, T. O., C. V. González, F. Bastos-Campos, D. Zanotelli, M. Tagliavini and L. Montagnani. 2023. Understanding carbon sequestration, allocation, and ecosystem storage in a grassed vineyard. *Geoderma Regional*, 34, e00674. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00674>
- Díaz-Romo A., E. Flores-Ancira, J. A. Torres-González y C. U. Haubi-Segura. 2018. Evaluación de la vegetación en un sitio con descanso de pastoreo en Aguascalientes, México. In: Sosa *et al.*, 2018. Libro de comunicaciones, 2º congreso internacional de áreas naturales protegidas. UAA, CIBNOR, Red CONACYT Áreas Naturales Protegidas. Aguascalientes, México.
- Esri. (2023). Intersección de capas geográficas en ArcGIS. [Documento técnico]. <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/latest/tool-reference/analysis/intersect.htm> (consultado:24 diciembre 2023).
- Etchevers, B. J. D., C. M. Monreal, C. Hidalgo, M. Acosta, J. Padilla y R. M. López. 2005. Manual para la Determinación de Carbono en la Parte Aérea y Subterránea de Sistemas de Producción en Laderas. Colegio de Postgraduados, México. 1ra ed. 29 p.
- Ghosh, A., R. V. Kumar, M. C. Manna, A. K. Singh, C. M. Parihar, S. Kumar, A. K. Roy and P. Koli. 2021. Eco-restoration of degraded lands through trees and grasses improves soil carbon sequestration and biological activity in tropical climates. *Ecological Engineering*, 162, 106176. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106176>



- Halli, H. M., P. Govindasamy, M. Choudhary, R. Srinivasan, M. Prasad, V. K. Wasnik, V. K. Yadav, A. K. Singh, S. Kumar, D. Vijay and H. Pathak, (2022). Range grasses to improve soil properties, carbon sustainability, and fodder security in degraded lands of semi-arid regions. *Science of The Total Environment*, 851, 158211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158211>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2018. Marco geoestadístico de los estados unidos mexicanos. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463592587> (Consulta: mayo 21, 2023).
- IUSS Working Group WRB. 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma
- Jurado-Guerra, P., M. Velázquez-Martínez, R. A. Sánchez-Gutiérrez, A. Álvarez-Holguín, P. A. Domínguez-Martínez, R. Gutiérrez-Luna, R. D. Garza-Cedillo, M. Luna-Luna y M. G. Chávez-Ruiz. 2021. Los pastizales y matorrales de zonas áridas y semiáridas de México: Estatus actual, retos y perspectivas. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 12, 261–285. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v12s3.5875>
- Lenka, N. K., A. Dass, S. Sudhishri and U. S. Patnaik. 2012. Soil carbon sequestration and erosion control potential of hedgerows and grass filter strips in sloping agricultural lands of eastern India. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 158, 31–40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.017>
- NOM-021-RECNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). 2002. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F
- Ramírez-Lozano, R. G. 2009. Nutrición de rumiantes: sistemas extensivos. 2ª ed. Trillas. Nuevo León, México. 314 p.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Romero-Sánchez, M. E., E. Velasco-Bautista, D. J. Meza-Juárez y R. Pérez-Miranda. 2022. Análisis y estimación del contenido de carbono en pastizales halófilos de la zona central semi-árida de México. *Revista Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1007>
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2023. Normales climatológicas por estado, Aguascalientes, La Posta UAA. Comisión nacional del agua. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado> (Consultado 24 diciembre 2023).
- SSMAA (Secretaría de sustentabilidad medio ambiente y agua). 2019. Mapa de suelos del estado de Aguascalientes. Escala 1:50,000, Aguascalientes, Ags.



## 5.8. Almacén de carbono en un bosque Oyamel-Pino-Encino en un ANP de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo

Ballesteros-Cruz S.<sup>1</sup>; Barraza-Domínguez J. E.<sup>1</sup>; García-Martínez R.<sup>1,\*</sup> y García-González R. J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> División de Ingeniería Forestal, Tecnológico Nacional de México-TEC Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.

\*Autor para correspondencia: rgm1117@gmail.com.

### Resumen

Los ecosistemas forestales aportan a la disminución del efecto invernadero a través de un proceso relacionado al ciclo del carbono el cual consta de la fijación o captura de carbono. Los árboles durante su crecimiento y desarrollo absorben el dióxido de carbono de la atmósfera y lo convierten en carbono que se almacena en todo el árbol (tronco, ramas, raíces, hojas). El estrato arbustivo realiza el mismo proceso de captura, así mismo el material orgánico (hojarasca) y en el suelo forestal queda almacenado el carbono. El objetivo del estudio fue comparar la cantidad de carbono almacenado en un predio forestal de vegetación oyamel-pino-encino. Para ello se realizó un muestreo aleatorio simple. Con ayuda de ecuaciones alométricas y específicas para cada especie se cuantificó la biomasa y la captura de carbono en los estratos arbóreo, arbustivo y hojarasca, mientras que para el suelo forestal se optó por analizar muestras de suelo. Los resultados indican que, en la biomasa aérea, el estrato arbóreo acumuló 87 % del total, el arbustivo 8 % y la hojarasca 5 %. En el balance total, en las 19 ha se almacenó 6 014 Mg de C y el suelo almacenó 80.4 % del carbono para todo el predio bajo estudio.

**Palabras clave:** *captura de carbono; cambio climático; ecosistema forestal; carbono orgánico del suelo.*

### Abstract

Forest ecosystems contribute to the reduction of the greenhouse effect through a process related to the carbon cycle which consists of carbon fixation or capture. Trees during their growth and development absorb carbon dioxide from the atmosphere and convert it into carbon that is stored throughout the tree (trunk, branches, roots, leaves). The shrub layer performs the same capture process, likewise the organic material (litter) and carbon is stored in the forest soil. The objective of the study was to compare the amount of carbon stored in a forest estate with oyamel-pine-oak vegetation. For this, a simple random sample was carried out. With the help of allometric and specific equations for each species, biomass and carbon sequestration were quantified in the tree, shrub and leaf litter strata, while for the forest soil it was decided to analyze soil samples. The results indicate that, in the aerial biomass, the tree layer accumulated 87 % of the total, the shrub 8 % and the litter 5 %. In the total balance, in the 19 ha, 6 014 Mg of C was stored, and the soil stored 80.4 % of the carbon for the entire property under study.

**Keywords:** *carbon sequestration; climate change; forest ecosystem; soil organic carbon.*

### Introducción

Los árboles y otras plantas forestales remueven grandes cantidades de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) de la atmósfera a medida que crecen y lo almacenan en la biomasa arbórea y arbustiva, (Morales, 2019). La vegetación es la encargada de incorporar el C atmosférico al ciclo biológico por medio de la

fotosíntesis. Los bosques del mundo (templados y tropicales) capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y participan con el 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo, (Dixon *et al.*, 1994). La estimación del CO<sub>2</sub> retenido en los principales componentes del ecosistema forestal puede facilitar la cuantificación de las adiciones y sustracciones del carbono en vegetación y suelo considerando su estructura, composición y características físicas, (Morales, 2019).

En la república mexicana se han realizado estudios de este tipo en distintos tipos de vegetación, en Veracruz se puede encontrar autores como: Dávalos, Morato y Pinillos-Cueto, entre otros. Dentro del Parque Nacional Pico de Orizaba se ha realizado una Tesis reciente en la vertiente nororiental con *Pinus hartwegii* (Citlaha, 2014), así como un estudio técnico (Corona y Martínez, 2013), que comprendió 100 hectáreas en la vertiente norte del Parque Nacional. Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) promueven la adaptación al cambio climático de las comunidades y los ecosistemas, ya que permiten hacer frente y minimizar sus impactos. Las ANP brindan protección ante eventos climáticos extremos y mantienen el abastecimiento de servicios ambientales esenciales, reduciendo así la vulnerabilidad de los sistemas humanos y naturales (CONANP, 1989).

El objetivo de este trabajo fue estimar el almacén de Carbono en los estratos arbóreo, arbustivo y el suelo forestal (hojarasca y suelo) en el Parque Ecoturístico Corral de Piedra en Amanalco, Estado de México, para determinar la capacidad que aportan las secciones analizadas en el bosque de Oyamel-Pino-Encino.

## Metodología

### *Delimitación Geográfica*

El estudio se realizó en el bosque del parque ecoturístico “Corral de Piedra”. De acuerdo con los datos del GEOPORTAL de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2023), se localiza a una altitud de 2,780 msnm, localizado al sur del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, la parte alta de la Cuenca Amanalco-Valle de Bravo, en el ejido de Amanalco de Becerra, en el municipio de Amanalco, colindando con los municipios de Temascaltepec, Zinacantepec, Valle de Bravo, Donato Guerra, Villa de Allende, Villa Victoria y Almoloya de Juárez. El rodal con el que se trabajó tiene una extensión de 19.459171 ha (Figura 1). Las coordenadas UTM (WG84, 14Q) del predio fueron 39993816.3958 N y 2125331.52737 S. El tipo de vegetación de acuerdo con INEGI (Serie III), es de Bosque mixto de Oyamel-Pino-Encino, donde predomina oyamel, con especies destacadas como *Abies religiosa* (Oyamel), *Pinus Pseudostrobus*, *Quercus laurina*, *Quercus rugosa*. El tipo de suelo es Andosol Húmico (ND) de textura media, siendo un ecosistema que permite la filtración y captación de agua.

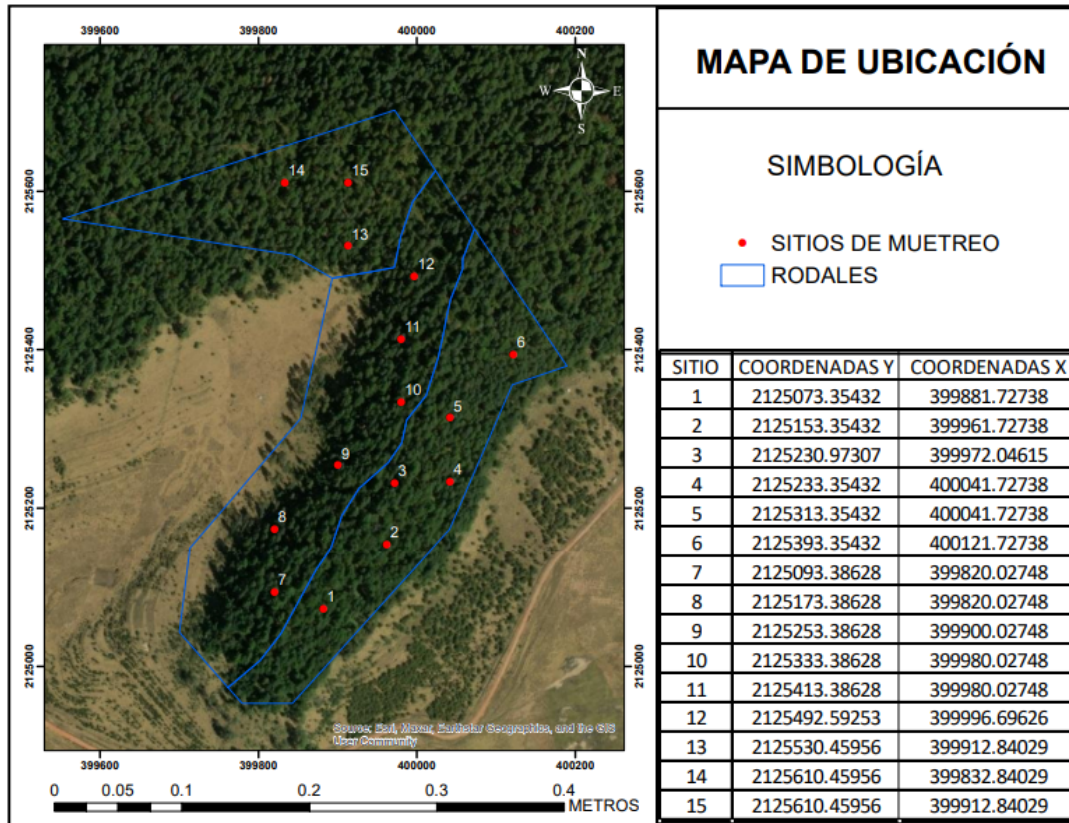


Figura 1. Mapa del área de estudio en el parque ecoturístico Corral de Piedra, Amanalco, Estado de México.

*Rodalización*

Se realizó una rodalización en función de la exposición, densidad de arbolado y tipo vegetación. Se establecieron 15 sitios a muestrear (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Características de los rodales establecidos en el área de estudio.**

Rodal	Superficie (ha)	Sitio
1	4.8	13, 14 y 15.
2	8.3	7, 8, 9, 10, 11 y 12.
3	6.3	1, 2, 3, 4, 5 y 6.

*Diseño del muestreo*

El diseño se basó en el inventario nacional forestal (CONAFOR, 2017) siguiendo el método más utilizado para bosques templados. El tamaño del diseño muestral fue establecido para cada estrato y suelo forestal (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Características del diseño muestral para cada estrato.**

Estrato	Superficie	Forma
Arbóreo	1000 m <sup>2</sup>	Circular
Arbustiva	1m <sup>2</sup>	Cuadrada
Hojasca	90 cm <sup>2</sup>	Cuadrada
Suelo	30 cm de profundidad	No aplica

### *Variables de respuesta*

**Biomasa y Carbono arbóreo.** Para los árboles se midió el diámetro normal (1.30 m de altura) utilizando una forcípula a la altura. Para el cálculo de la altura se utilizó un clinómetro y se utilizó una distancia de referencia de 25 m.

La biomasa se calculó utilizando las ecuaciones alométricas que se presentan en el Cuadro 3. Para estimar la cantidad de carbono almacenado por individuo se utilizó el factor estándar 0.5 multiplicado por la biomasa.

**Cuadro 3. Ecuaciones alométricas utilizadas para determinar la biomasa**

Nombre Científico	Nombre Común	Fórmula	Autor
<i>Abies religiosa</i>	Oyamel	$((1.5842) * (\text{Exp}(0.044 * \text{DAP}))$	Flores <i>et al.</i> , 2011
<i>Pinus pseudostrobus</i>	Pino liso	$((0.001) * ((\text{DAP})^3.954)$	Méndez <i>et al.</i> , 2011
<i>Quercus laurina</i>	Encino laurel	$(0.0406) * ((\text{DAP})^2.7339) * 0.5)$	Tomas, 2013
<i>Quercus rugosa</i>	Roble	$(0.0890) * ((\text{DAP})^2.5226) * 0.5)$	Návar, 2009

**Biomasa y carbono arbustivo.** Para los arbustos se realizó la remoción de los individuos presentes en un cuadrante de 1 m<sup>2</sup> y se pesaron. Posteriormente se obtuvo una muestra de 500g (en donde se consideró hojas y ramas) para someterlo a secado y realizar la corrección del peso de la superficie muestreada. El carbono de este componente se calculó multiplicando la biomasa seca por el factor de 0.5.

**Biomasa y carbono de la hojarasca.** Se recolectó la hojarasca existente en un cuadrante de 30 x 30 cm y se colocó en una bolsa hermética, para después someterlo a secado. El almacén de C se calculó multiplicando la biomasa seca multiplicado por el factor de 0.438 (Acosta-Miereles *et al.*, 2009)

**Carbono del suelo.** Con una barrena se tomó la muestra de suelo a una profundidad de 0-30 cm en el centro del sitio a muestrear. Esta muestra se utilizó para medir el contenido de materia orgánica (M.O.), densidad aparente y humedad. A partir del contenido de M.O. y densidad aparente se determinó el almacén de C.

### **Resultados y discusión**

Se presentan los diámetros y alturas de las especies analizadas en los tres rodales: *Abies religiosa* representó 73 % con 330 individuos (Figura 1), *P. pseudostrobus*, 19.5 % con 88 individuos (Figura 2) y *Quercus* spp., 7.5 % con 34 individuos (Figura 3).

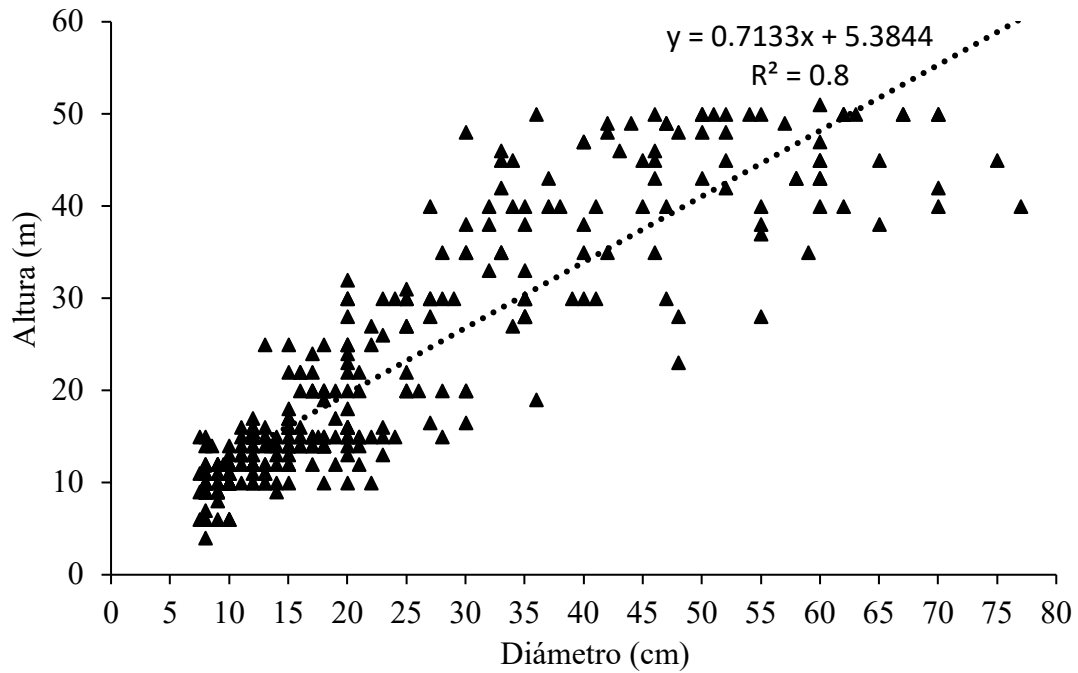


Figura 2. Distribución de diámetro y altura los árboles de *A. religiosa* presentes en los 15 sitios, evaluados en el parque ecoturístico Corral de Piedra, Amanalco, Estado de México.

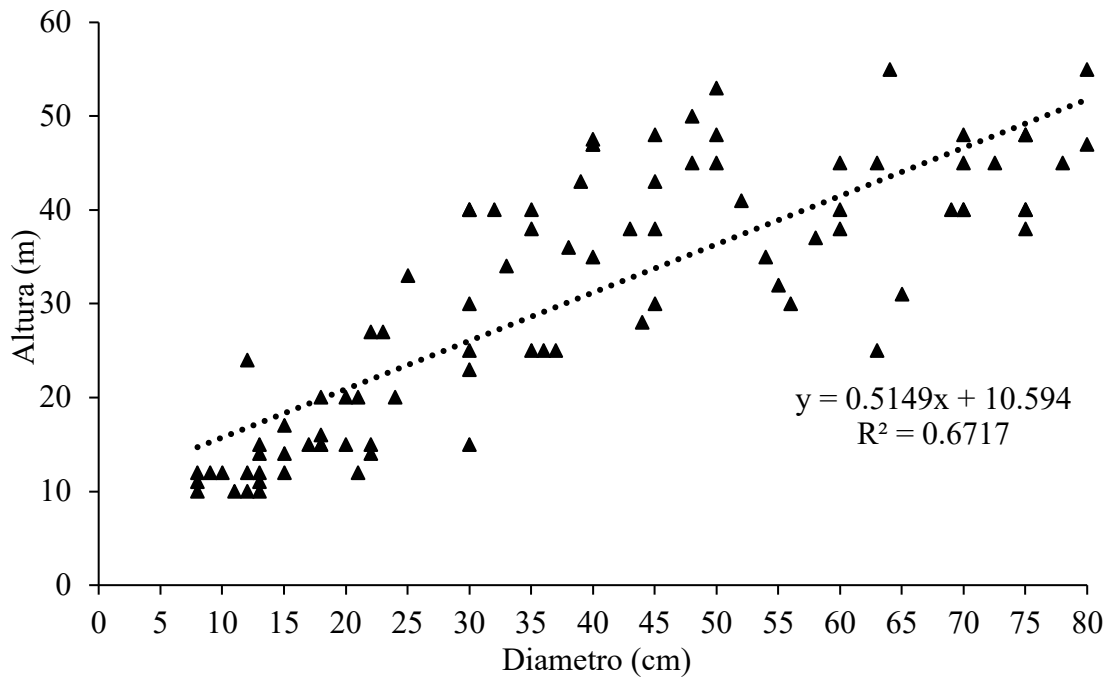


Figura 3. Distribución de diámetro y altura los árboles de *P. pseudostrabus* presentes en los 15 sitios, evaluados en el parque ecoturístico Corral de Piedra, Amanalco, Estado de México.

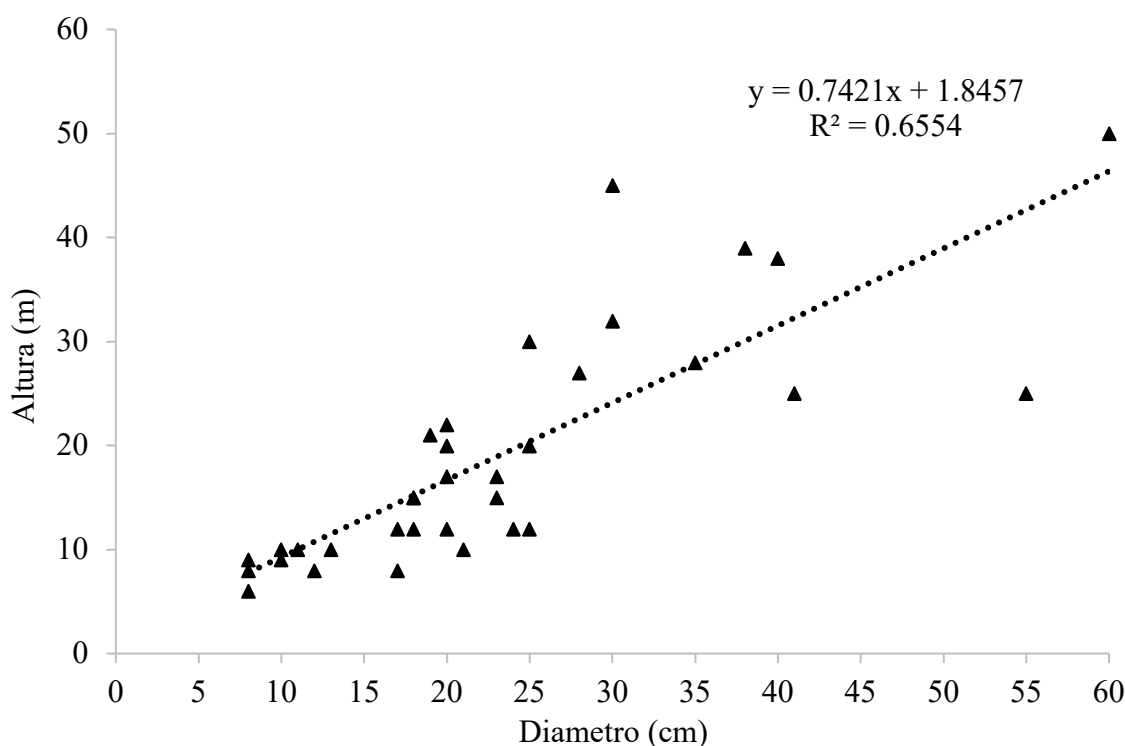


Figura 4. Distribución de diámetro y altura los árboles de *Quercus* spp presentes en los 15 sitios, evaluados en el parque ecoturístico Corral de Piedra, Amanalco, Estado de México.

#### Almacén de carbono del estrato arbóreo, arbustivo y hojarasca

El estrato arbóreo acumuló 87 % del total, el arbustivo 8 % y la hojarasca 5 %. El almacén promedio de C por rodal para el estrato arbóreo fue: R1 79.8 Mg ha<sup>-1</sup>, R2 56 Mg ha<sup>-1</sup> y R3 90.4 Mg ha<sup>-1</sup>.

En el estrato arbustivo el almacén de C fue: R1 0.59 Mg ha<sup>-1</sup>, R2 0.52 Mg ha<sup>-1</sup> y R3 0.37 Mg ha<sup>-1</sup>. En la hojarasca el almacén de C fue: R1 4.5 Mg ha<sup>-1</sup>, R2 2.0 Mg ha<sup>-1</sup> y R3 2.0 Mg ha<sup>-1</sup>.

Los resultados de almacén de carbono acumulado por rodal se muestran en el Cuadro 4. La suma de todos los componentes aéreos acumuló 1461.6 Mg para todo el predio.

Cuadro 4. Almacén de carbono acumulado en cada rodal en función de la superficie.

Estrato	Rodal 1	Rodal 2	Rodal 3	Total
Arbóreo (Mg)	502.7	464.9	433.8	1401.4
Arbustiva (Mg)	2.8	4.3	2.3	9.5
Hojarasca (Mg)	21.8	16.2	12.5	50.7

En bosques de oyamel-pino-encino, Acosta-Mireles *et al.* (2009) reporta almacenes de C desde 45.3 Mg ha<sup>-1</sup> hasta 89.1 Mg ha<sup>-1</sup>. Por otro lado, en bosques de pino-encino, Leyva-Pablo *et al.*, (2019) reportan un reservorio de C en la biomasa arbórea de 383.9 Mg ha<sup>-1</sup>.

#### Características del suelo

El contenido de M.O. fue de 14.32 %, la densidad aparente fue 0.75 Mg m<sup>-3</sup> y la humedad fue de 46.4 %. El contenido promedio de carbono en el suelo fue de 310 Mg ha<sup>-1</sup> y un total de 6014 Mg para el todo el predio. De acuerdo con la superficie de cada rodal el almacén de carbono se muestra en la Figura 5.

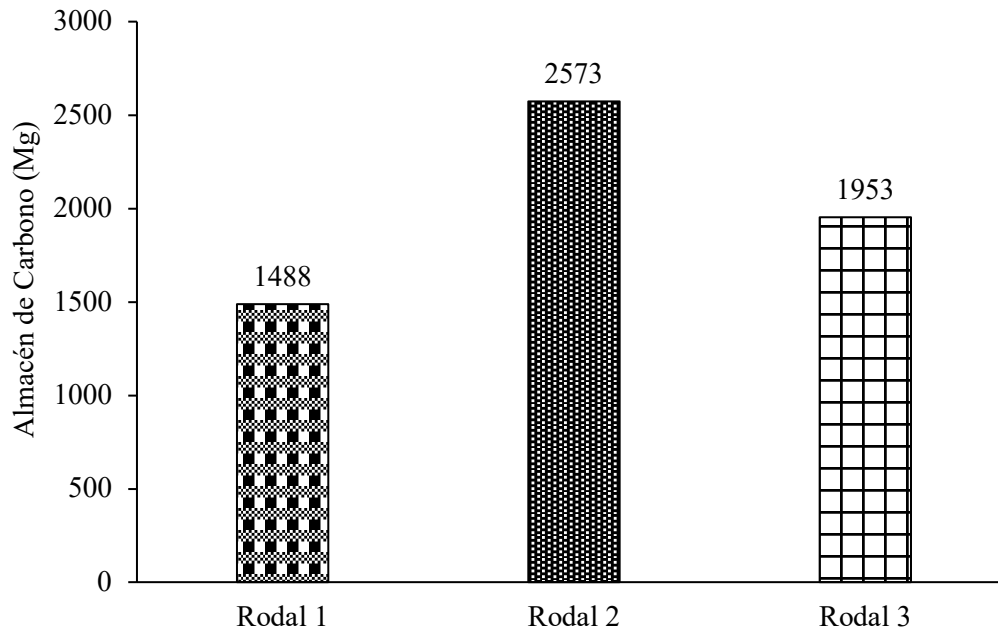


Figura 5. Almacén de carbono en el suelo (0-30 cm) por rodal.

#### Comparación del almacén por sección

Considerando todas secciones analizadas, el predio forestal almacenó 6 014 Mg de C y el suelo fue el componente que aportó la mayor cantidad de C (80.4 %) (Figura 6).

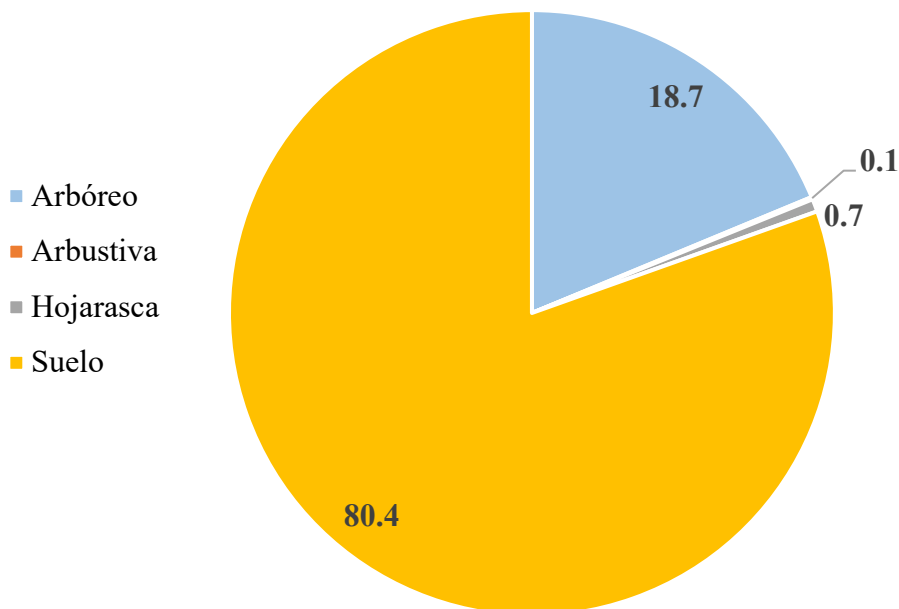


Figura 6. Porcentaje de almacén de C por sección analizada.



## Conclusión

En el presente estudio, el suelo representó el mayor almacén de C, seguido del estrato arbóreo, la hojarasca y el estrato arbustivo. Este estudio sirve como referencia para proyectos técnicos porque por su característica es una zona poco perturbada.

## Literatura citada

- Acosta-Mireles, M.; F. Carrillo-Anzures, M. Diaz-Lavariaga. 2009. Determinación del carbono total en Bosques de *Pinus patula* Schl. et Cham. *Terra Latinoamericana*, 27(2):105-114.
- Citlaha, B. C. (noviembre de 2014). Estimación de captura de carbono por especies arbóreas en el Parque Nacional Pico de Orizaba. Obtenido de [https://inefectividad.conanp.gob.mx/i-efectividad/PCyGM/PN%20Pico%20de%20Orizaba/1.-Componente%20de%20contexto%20y%20planeacion/9.-%20Informaci%C3%B3n%20sobre%20recursos%20naturales/ESTUDIO%20%20\\_%20CARBONO.pdf](https://inefectividad.conanp.gob.mx/i-efectividad/PCyGM/PN%20Pico%20de%20Orizaba/1.-Componente%20de%20contexto%20y%20planeacion/9.-%20Informaci%C3%B3n%20sobre%20recursos%20naturales/ESTUDIO%20%20_%20CARBONO.pdf)
- CONABIO. 2023. Portal de geoinformación. Obtenido de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- CONAFOR. 2017. Inventario Nacional Forestal y de Suelos, Informe de Resultados 2009-2014. Zapopan, Jalisco, México.
- CONANP. 1989. Áreas Naturales Protegidas, respuesta ante el cambio climático. Recuperado el junio de 2023, de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/246818/ANP-respuestas\\_naturales\\_frente\\_al\\_cambio\\_climatico.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/246818/ANP-respuestas_naturales_frente_al_cambio_climatico.pdf)
- Corona, R. y Martínez. 2013. Estimación de captura de carbono por especies arbóreas en el Parque Nacional Pico de Orizaba. Obtenido de Estimación de captura de carbono por especies arbóreas en el Parque Nacional Pico de Orizaba
- Diario Oficial de la Federación. 2002. NOM-021-RECNAT-2000. pag 20. Recuperado el 22 de Junio de 2023, de <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Dixon, R., A.M. Solomon, S. Brow, R.A. Houghton, and J. Wisniewski. 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263, 185-190. DOI:10.1126/science.263.5144.185
- García, J. A. (13 de jun de 2017). Estimación del carbono almacenado en la biomasa forestal y suelo superficial de un bosque secundario en el CICFOR Macuya, en el distrito de Von Humboldt, provincia de Coronel Portillo, departamento de Ucayali. UNIVERSIDAD NACIONAL DE UCAYALI. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental. Obtenido de <http://repositorio.unu.edu.pe/bitstream/handle/UNU/3496/000002736T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Leyva-Pablo, T.; F. De León-González, J.D. Etchevers-Barra, M. Cortés-Pérez, W. Santiago-García, A. Ponce-Mendoza y M.H. Fuentes-Ponce. Almacenamiento de carbono en bosques con manejo forestal comunitario, 27(4):1-18. Doi: 10.21829/myb.2021.2742421
- Morales, M. A. (09 de abr de 2019). Carbono retenido en biomasa y suelo en bosques de El Salto, Durango, México. *Redalyc*. Obtenido de <https://www.redalyc.org/journal/674/67464474001/html/>



# 6 Sistemas Agropecuarios



## 6.1. Efecto del calentamiento nocturno sobre el rendimiento y relaciones hídricas del cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.)

Aispuro-Arana Francisco H<sup>1</sup>; Pinto R. Suzuki<sup>1,\*</sup>; Luque-Apodaca Heira L.<sup>1</sup>; Madueño-Moreno Myrbeth G.<sup>1</sup>; Olivas-Castillo Claudia<sup>1</sup>; Reyes-Hernández Mayte F.<sup>1</sup>; Rivera-Díaz Miguel A.<sup>1</sup>; Garatuza-Payán Jaime<sup>1</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente. Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818 sur, Centro, CP 85000. Ciudad Obregón, Sonora.

\*Autor de correspondencia: suzuki.pinto19018@potros.itson.edu.mx.

### Resumen

El cambio climático afecta la productividad del cultivo de trigo. Sin embargo, hay poca investigación sobre el impacto del calentamiento nocturno, el cual está aumentando más rápido que el diurno. Las temperaturas nocturnas elevadas, modifican los patrones de desarrollo del cultivo de trigo, ajustando la fenología y fisiología de la planta ante el estrés. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la respuesta fisiológica, fenológica y de rendimiento de cuatro líneas avanzadas de trigo (*Triticum aestivum* L.) cultivadas en campo, bajo condiciones de alta temperatura nocturna (+2 °C). El experimento se realizó durante los ciclos 2021 y 2022 en el Valle del Yaqui, Sonora; Sembrando cuatro genotipos de trigo bajo dos tratamientos. Tratamiento 1: dosel sometido a incremento de temperatura nocturna (Calor), tratamiento 2: dosel sometido a temperatura ambiente (Control). Las variables evaluadas fueron: Rendimiento de grano (GY), biomasa aérea (BM), peso mil granos (TGW), número de granos m<sup>-2</sup> (GN), conductancia estomática nocturna (gsN), fenología y el potencial hídrico al medio día ( $\Psi_{md}$ ) y madrugada ( $\Psi_{pd}$ ). El tratamiento de calor mostró un impacto significativo sobre las variables evaluadas. GY y BM disminuyeron hasta en 11 y 29 % respectivamente, en contraste al control. La gsN disminuyó hasta un 80 %, mientras que el  $\Delta\Psi$  ( $\Delta\Psi = \Psi_{pd} - \Psi_{md}$ ) varió de  $-1.6 \pm 0.1$  Control a  $-2.2 \pm 0.1$  MPa en Calor, mostrando por lo tanto posibles efectos del incremento de temperatura nocturnas en el cultivo de trigo.

**Palabras clave:** *Cambio climático, conductancia estomática, potencial hídrico.*

### Abstract

Climate change affects wheat productivity. However, there is little research on nighttime warming effects while nighttime warming is increasing faster than daytime warming. Nighttime warming modify wheat's development pattern, adjusting phenology and physiology to stress. This study aimed to evaluate the physiological, phenological and yield response of four advanced lines of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown under nighttime heat conditions (+2 °C) during 2021 and 2022. The experiment was carried in the Yaqui Valley, Sonora. We sow four wheat genotypes under two treatments; treatment 1: canopy subjected to increased night temperature (Heat), treatment 2: canopy ambient temperature (Control). The variables evaluated were: grain yield (GY), aerial biomass (BM), thousand grain weight (TGW), number of grains m<sup>-2</sup> (GN), nocturnal stomatal conductance (gsN), phenology and midday water potential ( $\Psi_{md}$ ) and pre-down ( $\Psi_{pd}$ ). The heat treatment showed a significant impact on the variables evaluated. GY and BM decreased up to 11 and 29% respectively. The gsN decreased up to 80 %, while the  $\Delta\Psi$  ( $\Delta\Psi = \Psi_{pd} - \Psi_{md}$ ) varied from  $-1.6 \pm 0.1$  Control to  $-2.2 \pm 0.1$  MPa in heat, showing the many possible effects of the experimental increase in night temperature in the wheat crop.

**Keywords:** *Climate change, stomatal conductance, water potential.*

## Introducción

El cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) representa cerca del 25% de la producción mundial de cereales y constituye una de las principales fuentes alimentarias, aportando el 20% de las calorías y el 25% de las proteínas que se consumen (Impa *et al.*, 2019). La producción de este cereal debe satisfacer la creciente demanda de alimentos; sin embargo, aumentar los rendimientos de trigo en condiciones de estrés (Ortiz *et al.*, 2008).

El incremento de la temperatura repercute en la tasa de desarrollo de la planta, experimentando una aceleración de procesos funcionales y metabólicos (Hochman *et al.*, 2017). Esto ejerce un control significativo sobre la fenología de la planta y afectando significativamente peso y número de granos (Spiertz, 1977; Pinto *et al.*, 2010; Akter & Rafiqul, 2017). Aunado a esto el estado de agua en las plantas se ve fuertemente afectado (Wahid *et al.*, 2007). Esto se debe a que dichas condiciones propician un déficit hídrico, resultado de un aumento desproporcionado en la transpiración. cambios en el comportamiento estomático, potencial hídrico o aumento del déficit presión de vapor. (Sattar *et al.*, 2020; McAusland *et al.*, 2021).

A pesar de que se ha reportado que las temperaturas nocturnas están aumentando 1.4 veces más rápido que las temperaturas diurnas y estas pueden extenderse durante periodos prolongados en ciclos agrícolas (Screen, 2014), gran parte de las investigaciones se enfocan en evaluar el efecto del incremento de temperatura diurna, mediante métodos tradicionales como el sembrar en fechas tardías (Blum, 1986; Aiqing *et al.*, 2018). En consecuencia, los efectos del calentamiento nocturno aún no han sido profundizados.

Es importante explorar la respuesta del cultivo de trigo bajo escenarios de cambio climático en condiciones de campo, ya que gran parte de las aportaciones se basan en modelos de simulación (Kimball *et al.*, 2008). Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo evaluar la respuesta en la relación hídrica y el rendimiento de cuatro líneas avanzadas de trigo (*Triticum aestivum* L.) cultivadas en campo, bajo condiciones de alta temperatura nocturna (+2 °C) en el Valle del Yaqui Sonora.

## Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en parcelas del Patronato para la Investigación y Experimentación Agrícola del Estado de Sonora (PIEAES) durante los ciclos agrícolas de otoño- invierno 2021 y 2022, en terrenos ubicados en el Bloque 710 del Valle del Yaqui, Sonora localizado en las coordenadas 27°23'46"N 109°55'51"W (Figura 1).

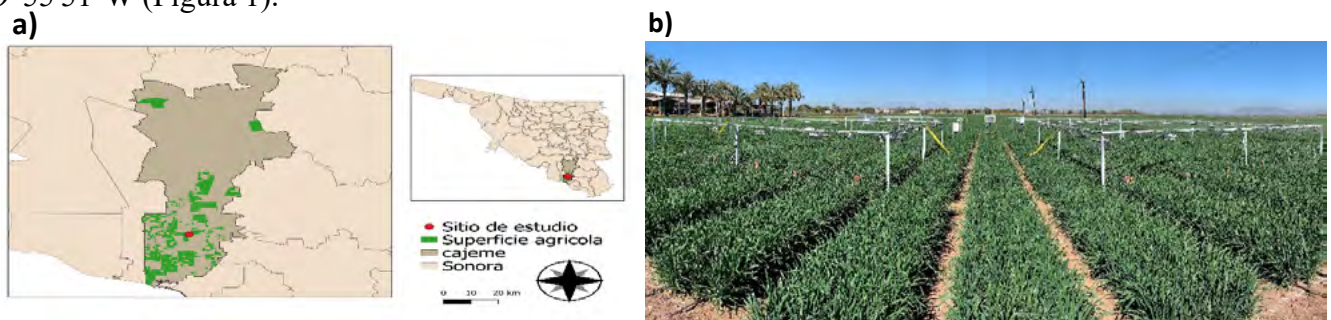


Figura 1. (a) ubicación del experimento; (b) Diseño experimental de manipulación de temperaturas nocturnas del dosel.

Se evaluaron cuatro genotipos de trigo harinero (*Triticum aestivum* L.) distribuidos en un diseño experimental de bloques al azar con dos tratamientos y dos repeticiones. Tratamiento 1: dosel sometido a incremento de temperatura 2°C por encima de la temperatura del dosel del control (Calor), y tratamiento 2: dosel sometido a temperatura ambiente (Control). Los cuatro genotipos se seleccionaron tomando en cuenta la tolerancia de estos al estrés por calor diurno en estudios previos (Cuadro 1).

La siembra se realizó con una sembradora (SUB-24) el 14 de diciembre de 2020 y 2021, en un suelo barrial compactado a cuatro hileras en los surcos y una densidad de siembra de 175 kg ha<sup>-1</sup>, tomando como parcela útil las dos hileras centrales, el manejo agronómico se realizó siguiendo las recomendaciones de Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (Aquino, 1998).

### Cuadro 1. Genotipos evaluados

Genotipo	Clave	Tolerancia
BORLAUG100 F2014	BOR	intermedio
PASTOR//HXL7573/2*BAU	PAS	bajo
SOKOLL	SOK	alta
SOKOLL//PUB94.15.1.12/WBLL1	PUB	alta

### Manipulación de la temperatura del dosel

Para la manipulación de la temperatura del dosel del cultivo en el tratamiento de calor en cada repetición, se utilizaron 21 radiadores térmicos (modelo FTE-1000, 1000 W, 240 V, 245 mm de largo x 60 mm de ancho, construidos por Mor Electric Company Heating Association Inc. Comstock Park, MI, EE. UU.) distribuidos sobre una estructura cuadrangular. Se instalaron sensores infrarrojos de temperatura (IRTS Apogee Instruments Inc., Logan, UT, EE. UU.) en cada unidad experimental al igual que un registrador de datos (CR1000 Campbell Sci, Inc., Logan, UT, EE. UU) para el monitoreo de la temperatura (Kimball et al., 2012). La manipulación de calor se efectuó solamente en el periodo nocturno de 18:00 a 6:00 horas, elevando la temperatura de las del tratamiento 2°C por encima de la temperatura de dosel del control. Para monitorear la temperatura del dosel se instaló un sensor de humedad y temperatura STH-10 Mesh-Protected Weather-Proof Temperature/Humidity conectado a una placa ArduinoUno Rev3 en cada bloque.

### VARIABLES EVALUADAS

Se registraron variables sobre el rendimiento y sus componentes, fenología y de relaciones hídricas. El rendimiento de grano (GY), peso de 1000 granos (TGW), número de granos (GN) y biomasa aérea final (BM), se evaluaron después de que todos los genotipos alcanzaran la madurez fisiológica siguiendo la metodología sugerida por Pask *et al.*, (2012). La fenología, se midió utilizando la escala decimal de Zadoks *et al.*, 1974, considerando cada etapa fenológica cuando la población de cada genotipo alcanza > 50% de las características relacionadas con cada etapa. La duración del llenado del grano (GFD) se estimó como el número de días desde la antesis hasta la madurez fisiológica (Iqbal et al., 2011).

La conductancia estomática (gs) se obtuvo utilizando el porómetro modelo Li-600, LI-COR (Lincoln, Nebraska 68504, USA); el momento en que se realizaron las mediciones diurnas (gs) fue entre las 10:00 – 13:00 hrs y las nocturnas (gnN) entre 18:00 y 22:00 hrs. seleccionando la hoja bandera de dos plantas representativas por unidad experimental. Se registró gs y gsN en cara adaxial y abaxial de cada hoja durante el embuche y espigamiento, según la escala de las etapas de crecimiento de los cereales (Zadoks *et al.*, 1974). El potencial hídrico de la hoja ( $\Psi$ ) se midió utilizando una cámara de presión Scholander modelo 610 portátil de PMS Instruments (Corvallis, Oregón, EE. UU.) siguiendo la metodología empleada por Argentel *et al.*, (2019). las mediciones se realizaron antes del amanecer ( $\Psi_{pd}$ ) entre las 4:30 – 6:00 hrs y al mediodía ( $\Psi_{md}$ ) entre las 11:00 – 14:00 hrs, para después calcular el diferencial de potencial hídrico  $\Delta\Psi$  ( $\Delta\Psi = \Psi_{pd} - \Psi_{md}$ ).

Para realizar el análisis estadístico se utilizó Rstudio Core Team, 2022, versión: 2022.2.3.492, (RStudio, PBC, Boston, MA). Se utilizó un modelo lineal mixto, teniendo en cuenta el año, tratamiento,

genotipo, repetición, etapa fenológica (embuche o espigamiento) y en el caso del  $\Psi$ ,  $g_s$  y  $g_sN$ , el tiempo de medición (madrugada, día o noche). Se realizó una comparación de medias tomando en cuenta la diferencia significativa honesta (HSD) de Tukey al 95 % de confianza.

## Resultados y Discusión

El ciclo 2021 registró temperaturas más altas que 2022 pero sin cambios severos en el DPV, con excepción de algunos días muy secos en el mes de marzo (Fig. 2). En 2021 se observó que la temperatura promedio del aire fue de 13.1 °C en calor, una temperatura mínima promedio de 9.3 °C y máxima promedio de 20.2 °C. En 2022, durante la noche, el tratamiento de calor registró una temperatura promedio del aire de 12.2 °C, una mínima promedio de 8.7 °C, y una máxima promedio de 19.2 °C. El DPV durante la noche del ciclo 2021 registró una media de 0.3 kPa, el DPV mínimo fue de 0.1 kPa y el máximo de 0.8 kPa; mientras que durante el ciclo 2022, el DPV promedio fue de 0.3, el DPV mínimo fue de 0.1 y el máximo de 0.7 kPa.

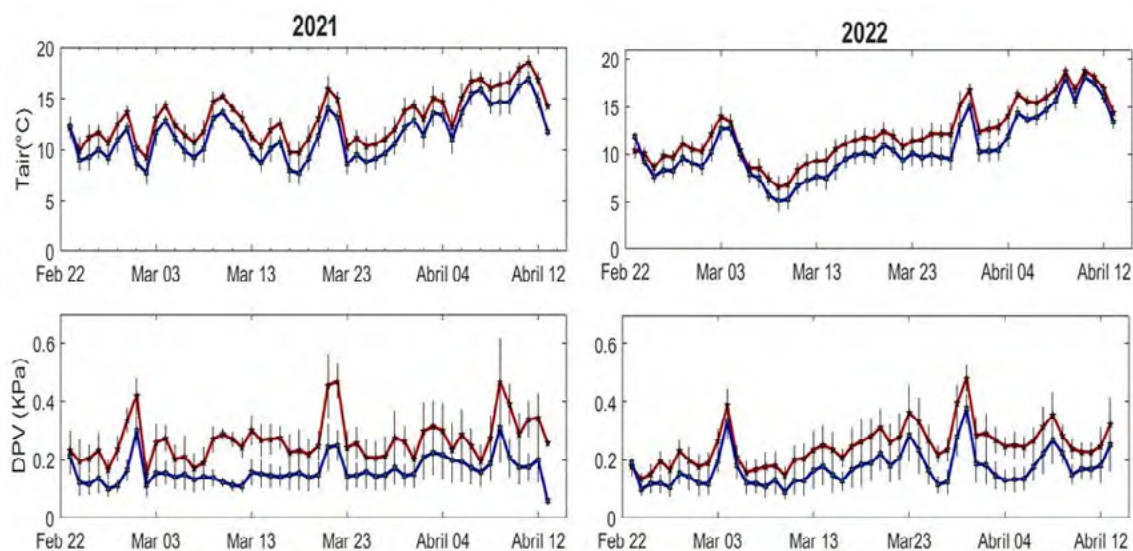


Figura 2. Variación de la temperatura del aire ( $T_{air}$ ) y el déficit de presión de vapor (DPV) del periodo de calentamiento nocturno de los ciclos 2021 y 2022, en rojo el tratamiento de calor y en azul el control. Las barras de error representan el error estándar de la media.

### Componentes de rendimiento

Los valores de los componentes del rendimiento GY, BM, GN fueron menores en el tratamiento de calor que en el control (Figura 2). Sin embargo, solo se determinaron diferencias significativas entre tratamientos ( $P < 0.01$ ) para GY y GN. En promedio, GY y BM disminuyeron 4 y 6 %, respectivamente por efecto del tratamiento de calor en referencia al control.

En 2022 los genotipos con menor GY en el control fueron PUB (496 g m<sup>-2</sup>) y SOK (454 g m<sup>-2</sup>), mientras que BOR generó el mayor rendimiento (611 g m<sup>-2</sup>). Bajo tratamiento de calor SOK y PUB obtuvieron menor GY (440 y 443 g m<sup>-2</sup>) mientras que BOR y PAS el GY más alto (553 y 521 g m<sup>-2</sup>) respectivamente. A pesar de que TGW y GN son considerados los principales componentes de rendimiento, no se observó un efecto significativo del tratamiento de calor sobre TGW, por lo que GN fue el componente que mejor se asoció a las pérdidas en el rendimiento grano ante el incremento de la temperatura nocturna, lo cual coincide con lo reportado por otros autores (Lizana & Calderini, 2013; García et al., 2015; Pinto et al., 2015). Sin embargo, al no haber diferencias significativas en la fenología

(Cuadro 2) la reducción en el número de granos puede atribuirse a una partición deficiente de biomasa, como resultado de una menor disponibilidad de carbohidratos para la espiga y al aumento de la esterilidad de las espiguillas bajo condiciones de calor (García *et al.*, 2015; Shenoda *et al.*, 2021; McAusland *et al.*, 2023). Cabe resaltar que PUB y SOK son genotipos originalmente considerados de alta tolerancia al calor diurno en estudios previos (Reynolds *et al.*, 2015), pero estos disminuyeron su rendimiento de grano en por lo menos un 11 y 3 % con el tratamiento de calor nocturno.

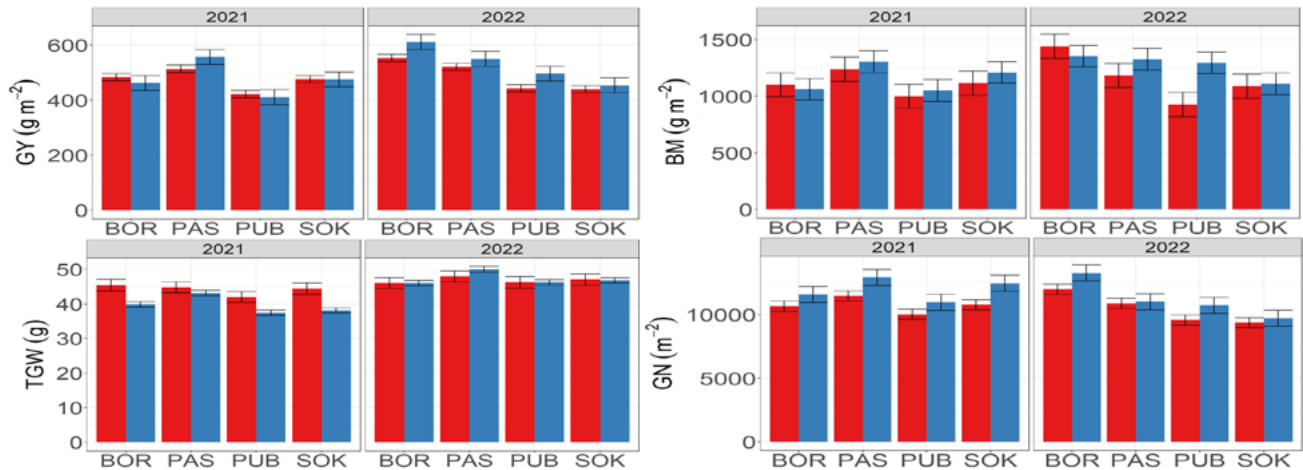


Figura 3. Variación del rendimiento de grano (GY), biomasa aérea (BM), peso de mil granos (TGW) y número de granos (GN) en respuesta al calentamiento nocturno (rojo) y control (azul) de las cuatro líneas de trigo durante los ciclos agrícolas 2021 y 2022.

### Fenología

La fenología no varió significativamente entre tratamientos (Cuadro 2). Solamente se encontraron diferencia significativa ( $P < 0.01$ ) en el periodo de llenado de grano (GFD). GFD, fue consistentemente menor en el ciclo 2021 en comparación con el ciclo 2022, esto se refleja en el rendimiento de grano que se presentó en el mismo año el cual fue mayor, al ser un año en el cual se presenta una mayor acumulación de temperaturas mínimas lo que provoca que GFD sea prolongado y extender la acumulación de masa y nutrientes (Félix *et al.*, 2009; Farooq *et al.*, 2011; Iqbal *et al.*, 2011) es decir, contribuye a incrementar la asimilación de carbono en la planta (Fig. 3).

Al comparar las etapas fenológicas de ambos ciclos se observó que en 2022 el germoplasma fue más precoz que en 2021 ( $P < 0.001$ ); tanto en el tratamiento de calor como en el control DTB, DTH y DTA se alcanzaron antes en 2021, sin embargo, en ambos ciclos la media para DTM fue similar. En 2021 la DTM promedio para el tratamiento de calor y el control fue 114 y 115 días, respectivamente, mientras que en 2022 fue 115 y 117 días para calor y control, respectivamente (Cuadro 2).



**Cuadro 2. Etapas fenológicas de los cuatro genotipos de trigo.**

GENOTIPO	DTnB (Días)		DTH (Días)		DTA (Días)		DTM (Días)		GFD (Días)	
	Calor	Control	Calor	Control	Calor	Control	Calor	Control	Calor	Control
<b>2021</b>										
<b>BOR</b>	63 ± 0.4	65 ± 0.3	74 ± 0.4	76 ± 0.5	79 ± 0.4	81 ± 0.5	115 ± 0.6	116 ± 0.5	41 ± 0.6	40 ± 0.8
<b>PAS</b>	59 ± 0.4	58 ± 0.3	70 ± 0.4	71 ± 0.5	75 ± 0.4	76 ± 0.5	111 ± 0.6	114 ± 0.5	41 ± 0.6	44 ± 0.8
<b>PUB</b>	68 ± 0.4	69 ± 0.3	79 ± 0.4	81 ± 0.5	84 ± 0.4	86 ± 0.5	115 ± 0.6	116 ± 0.5	36 ± 0.6	36 ± 0.8
<b>SOK</b>	65 ± 0.4	67 ± 0.3	76 ± 0.4	78 ± 0.5	81 ± 0.4	83 ± 0.5	114 ± 0.6	115 ± 0.5	38 ± 0.6	37 ± 0.8
<b>2022</b>										
<b>BOR</b>	60 ± 0.4	57 ± 0.3	71 ± 0.4	70 ± 0.5	76 ± 0.4	75 ± 0.5	114 ± 0.6	116 ± 0.6	43 ± 0.6	46 ± 0.8
<b>PAS</b>	53 ± 0.4	53 ± 0.3	65 ± 0.4	65 ± 0.5	70 ± 0.4	69 ± 0.5	115 ± 0.6	114 ± 0.6	49 ± 0.6	50 ± 0.8
<b>PUB</b>	63 ± 0.4	63 ± 0.3	76 ± 0.4	76 ± 0.5	81 ± 0.4	81 ± 0.5	117 ± 0.6	120 ± 0.6	41 ± 0.6	44 ± 0.8
<b>SOK</b>	61 ± 0.4	62 ± 0.3	72 ± 0.4	72 ± 0.5	77 ± 0.4	77 ± 0.5	115 ± 0.6	116 ± 0.6	42 ± 0.6	45 ± 0.8

DTnB: Días a embuche; DTH: Días a espigamiento; DTA: Días a floración; DTM: Días a madurez; GFD: periodo de llenado de grano.

Lo anterior indica que, aunque 2021 fue un año más cálido, la distribución de horas frío durante cada etapa fue distinta a lo registrado para 2022, lo que puede explicar las diferencias entre años observada para los parámetros de rendimiento y sus componentes. En el ciclo 2021 la acumulación de horas frío desde el embuche hasta floración fue mayor, no obstante, el total de horas frío acumuladas en 2021 durante todo el ciclo fue menor que en 2022. Esto se debe a que durante el periodo comprendido desde la floración hasta la madurez se acumularon 150 horas frío en el control del ciclo 2021, 250 en 2022; la tendencia fue misma para el control. Las bajas temperaturas registradas en el último periodo del llenado de grano prologaron esta etapa lo que resultó en mayor GFD en 2022 (Cuadro 2).

### Conductancia estomática

Se encontró diferencia significativa entre tratamientos y años para GsN ( $P < 0.001$ ). En general el tratamiento de calor redujo las pérdidas de agua durante la noche en un 48 % en referencia a control. En promedio los valores más bajos de gsN en calor se observaron en 2021 ( $0.044 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ). En 2022 gsN fue mayor en calor registrando una media de  $0.057 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (Figura 3).

Se observó que tanto gsN como gs aumentaron significativamente conforme la planta se desarrolló ( $P < 0.003$ ) debido a que los requerimientos hídricos de la planta son mayores a partir del espigamiento que en etapas previas, permitiendo un adecuado desarrollo y ganancia en el peso de grano (Fisher *et al.*, 1978) aunado al aumento del VPD conforme avanzó el ciclo. En ambos ciclos el tratamiento de calor disminuyó considerablemente gsN de cada genotipo. Por ejemplo, en 2021 en etapa de embuche (Figura 3a), BOR fue el genotipo con mayor gsN en control ( $0.143 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) y el tratamiento de calor provocó una reducción del 72 %, PAS y SOK fueron los genotipos con menor gsN ( $0.046$  y  $0.60 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  respectivamente). No obstante, al igual que en BOR, el tratamiento de calor logro reducir hasta un 60 y 80 % de la gsN de PAS y SOK, respectivamente. Por otra parte, en el ciclo 2022 los genotipos PUB y PAS presentaron gsN más altas en control ( $0.13$  y  $0.16 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) llegando a reducir la gsN hasta un 72 y 75%.

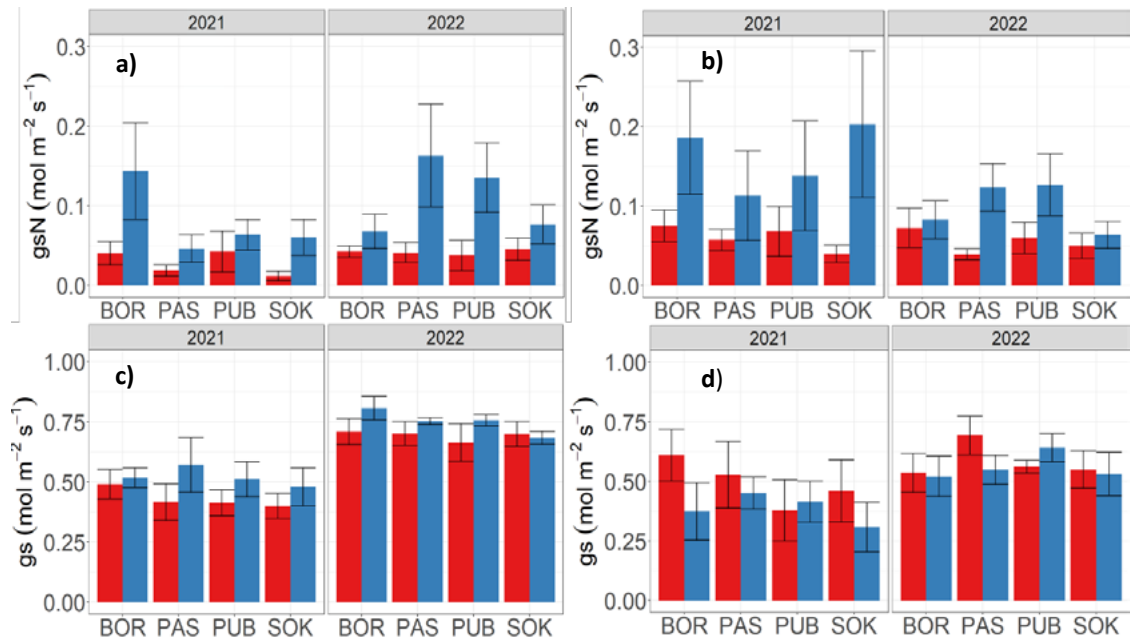


Figura 4. Variación de la conductancia estomática nocturna (gsN) en embuche (a), espigamiento (b) y conductancia diurna (gs) en embuche (c) y espigamiento (d) en respuesta al calentamiento nocturno (rojo) y control (azul) de las cuatro líneas de trigo durante los ciclos agrícolas 2021 y 2022. Misma observación que figuras anteriores.

No se encontraron diferencias significativas para  $g_s$  entre tratamientos, por lo que el incremento de temperatura nocturna no resultó en un cambio sobre las magnitudes en la conductancia estomática diurna, lo que indica que para entender mejor los mecanismos de respuesta de tolerancia al estrés por calor en condiciones experimentales deben de considerar explícitamente el efecto de las temperaturas nocturnas incremento de temperatura nocturna (McAusland *et al.*, 2023). El nulo efecto del aumento de temperatura nocturna sobre la cantidad de agua que pierde el cultivo durante el día (10:00 – 13:00) sugiere que probablemente la planta es capaz de realizar un balance hídrico durante las primeras horas del día o durante la noche para compensar las necesidades impuestas por el incremento de la temperatura nocturna (Resco de Dios., 2016).

### Diferencial de potencial hídrico

Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para  $\Delta\Psi$  en embuche ( $P < 0.01$ ). Al observar la figura 5, encontramos que en general los aumentos en la  $g_sN$  (Figura 4) se relacionan con los cambios en  $\Delta\Psi$ , conforme el cultivo se desarrolla  $\Delta\Psi$  disminuye (Figura 5b).

En espigamiento,  $\Delta\Psi$  es significativamente menor en control ( $P > 0.0009$ ); en promedio en espigamiento observamos mayores aumentos consistentes en el  $\Delta\Psi -1.6 \pm 0.1$  en calor, mientras que en control disminuye  $-2.2 \pm 0.1$  Mpa, esto indica que hay una disminución en el  $\Psi_{pd}$  lo que sugiere que la planta está experimentando cierta dificultad para abastecer de agua a las hojas. Por ejemplo, las diferencias de PAS y SOK fueron más grandes, en calor su  $\Delta\Psi$  fue de  $-1.28$  y  $-1.57$  Mpa, respectivamente, mientras que en control fueron de  $-2.58$  y  $-2.57$ . Siendo que estos genotipos fueron los que menos agua perdieron en respuesta al calor (Figura 4) esto probablemente puede pasar debido a que, el sistema de calentamiento eleva las tasas de evaporación del suelo, limitando la disponibilidad de agua en la planta (Comstock. 2002). El aumento de  $g_sN$  y el aumento de  $\Delta\Psi$  pueden indicar una redistribución de agua durante la noche en las plantas sometidas tratamiento de calor ante la falta de disponibilidad de agua en el suelo (O'Toole *et al.*, 1980; Lombardozzi *et al.*, 2017; McAusland *et al.*, 2023).

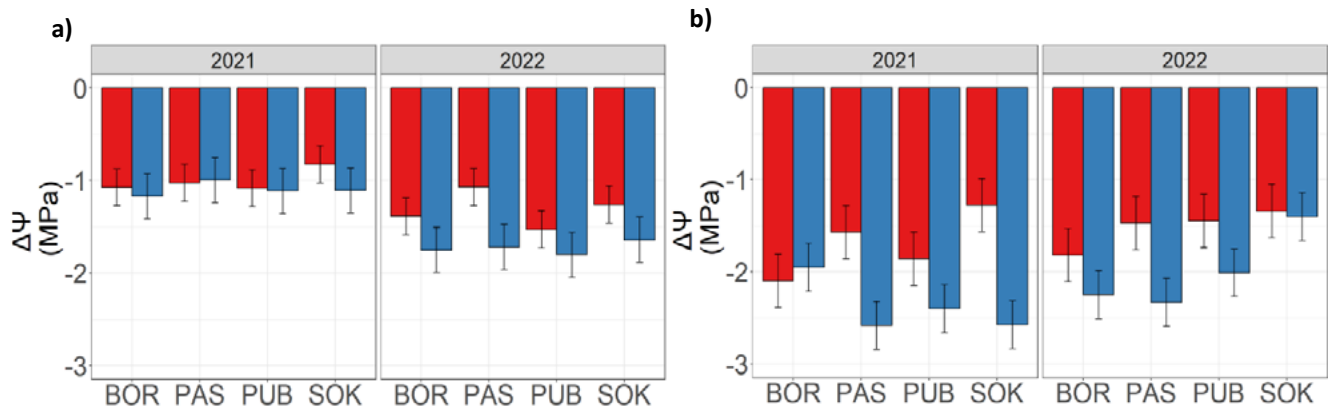


Figura 5. Diferencial de potencial hídrico ( $\Delta\Psi$ ), entre la madrugada ( $\Psi_{pd}$ ) y el medio día ( $\Psi_{md}$ ) en embuche (a) y espigamiento (b) en respuesta al calentamiento nocturno (rojo) y control (azul) de las cuatro líneas de trigo durante los ciclos agrícolas 2021 y 2022.

## Conclusiones

Los genotipos incluidos en este estudio ya se habían evaluado ante condiciones climáticas adversas considerando no solo el incremento de la temperatura nocturna si no también el diurno. sin embargo, la respuesta al incremento de temperatura de forma experimental no se había evaluado. Al exponer a estos 4 genotipos con rasgos de tolerancia al calor a condiciones de temperaturas elevadas en la noche en condiciones de campo encontramos que:

- Existe una marcada respuesta a la variación ambiental entre los ciclos 2021 y 2022 al aumento de la temperatura nocturna.
- Una mala distribución temperaturas mínimas nocturnas se relaciona con las pérdidas en la productividad del trigo.
- Genotipos previamente considerados como altamente tolerantes al calor, como SOK y PUB, resultaron ser menos rendidores en noches más cálidas.
- Los genotipos actualmente considerados como tolerantes a altas temperaturas podrían no adaptarse al aumento proyectado en las temperaturas mínimas para las próximas décadas.

## Literatura citada

- Aiqing, S., Somayanda, I., Sebastian, S. V., Singh, K., Gill, K., Prasad, P. V. V., & Jagadish, S. K. (2018). Heat stress during flowering affects time of day of flowering, seed set, and grain quality in spring wheat. *Crop Science*, 58(1), 380-392.
- Akter, N., & Rafiqul, M. (2017). Heat stress effects and management in wheat. A review. *Agronomy for sustainable development*, 37, 1-17.
- Aquino, P. (1998). La adopción del método de siembra de trigo en surcos en el Valle del Yaqui, Sonora, México. Informe especial del programa de trigo. El Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) Cd. Obregón, Son. México. 17. 1-45
- Argente, L., Garatuza, J., Yepez, E. A., Arredondo, T., & de Los Santos, S. (2019). Water regime and osmotic adjustment under warming conditions on wheat in the Yaqui Valley, Mexico. *PeerJ*, 7, e7029.
- Blum, A. (1986). The effect of heat stress on wheat leaf and ear photosynthesis. *Journal of experimental botany*, 37(1), 111-118.
- Comstock, J. P. (2002). Hydraulic and chemical signalling in the control of stomatal conductance and transpiration. *Journal of experimental botany*, 53(367), 195-200.
- Farooq M, Bramley H, Palta JA, Siddique KHM (2011) Heat stress in wheat during reproductive and grain filling phases. *Crit Rev Plant Sci* 30:491–50
- García, G. A., Dreccer, M. F., Miralles, D. J., & Serrago, R. A. (2015). High night temperatures during grain number determination reduce wheat and barley grain yield: a field study. *Global change biology*, 21(11), 4153-4164.
- Impa, S. M., Sunoj, V. J., Krassovskaya, I., Bheemanahalli, R., Obata, T., & Jagadish, S. K. (2019). Carbon balance and source-sink metabolic changes in winter wheat exposed to high night-time temperature. *Plant, Cell & Environment*, 42(4), 1233-12
- Iqbal, M., Fayyaz, M., Shahzad, A., Ahmed, I., Ali, G. M., Masood, S., & Spaner, D. (2011). Effect of vernalization on grain fill duration and grain weight in spring wheat.



- Lizana, X. C., & Calderini, D. F. (2013). Yield and grain quality of wheat in response to increased temperatures at key periods for grain number and grain weight determination: considerations for the climatic change scenarios of Chile. *The Journal of Agricultural Science*, 151(2), 209-221.
- Lombardozi, D. L., Zeppel, M. J., Fisher, R. A., & Tawfik, A. (2017). Representing nighttime and minimum conductance in CLM4. 5: global hydrology and carbon sensitivity analysis using observational constraints. *Geoscientific Model Development*, 10(1), 321-331.
- McAusland, L., Acevedo-Siaca, L. G., Pinto, R. S., Pinto, F., Molero, G., Garatuza-Payan, J., ... & Yopez, E. A. (2023). Night-time warming in the field reduces nocturnal stomatal conductance and grain yield but does not alter daytime physiological responses. *New Phytologist*.
- McAusland, L., Smith, K. E., Williams, A., Molero, G., & Murchie, E. H. (2021). Nocturnal stomatal conductance in wheat is growth-stage specific and shows genotypic variation. *New Phytologist*, 232(1), 162-175.
- Narayanan, S. (2018). Effects of high temperature stress and traits associated with tolerance in wheat. *Open Access J Sci*. 2(3).177-186. DOI: 10.15406/oajs.2018.02.00067.
- Ortiz, R., Sayre, K. D., Govaerts, B., Gupta, R., Subbarao, G. V., Ban, T., Hodson, D., Dixon, J. M., Iván Ortiz-Monasterio, J., & Reynolds, M. (2008). Climate change: Can wheat beat the heat? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126(1-2), 46-58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.019>
- O'Toole, J. C., & Cruz, R. T. (1980). Response of leaf water potential, stomatal resistance, and leaf rolling to water stress. *Plant physiology*, 65(3), 428-432.
- Pask, A. (Ed.). (2012). *Physiological Breeding: A field guide to wheat phenotyping*. II. Cimmyt.
- Pinto, R. S., Reynolds, M. P., Mathews, K. L., McIntyre, C. L., Olivares-Villegas, J. J., & Chapman, S. C. (2010). Heat and drought adaptive QTL in a wheat population designed to minimize confounding agronomic effects. *Theoretical and applied genetics*, 121, 1001-1021.
- Reynolds, M., Molero, G., Tattaris, M., Cossani, M., Alderman, P., & Sukumaran, S. (2015). Pre-Breeding for yield potential: Summary of International Data from 2nd WYCYT and Performance of Pipeline Material.
- Shenoda, J. E., Sanad, M. N., Rizkalla, A. A., El-Assal, S., Ali, R. T., & Hussein, M. H. (2021). Effect of long-term heat stress on grain yield, pollen grain viability and germinability in bread wheat (*Triticum aestivum* L.) under field conditions. *Heliyon*, 7(6).
- Spiertz, J. H. J. (1977). The influence of temperature and light intensity on grain growth in relation to the carbohydrate and nitrogen economy of the wheat plant. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 25(3), 182-197.
- Zadoks, J.C., Chang, T.T., & Konzak, C. F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14(6), 415-421. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1974.tb01084.x>.

## 6.2. Respiración del suelo en sistemas silvopastoriles y monocultivo de pasto en Tenosique, Tabasco.

Morales-Ruiz Danilo E.<sup>1,\*</sup>; Aryal Deb Raj<sup>2</sup>; Villanueva-López Gilberto<sup>3</sup>; Pinto-Ruiz René<sup>1</sup>; Venegas-Venegas José A.<sup>2</sup>; Casanova-Lugo Fernando<sup>4</sup>; Guevara-Hernández Francisco<sup>1</sup> y Reyes-Sosa Mariela<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad Autónoma de Chiapas;

<sup>2</sup>CONAHCYT-UNACH, Facultad de Ciencias Agronómicas;

<sup>3</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Tabasco, México

<sup>4</sup>Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Zona Maya, Quintana Roo

\*Autor para correspondencia: morales@outlook.com

### Resumen

La respiración del suelo es un principal componente en el ciclo del carbono global y del flujo de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) entre los ecosistemas naturales de la tierra y la atmosfera. La integración de componente arbóreo en sistemas de pastoreo animal, como sistemas silvopastoriles, podría cambiar la tasa de respiración del suelo y aumentar el almacenamiento de carbono en suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar las tasas del flujo de CO<sub>2</sub> en cuatro sistemas de uso de suelo ganadero, plantaciones forestales con pastoreo (PF), árboles dispersos en potreros (ADP), cercas vivas (CV) y monocultivo de pasto (MNP) en Tabasco, México. Se realizaron mediciones mensuales de flujo de CO<sub>2</sub> por cuatro días consecutivos durante siete meses en un horario de 11:00 a 15:00 horas con un analizador portátil EGM-5, la temperatura y humedad del suelo. Los resultados de respiración del suelo muestran una diferencia significativa ( $P < 0.05$ ) entre sistemas donde PF tiene menor emisión de CO<sub>2</sub> a la atmosfera y superiores en el sistema MNP. Los valores de temperatura (°C) y humedad (%) del suelo no presentaron diferencias estadísticas significativas ( $P > 0.05$ ). Esto demuestra que los sistemas silvopastoriles con mayor cantidad de árboles dentro del potrero emiten menos CO<sub>2</sub> tanto en los meses de sequía como en el periodo de norte, siendo estos sistemas más estables en cuanto a emisiones de CO<sub>2</sub> por respiración del suelo. Sin embargo, aún falta estudiar el almacenamiento de carbono en suelo y su relación con la emisión de CO<sub>2</sub>

**Palabras clave:** *Flujo de CO<sub>2</sub> del suelo, Emisión de GEI, Sistemas silvopastoriles.*

### Abstract

Soil respiration is a major component in the global carbon cycle and the flux of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) between the earth's natural ecosystems and the atmosphere. The integration of tree components into animal grazing systems, such as silvopastoral systems, could change the rate of soil respiration and increase soil carbon storage. The objective of this work was to evaluate the CO<sub>2</sub> flux rates in four livestock land use systems; forest plantations with grazing (PF); scattered trees in pastures (ADP); Live fences (CV) and monoculture grass (MNP) in Tabasco, Mexico. CO<sub>2</sub> flow was carried out monthly for four consecutive days for seven months from 11:00 a.m. to 3:00 p.m. with a portable EGM-5 analyzer, in addition, soil temperature and humidity were measured. The soil respiration results show a significant difference ( $P < 0.05$ ) between systems where PF has lower CO<sub>2</sub> emissions into the atmosphere and higher in the MNP system. In addition, the values of temperature (°C) and humidity (%) of the soil did not present significant statistical differences ( $P > 0.05$ ). This shows that silvopastoral systems with a greater number of trees within the pasture emit less CO<sub>2</sub> both in the dry months and in the northern period, these systems being more stable in terms of CO<sub>2</sub> emissions from soil respiration. However, it is still necessary to study the storage of carbon in the soil and its relationship with the emission of CO<sub>2</sub>

**Keywords:** *Soil CO<sub>2</sub> flux, GEI emissions, Silvopastoral systems.*

## Introducción

La respiración del suelo es el principal componente en el ciclo del carbono y es considerado el segundo factor significativo en el flujo de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) entre los ecosistemas naturales de la tierra y la atmósfera. (Cantú-Silva *et al.*, 2010; Mamta *et al.*, 2012). La emisión de CO<sub>2</sub> es el resultado de procesos biológicos, como la respiración de organismos edáficos, descomposición de materia orgánica y recambio de raíces finas (Millard *et al.*, 2008; Moitinho *et al.*, 2015; Morales Ruiz *et al.*, 2021). El aumento en las emisiones de CO<sub>2</sub> por los cambios de uso de suelo tiene la capacidad de aumentar la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera y por ende el calentamiento global (Friedlingstein *et al.*, 2020; Tang *et al.*, 2006). La velocidad de emisión de dióxido de carbono del suelo determina el flujo neto entre el suelo y la atmósfera (Schwendenmann *et al.*, 2007).

Los principales factores que regulan la respiración del suelo son la temperatura, la humedad, el tipo de vegetación, uso y manejo del suelo (Davidson *et al.*, 1998; Scholze *et al.*, 2003), estos son importantes por la influencia en los flujos e incremento de la respiración del suelo. Los sistemas agroforestales tropicales como los sistemas silvopastoriles (SSP) han sido reconocidos por que contribuyen a contrarrestar las emisiones de carbono, secuestrando y almacenando grandes cantidades de carbono en biomasa (aérea y subterránea) versus monocultivo de pasto (Nair *et al.*, 2010), Sin embargo el almacenamiento y potencial de fijación de carbono puede variar dependiendo de arreglos y manejo de sistemas silvopastoriles (Morales Ruiz *et al.*, 2021).

También se ha reportado que los SSP podrían convertirse en una alternativa tecnológica para contrarrestar significativamente la deforestación de los bosques en las zonas tropicales y la concentración de gases efecto invernadero en la atmósfera (Mutuo *et al.*, 2005). Cabe destacar que el sureste de México, especialmente el estado de Tabasco, originalmente estaba cubierto por bosque nativo, principalmente *Cedrela odorata*, *Swietenia microphyla*, *Cordia allidora*, *Tabebuia rosea*, *Blepharidium mexicanum*, *Dialium guinense*, entre otras especies, pero a partir de los años 60's esa masa forestal se redujo a un 5%, posteriormente en los 70's se reduce considerablemente al 1.6 % y actualmente el estado presenta fragmentos de selva que suman el 0.3 % de la región de los ríos entre ellos el municipio de Tenosique, El bosque fue deforestado para dar paso a monocultivo de pastizales para el pastoreo de ganado y paulatinamente el establecimiento de diferentes arreglos silvopastoriles.

Actualmente los sistemas silvopastoriles constituyen la forma persistente de la vegetación a lo largo de los paisajes ganaderos. La importancia que estas tienen en términos de cobertura arbórea y el aumento constante de las emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo para cuantificar pérdidas de carbono resultante por los cambios de uso de suelo han sido escasamente estudiadas. En este contexto el objetivo del presente estudio fue evaluar las tasas del flujo de CO<sub>2</sub> en cuatro sistemas de uso de suelo 1) plantaciones forestales con pastoreo (PF), 2) árboles dispersos en potreros (ADP), 3) cercas vivas (CV) y 4) monocultivo de pasto (MNP) en el sureste de México, así como su relación con las variables ambientales, temperatura del suelo y humedad del suelo.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en la Cuenca del río Usumacinta, del municipio de Tenosique, Tabasco, México, la cual se localiza en las coordenadas 17° 16' latitud N y los 91° 19' longitud O. El clima de la región está clasificado dentro de los cálidos húmedos Af, con abundantes lluvias en verano y precipitaciones todo el año. La temperatura media anual es de 28 °C. El régimen de precipitaciones se caracteriza por un promedio de caída de agua de 1500 a 2500 mm por año y con una altura sobre el nivel del mar de 145 metros (Hudson *et al.*, 2005; INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2009). Las parcelas

de muestreo se distribuyeron en seis ejidos: Redención del Campesino, Bejucal, Francisco Villa, Allende, Repasto y Miguel Hidalgo dentro de la cuenca del río Usumacinta (Figura 1).

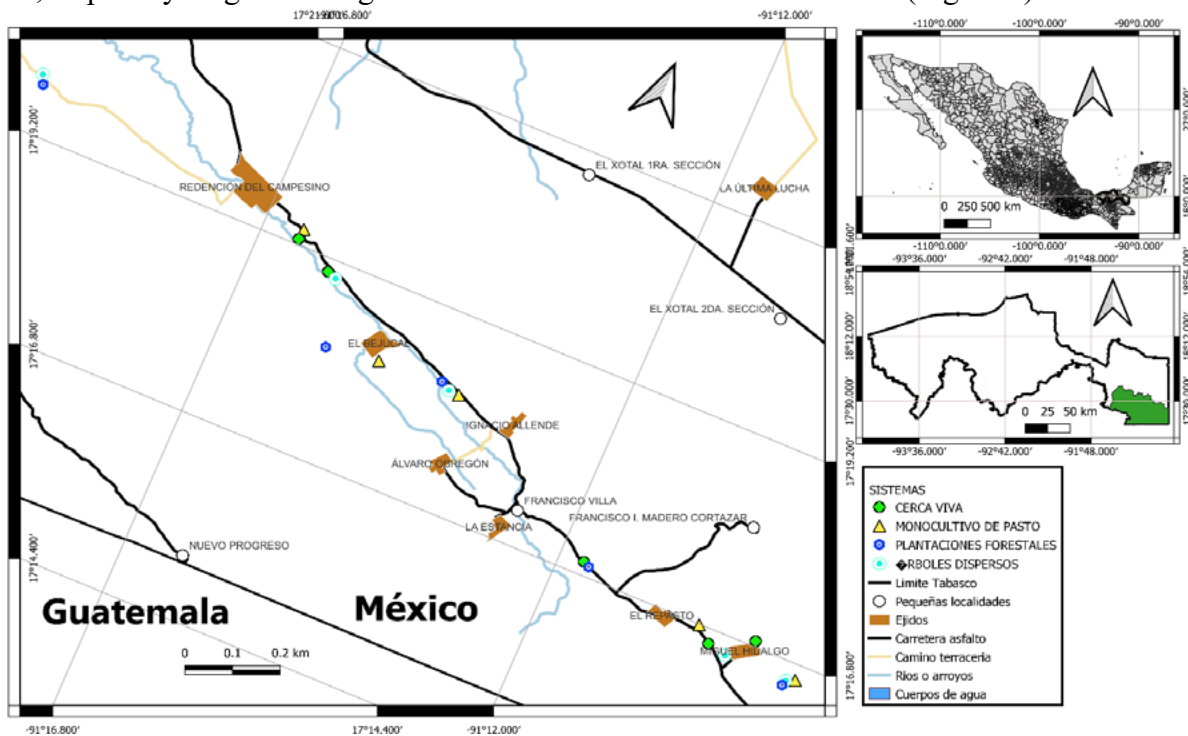


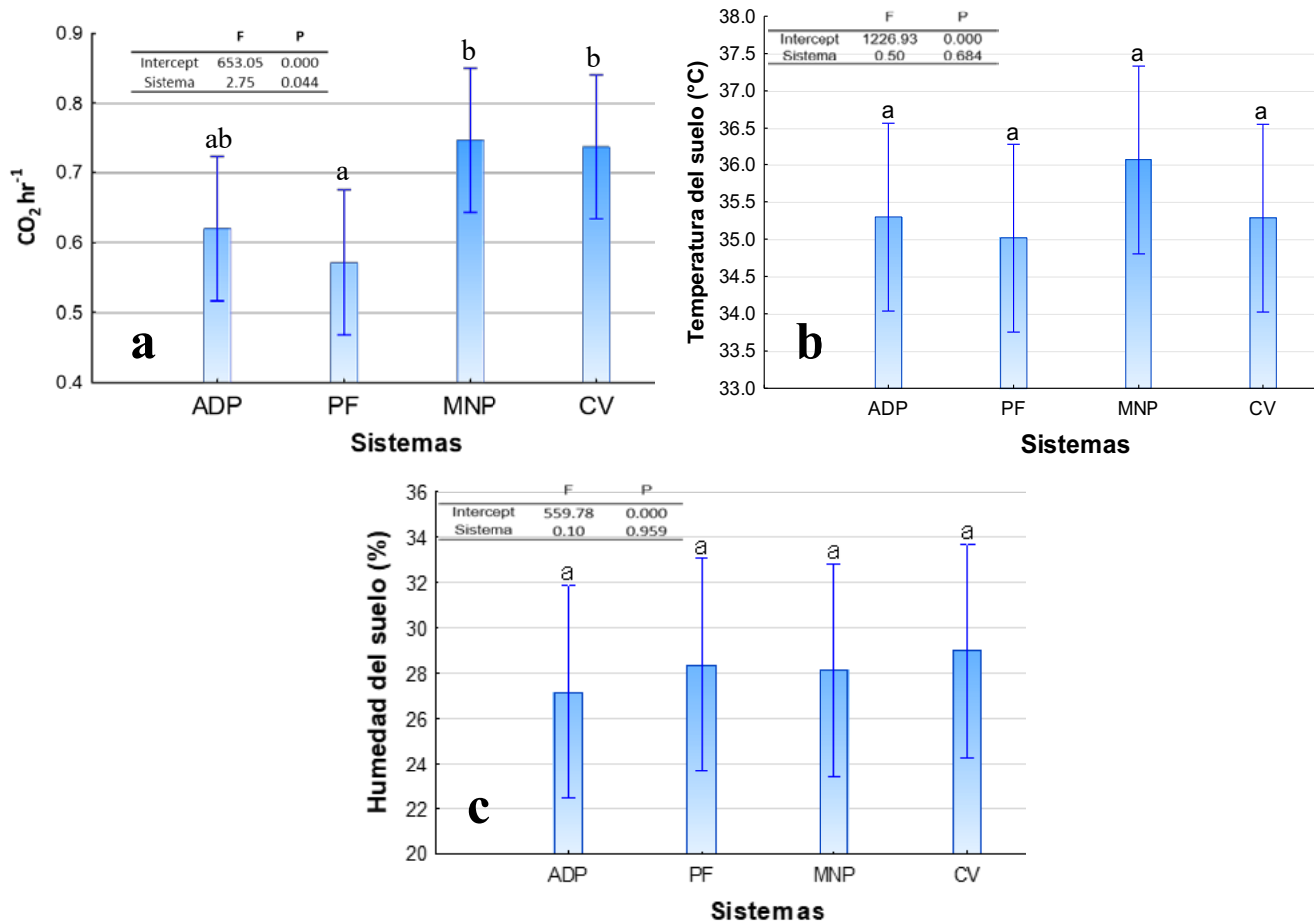
Figura 1. Localización del área de estudio, de los ejidos dentro de la Cuenca del río Usumacinta en Tenosique, Tabasco, México.

### Metodología

Para el estudio se seleccionaron cuatro sistemas de uso ganadero a) Plantaciones forestales en pastoreo, b) Árboles dispersos en potreros, c) Cercas vivas, d) Monocultivo de pasto. Se utilizaron 20 parcelas de 1000 m<sup>2</sup> cada una orientadas de este a oeste, cinco por cada sistema ganadero, debidamente distribuidas por los seis ejidos y por toda la cuenca del río Usumacinta. La respiración del suelo fue medida *in situ* con una cámara cerrada dinámica EGM-5 (PP Systems) durante un periodo de siete meses (diciembre 2022 a junio 2023). Se instalaron a nivel del suelo, tres aros de PVC con un diámetro de cuatro pulgadas y una altura de 10 cm donde se acopló la cámara para medir la respiración. Estos aros se distribuyeron aleatoriamente dentro de las parcelas circulares con un radio de 17.80 m en ADP y MNP. Para PF las parcelas fueron rectangulares con 20 m de ancho por 50 m de largo con un área de 1000 m<sup>2</sup> y para CV, se midió un transecto lineal de 100 metros donde se distribuyeron los aros de PVC a distancias iguales. La forma de las parcelas fue diferente para cada sistema, enteramente dependiente por la distribución espacial de los árboles, con esta selección de formas se asegura que la densidad arborea sea igual o similar en cada sistema (Ibrahim & Andrade, 2003). En cada fecha de muestreo (cada mes), las mediciones se realizaron durante cuatro días consecutivos en un horario de 11:00 a 15:00 horas. Previo a las mediciones en cada punto de muestreo, se retiró la capa de mantillo y se midió la respiración, la temperatura (°C) y humedad del suelo (%) a 5 cm de profundidad, así como la temperatura del aire. Los datos fueron sometidos a ANOVA de una vía donde se analizó el efecto del sistema y la interacción entre los factores sobre la emisión de CO<sub>2</sub> del suelo, la temperatura y la humedad. Finalmente se utilizó una prueba de Tukey al 95 % para declarar las diferencias estadísticas significativas. Los análisis fueron elaborados con el software Statistic versión 10.0 para Windows (StatSoft, Inc. 2010).

### Resultados y discusión

En la Figura 2, presenta un análisis de flujo de CO<sub>2</sub> del suelo en cuatro sistemas silvopastoriles comparado con monocultivo de pasto, medido en un periodo de siete meses que varió entre 0.57 a 0.75 CO<sub>2</sub> hr<sup>-1</sup> y demuestra una diferencia estadísticamente significativa ( $P < 0.05$ ) en plantaciones forestales con un flujo de CO<sub>2</sub> menor y siendo superiores en el sistema MNP (Fig. 2a). Sin embargo, la temperatura no mostro diferencias estadísticas significativa ( $P= 0.684$ ) entre los cuatro sistemas de uso de suelo ganadero, PF con una temperatura de 35, ADP 35.3, CV 35.2 y MNP 36 °C (Fig. 2b). Igualmente, la humedad del suelo en %, no presento diferencias estadísticas significativa ( $P= 0.959$ ) entre los cuatro sistemas de uso de suelo ganadero, PF con una humedad de 28.3, ADP 27.1, CV 28.9 y MNP 28.1 % (Fig. 2c) y una intercepción significativa ( $P < 0.05$ ) entre sistemas para respiración, temperatura y humedad del suelo.



**Figura 2.** Variación de las emisiones de CO<sub>2</sub> (a), temperatura del suelo (b) y humedad del suelo (c) cuatro en sistemas silvopastoriles versus monocultivo de pasto. PF: plantaciones forestales en pastoreo, ADP: árboles dispersos en potreros, CV: cercas vivas y MNP: monocultivo de pasto.

En la Figura 3, se puede observar el comportamiento temporal del flujo de carbono (CO<sub>2</sub>), en cuatro sistemas silvopastoriles versus monocultivo de pasto medido en un periodo de siete meses (diciembre 2022 a junio 2023), mismo que sirvió para monitorear y observar la tendencia de las emisiones de dióxido de carbono entre PF, ADP, CV y MNP. El sistema de plantaciones forestales y árboles dispersos en potreros presentan menores emisiones de CO<sub>2</sub> en la mayoría de los meses, incluyendo los meses más secos del año (marzo y abril). Por otro lado, MNP y CV mostraron que las emisiones de CO<sub>2</sub> se mantuvieron siempre superiores (> 0.74 y 0.75, gm<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> para CV y MNP respectivamente) y disminuyó para MNP en los dos últimos meses de medición. Nuestros datos también muestran que la temperatura del suelo, tienen una influencia en los flujos de CO<sub>2</sub> del suelo. Esto es consistente con algunos estudios anteriores. (Curiel-Yuste *et al.*, 2007; Santiago *et al.*, 2018; Villanueva-López *et al.*, 2016; Yuste *et al.*,



2007). También (Cantú-Silva *et al.*, 2010) reportan que los flujos de CO<sub>2</sub> del suelo están directamente relacionados por las variaciones en la temperatura del suelo, donde los microorganismos son los responsables de la descomposición de la materia orgánica en el suelo. Además (Jassal & Black, 2006; Xu *et al.*, 2003) reportan una relación entre la respiración del suelo y factores bióticos como la biomasa microbiana del suelo y la macrofauna que varían con las estaciones del año. Otra variable ambiental que se observó un efecto importante sobre el suelo y la respiración es la humedad (Yáñez Díaz *et al.*, 2017) mencionan que el contenido de humedad fue un factor que controla la respiración del suelo ya que inhibe la difusión del CO<sub>2</sub>. Esto demuestra que los sistemas silvopastoriles con mayor cantidad de árboles dentro del potrero emiten menos CO<sub>2</sub> tanto en los meses de sequía como en el periodo de norte, siendo estos sistemas más estables en cuanto a emisiones de CO<sub>2</sub> por respiración del suelo.

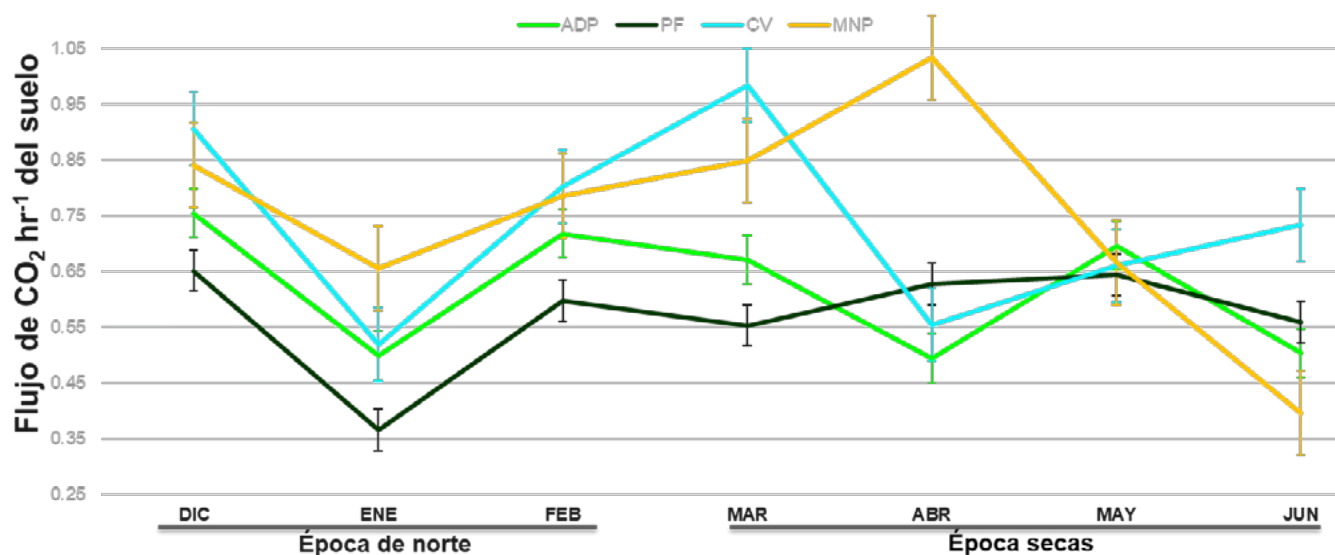


Figura 3. Dinámica temporal de las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub> hr<sup>-1</sup>) durante un periodo de medición de siete meses en dos épocas (norte y secas). PF: plantaciones forestales, ADP: árboles dispersos en potreros, CV: cercas vivas y MNP: monocultivo de pasto.

Los resultados de respiración del suelo en tres sistemas silvopastoriles comparado con monocultivo de pasto, es similar a lo reportado por (Villanueva-López *et al.*, 2014) quienes trabajando en dos sistemas ganaderos (cercas vivas vs monocultivo de pasto) en Tabasco, reportan 0.97 y 1.01 CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> CV y MNP, respectivamente, emisiones de CO<sub>2</sub> del suelo. De igual manera reportan (Vásquez *et al.*, 2013) quienes trabajando en seis zonas de muestreo diferenciado por dos tipos de uso de suelo (área de bosque y zona de cultivo) reportan 1.26 vs 1.54 CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> bosque y zona de cultivo, respectivamente. Con respecto a temperatura del suelo y humedad (%) reportado en este trabajo difiere a los resultados de (Villanueva-López *et al.*, 2014, 2016; Yáñez Díaz *et al.*, 2017) quienes encontraron diferencias estadísticamente significativas en temperatura del suelo y humedad, trabajando con cercas vivas versus monocultivo de pasto y en cuatro diferentes sistemas de uso de la tierra, respectivamente. Estos resultados de temperatura (°C) y humedad (%) difieren a lo reportado por (Adame-Castro *et al.*, 2020) quienes trabajando en sistemas silvopastoriles tropicales reportan 17.6 % más altos contra 0.37 % a este trabajo y humedad es menor ya que reporta 10.6 % a los 28 % en promedio de los sistemas silvopastoriles de esta investigación.

## Conclusiones

Las tasas de respiración del suelo en los tres sistemas silvopastoriles comparado con monocultivo de pasto presentan diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ), monocultivo de pasto es el sistema que presenta mayor emisión de CO<sub>2</sub>, seguido por cercas vivas, los cuales son los usos de suelos ganaderos similares en el sureste de México. Los mayores flujos de CO<sub>2</sub> del suelo ocurrieron en la época de estiaje asociada a las altas temperaturas de cada sistema. Los flujos de CO<sub>2</sub> son resultados que

presentan una variación por mes y se observa diferencia estadísticamente significativa entre sistemas, esto puede ser causado por la variación en humedad y temperatura, como resultado de la presencia de los árboles.

## Literatura citada

- Adame-Castro, D. E., Aryal, D. R., Villanueva-López, G., López-Martínez, J. O., Chay-Canul, A. J., & Casanova-Lugo, F. (2020). Diurnal and seasonal variations on soil CO<sub>2</sub> fluxes in tropical silvopastoral systems. *Soil Use and Management*, 36(4), 671-681.
- Cantú-Silva, I., González-Rodríguez, H., & Gómez-Meza, M. V. (2010). CO<sub>2</sub> efflux in vertisol under different land use systems. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 12(2), 389-403.
- Curiel-Yuste, J., Baldocchi, D. D., Gershenson, A., Goldstein, A., Misson, L., & Wong, S. (2007). Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology*, 13(9), 2018-2035.
- Davidson, E. A., Belk, E., & Boone, R. D. (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global change biology*, 4(2), 217-227.
- Friedlingstein, P., O'sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., & Sitch, S. (2020). Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data*, 12(4), 3269-3340.
- Hudson, P. F., Hendrickson, D. A., Benke, A. C., Varela-Romero, A., Rodiles-Hernández, R., & Minckley, W. L. (2005). Rivers of Mexico. En *Rivers of North America*.
- Ibrahim, M. A., & Andrade, H. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en las Américas, número 39-40 (2003)*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Clave geoestadística 17007*.
- Jassal, R. S., & Black, T. A. (2006). Estimating heterotrophic and autotrophic soil respiration using small-area trenched plot technique: Theory and practice. *Agricultural and forest meteorology*, 140(1-4), 193-202.
- Mamta, S., Sharma, S., & Kudrat, M. (2012). Effect of crop rotation, soil temperature and soil moisture on CO<sub>2</sub> emission rate in Indo-Gangetic plains of India. *International Journal of Agriculture and Forestry*, 2(3), 117-120.
- Millard, P., Midwood, A. J., Hunt, J. E., Whitehead, D., & Boutton, T. W. (2008). Partitioning soil surface CO<sub>2</sub> efflux into autotrophic and heterotrophic components, using natural gradients in soil δ<sup>13</sup>C in an undisturbed savannah soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1575-1582.
- Moitinho, M. R., Padovan, M. P., Panosso, A. R., Teixeira, D. D. B., Ferraudo, A. S., & La Scala Jr, N. (2015). On the spatial and temporal dependence of CO<sub>2</sub> emission on soil properties in sugarcane (*Saccharum spp.*) production. *Soil and Tillage Research*, 148, 127-132.
- Morales Ruiz, D. E., Aryal, D. R., Pinto Ruiz, R., Guevara Hernandez, F., Casanova Lugo, F., & Villanueva Lopez, G. (2021). Carbon contents and fine root production in tropical silvopastoral systems. *Land Degradation & Development*, 32(2), 738-756.
- Mutuo, P. K., Cadisch, G., Albrecht, A., Palm, C., & Verchot, L. (2005). Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 71, 43-54.
- Nair, P. R., Nair, V. D., Kumar, B. M., & Showalter, J. M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. *Advances in agronomy*, 108, 237-307.
- Santiago, L., Germain, J., López, V., & Lugo, C. (2018). *Almacenamiento de carbono y flujos de CO<sub>2</sub> del suelo en sistemas ganaderos de Tabasco*.
- Scholze, M., Knorr, W., & Heimann, M. (2003). Modelling terrestrial vegetation dynamics and carbon cycling for an abrupt climatic change event. *The Holocene*, 13(3), 327-333.
- Schwendenmann, L., Pendall, E., & Potvin, C. (2007). Surface soil organic carbon pools, mineralization and CO<sub>2</sub> efflux rates under different land-use types in Central Panama. *Stability of Tropical Rainforest Margins: Linking Ecological, Economic and Social Constraints of Land Use and Conservation*, 107-129.
- Tang, X., Zhou, G., Liu, S., Zhang, D., Liu, S., Li, J., & Zhou, C. (2006). Dependence of soil respiration on soil temperature and soil moisture in successional forests in southern China. *Journal of Integrative Plant Biology*, 48(6), 654-663.
- Vásquez, J. R., Macías, F., & Menjivar, J. C. (2013). Respiración del suelo según su uso y su relación con algunas formas de carbono en el departamento del Magdalena, Colombia. *Bioagro*, 25(3), 175-180.
- Villanueva-López, G., Casanova-Lugo, F., Ramírez-Avilés, L., & Martínez-Zurimendi, P. (2014). Influencia del sistema silvopastoril "cercas vivas" de *Gliricidia sepium* en la respiración del suelo en Tacotalpa, Tabasco, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17(2), 261-266.

- Villanueva-López, G., Martínez-Zurimendi, P., Ramírez-Avilés, L., Aryal, D. R., & Casanova-Lugo, F. (2016). Live fences reduce the diurnal and seasonal fluctuations of soil CO<sub>2</sub> emissions in livestock systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(1), 1-8.
- Xu, liukang, Baldocchi, D., & Tang, jianwu. (2003). *Assessing soil CO<sub>2</sub> efflux using continuous measurements of CO<sub>2</sub> profiles in soils with smal solid—Studocu*. <https://www.studocu.com/pe/document/universidad-nacional-de-san-agustin-de-arequipa/quimica/assessing-soil-co2-efflux-using-continuous-measurements-of-co2-profiles-in-soils-with-smal-solid-state-sensors-tang-et-al-2003-2/51585929>
- Yáñez Díaz, M. I., Cantú Silva, I., González Rodríguez, H., Marmolejo Monsiváis, J. G., Jurado, E., & Gómez Meza, M. V. (2017). Respiración del suelo en cuatro sistemas de uso de la tierra. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8(42), 123-149.
- Yuste, J., Baldocchi, D. D., Misson, L., Gershenson, A., Wong, S., & Goldstein, A. (2007). Microbial Soil Respiration and its dependency on Carbon Inputs, Soil Temperature and Moisture in two contrasting ecosystems. *AGU Fall Meeting Abstracts*, 2006, B41E-0236.

### 6.3. Distribución de carbono orgánico en el suelo del sistema milpa intercalado con árboles frutales

Ramos-Pérez Miguel A.<sup>1,\*</sup>; Aryal Deb Raj<sup>2</sup>; Camas-Gómez Robertony<sup>3</sup>; Guevara-Hernández Francisco<sup>4</sup>; Pinto-Ruiz René<sup>4</sup> y La O-Arias Manuel A.<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Chiapas (MCPAT-CONACYT)

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Chiapas (CATEDRAS-CONACYT)

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Investigación Forestales, Agrícolas y Pecuarias;

<sup>4</sup> Universidad Autónoma de Chiapas (Docente-investigador).

\* Autor para correspondencia:angel.ramos@unach.mx

#### Resumen

El sistema Milpa intercalada con árboles frutales (MIAF) ayuda a contribuir en la mitigación del cambio climático a través de la captura de carbono orgánico (CO) en el suelo. El propósito de esta investigación es conocer la concentración de CO en suelo y la distribución de raíces finas de todos los cultivos del MIAF y el pastizal. El estudio se llevó a cabo en el campo experimental centro del INIFAP en Ocozocoautla, Chiapas, México. El muestreo de suelo y de raíces finas del MIAF, se realizó a diferentes distancias de los árboles y en zigzag para el pastizal. Para la determinación de CO se utilizó el método de Walkley y Black, 1934. La biomasa de raíces finas  $\leq$  a 2 mm mostró diferencia estadística entre sistemas ( $F = 32.31$ ,  $p = 0.000$ ), el MIAF obtuvo una media de  $220.8 \text{ g/m}^3$  con intervalo de  $156.1 \text{ g/m}^3$  a  $285.6 \text{ g/m}^3$ ; mientras que el pastizal obtuvo una media de  $713.0 \text{ g/m}^3$ . Sin embargo, el MIAF en % de CO, tuvo un efecto significativo ( $F = 20.80$ ,  $p = 0.000$ ), a 80 cm del tronco con media de 2.3%, en comparación de 160 y 300 cm. En profundidad del suelo también tuvo diferencia estadística de ( $F = 4.76$ ,  $p = 0.001$ ) de 0-10 cm, con una media de 2,2%. Estos resultados podrían permitir conocer la aportación del sistema MIAF en la captura de CO.

**Palabras clave:** *MIAF; biomasa radicular; suelo.*

#### Abstract

The Milpa intercropped with fruit trees (MIAF) system helps to contribute to climate change mitigation through the capture of organic carbon (CO) in the soil. The purpose of this research is to know the concentration of CO in soil and the distribution of fine roots of all MIAF crops and pasture. The study was carried out at the INIFAP experimental field center in Ocozocoautla, Chiapas, Mexico. Sampling of soil and fine roots of the MIAF was carried out at different distances from the trees and in zigzag for the pasture. For CO determination, the method of Walkley and Black, 1934 was used. The biomass of fine roots  $\leq$  to 2 mm showed statistical difference between systems ( $F = 32.31$ ,  $p = 0.000$ ), the MIAF obtained a mean of  $220.8 \text{ g/m}^3$  with interval from  $156.1 \text{ g/m}^3$  to  $285.6 \text{ g/m}^3$ ; while the pasture obtained a mean of  $713.0 \text{ g/m}^3$ . However, the MIAF in % CO, had a significant effect ( $F = 20.80$ ,  $p = 0.000$ ), at 80 cm from the trunk with a mean of 2.3%, compared to 160 and 300 cm. In soil depth it also had a statistical difference of ( $F = 4.76$ ,  $p = 0.001$ ) from 0-10 cm, with a mean of 2.2%. These results could provide insight into the contribution of the MIAF system in CO capture.

**Key words:** *MIAF; root biomass; soil.*

## Introducción

Los sistemas de producción agroforestales aportan 1.6 gigatoneladas de carbono (GtC) a nivel mundial (Friedlingstein et al. 2020), así que estos sistemas brindan múltiples servicios ambientales, obteniendo gran potencial en mitigación de gases de efecto invernadero (GEI) (Sarandón, 2002). De la misma forma, los sistemas agroforestales son una alternativa para la captura de carbono orgánico (CO), incluyendo el sistema milpa intercalada con árboles frutales (MIAF), el cual combina la producción intensiva de árboles frutales y la milpa tradicional (maíz y frijol). Convirtiéndose en un sistema multipropósito para la intensificación del manejo sustentable, que es compatible con el paradigma de la agricultura tradicional de México (Turrent *et al.*, 2017 y Camas *et al.*, 2018).

El MIAF aproximadamente captura en el área foliar de los árboles 0.75 Mg C ha<sup>-1</sup> por año, además de contribuir en la conservación del suelo formando terrazas, permite mayor eficiencia en el uso del suelo, radiación solar y agua, con gran participación de mujeres en la toma de decisiones en el manejo y establecimiento del MIAF (Cadena et al., 2018 y Regalado *et al.*, 2020).

Sin embargo, es necesario conocer la contribución del sistema MIAF en captura de CO en suelo y su distribución de raíces finas de todos los cultivos a diferentes profundidades. Ya que contribuyen en la acumulación de carbono al suelo por el recambio constante que sufren debido al estrés biótico y abiótico (Morales, 2020).

Por ello, el interés de evaluar la captura de CO del suelo provenientes de las raíces finas a diferentes distancias del árbol tanto horizontal como vertical y la distribución de raíces finas, fibrosas y leñosas del sistema MIAF comparado con un pastizal que no cuenta con raíces leñosas y que conserva las características del suelo de origen sin disturbios en los distintos horizontes en Ocozocoautla, Chiapas, México. Esto, permitirá conocer la contribución del sistema MIAF en diferentes horizontes.

## Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza en el Campo Experimental Centro de Chiapas, del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), ubicado en Ocozocoautla, Chiapas, México. Entre las coordenadas geográficas 16°47'09"N 93°24'04"W a 793 m s.n.m. Establecido sobre un suelo Vertisol Pélico, de características muy oscuras en los primeros 30 cm en húmedo (CEIEG, 2012), según García, (2004) es de clima Aw1, que corresponden a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano y la precipitación promedio anual es de 1191.8 mm; el período de mayor índice de lluvias es de junio a septiembre, sin embargo, de octubre a enero existen precipitaciones por los frentes fríos (SIAP, 2022),

La presente investigación, es de tipo experimental y descriptiva, con un diseño  $y_{ijk} = M + I_i + D_j + P_k + e_{ijk}$  con arreglo factorial 2 x 3 x 5 con 4 repeticiones donde  $y_{ijk}$  = Variable de Media estándar en  $i$  ésima  $j$  ésima  $k$  ésima y relación de las mismas;  $M$  = Media General;  $I_i$  = Efecto de  $i$  ésima inclinación;  $D_j$  = Efecto de  $j$  ésima distancia;  $P_k$  = Efecto de  $k$  ésima profundidad y  $e_{ijk}$  = interacción del error estándar. Los tratamientos son 30 conformados por dos inclinaciones del árbol a favor y en contra de la sub-franja de maíz y frijol, a tres distancias de la sub-franja central del frutal a 80, 160 y 300 cm y cinco profundidades en los dos sistemas de 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 y 40-50 cm.

La recolección de muestras de suelo y de raíces finas se realizó en puntos dirigidos por conveniencia en el MIAF y el pastizal asegurándose que sea equitativa y proporcional para los dos sistemas según la Editorial Grudemi (2019). El proceso constará de dos fases, con sus respectivas variables inclinación, distancia del tronco del árbol y profundidad.

- En la primera fase se analizó la distribución de las raíces finas de Guayaba como leñosas y fibrosas (maíz, frijol y malezas) en las hileras del sistema MIAF comparado con un pastizal.
- En la segunda fase se cuantificó el almacenamiento de CO y su distribución espacial en el suelo a dos inclinaciones, tres distancias del árbol y a cinco profundidades en los dos sistemas.

### Como primera fase

Para la obtención de raíces finas por factores inclinación del árbol (favor y contra a la franja de milpa), distancia del frutal (80 cm, 160 cm y 300 cm) y profundidad en los dos sistemas (0-10, 10-20, 20-30, 30-40 y 40-50 cm). Fue necesario lavar las muestras de suelo que se obtuvieron con el núcleo de 30 x 30 x 10 cm en cada punto dirigido, lo cual fue mediante la técnica modificada de monolito con el principio del método lógico del cilindro. Finalmente, las muestras colectadas fueron llevadas al laboratorio para ser separadas en raíces finas  $\leq 2$  mm con la ayuda de un vernier y pinzas, posteriormente fueron secadas en estufa a 65 °C, tomando los valores de peso seco para la estimación de biomasa radicular.

### En la segunda fase

Para la estimación de CO del suelo del MIAF y el pastizal se utilizó el método de digestión química seguido por espectrofotometría (Walkley y Black, 1934). Las muestras de suelo para análisis físico químico de los dos sistemas fueron utilizadas para determinar pH y rango milivoltios (R.mV) utilizando un potenciómetro, para Densidad aparente (Da) se obtuvieron muestras de suelo no disturbadas de volumen conocido con la ayuda de un cilindro.

Las pruebas estadísticas que se aplicaron fueron análisis de varianza, correlación y regresión para comparar entre dos sistemas, profundidades de suelo y distancia de los árboles frutales.

## Resultados

### Distribución de biomasa radicular

La biomasa de raíces finas  $\leq 2$  mm en el sistema MIAF y el pastizal mostró diferencia estadística ( $F = 32.31$ ,  $p = 0.000$ ). El MIAF obtuvo una media de 220.8 g m<sup>-3</sup> con intervalo de 156.1 a 285.6 g m<sup>-3</sup>; mientras que el pastizal obtuvo una media de 713.0 g m<sup>-3</sup> con intervalo de 555.0 a 872.0 g m<sup>-3</sup> (Figura 1). Esto indica que lo observado en el pastizal es 3.2 veces mayor que el MIAF debido a la producción de biomasa radicular en los primeros 10 cm de profundidad, pero con mejor distribución en el MIAF ya que las raíces leñosas mantienen su biomasa a mayor profundidad como se muestra en el segundo gráfico (Figura 1). En función a las características fisicoquímicas de los sistemas como son: especies, edad, manejo agronómico propiedades del suelo y factores ambientales (Gómez et al., 2021; Rico A. y Suárez S., 2018 y Contreras et al., 2021).

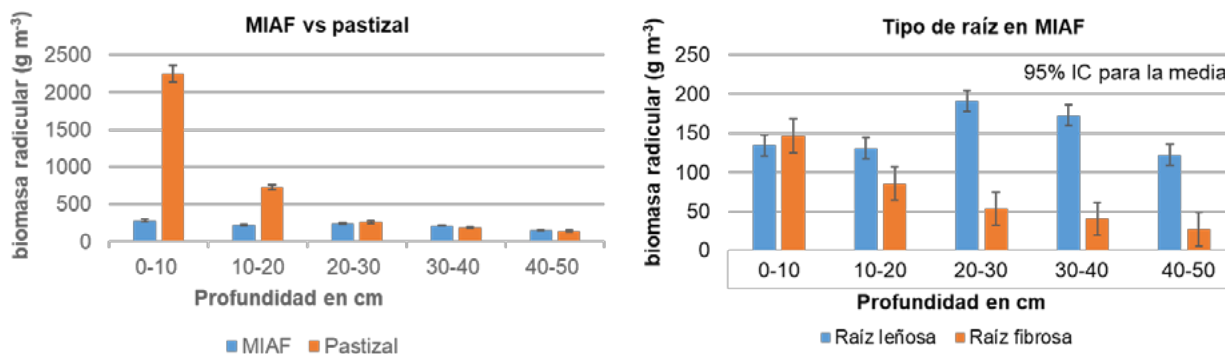


Figura 1. Gráficos de dispersión representando la Biomasa radicular (g m<sup>-3</sup>).

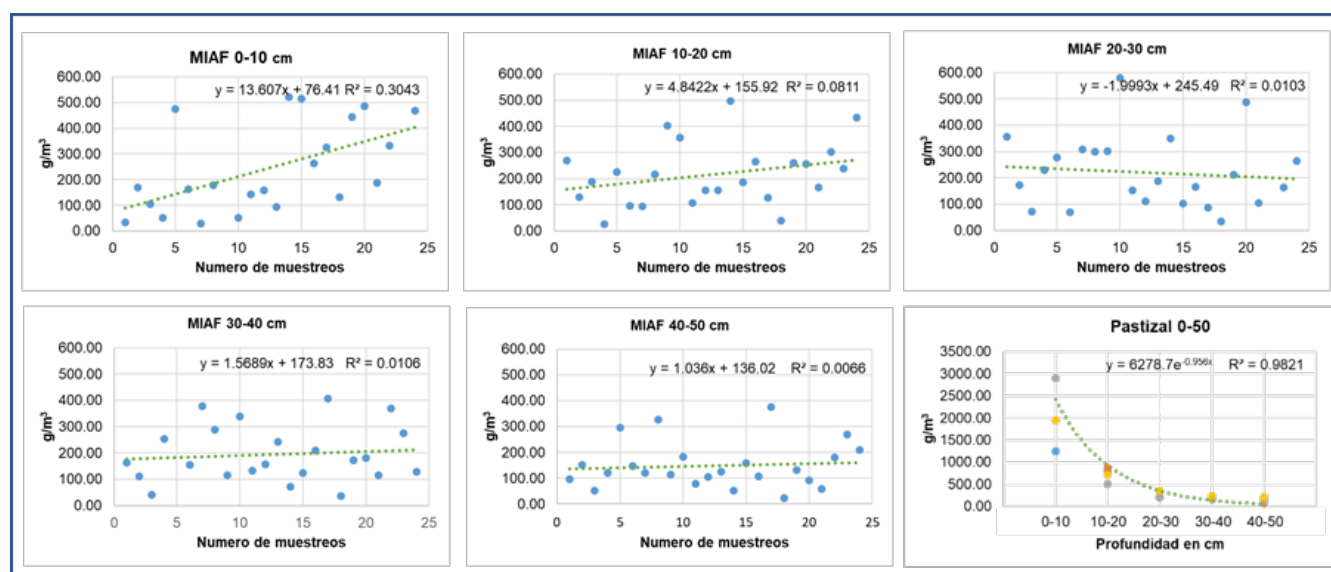
Por otro lado, el total de biomasa de raíces finas en el sistema MIAF presentó diferencia estadística en inclinación, distancia del árbol y la profundidad de suelo. En contra de la inclinación del árbol fue

mayor con media de 252.6 g m<sup>3</sup> en comparación a favor con media de 189.0 g m<sup>3</sup> demostrando que la inclinación del árbol modifica el anclaje y producción de raíces finas. Sin embargo, no perjudica ya que los arboles se establecieron con diferente inclinación a cada metro. En distancia fue mejor a 160 cm con media de 261.1 g m<sup>3</sup> en comparación a 80 cm con media de 225.9 g m<sup>3</sup> y 300 cm con media de 175.4 g m<sup>3</sup>, esto indica que la mayor producción de raíces finas se encuentra en el área de goteo independientemente de la inclinación del árbol. En profundidad se encuentra una diferencia estadística de 0–10 cm con media de 280.9 g m<sup>3</sup> en comparación de 40–50 cm con media de 149.1 g m<sup>3</sup> (Cuadro 1). demostrando que el crecimiento radicular se sigue presentando a mayor profundidad en el sistema MIAF. Siguiendo un patrón muy similar a los sistemas agroforestales con producción de raíces leñosas y fibrosas. Con una distribución vertical y horizontal dependiendo del número y tipo de especies establecidas (Figura 2). Resultados similares fueron reportados por Rendón y Giraldo-Herrera (2019).

**Cuadro 1. Biomasa de raíces finas con un diseño factorial de múltiples niveles y arreglo espacial, en g/m<sup>3</sup>, área ocupada por el sistema MIAF.**

Factor	Parámetro	Media g/m <sup>3</sup>	Agrupación Tukey	Valor F, p
Inclinación del árbol	Favor	189.0 (149.4, 228.6)	B	5.06, 0.026
	Contra	252.6 (213.0, 292.3)	A	
Distancia del árbol	80 cm	225.9 (177.4, 274.4)	AB	3.09, 0.049
	160 cm	261.1 (212.6, 309.7)	A	
	300 cm	175.4 (126.9, 223.9)	B	
Profundidad	0-10 cm	280.9 (218.6, 343.2)	A	2.37, 0.056
	10-20 cm	216.5 (154.1, 278.8)	AB	
	20-30 cm	244.5 (182.2, 306.8)	AB	
	30-40 cm	213.3 (151.0, 275.6)	AB	
	40-50 cm	149.1 (86.7, 211.3)	B	

Medias con diferente letra en agrupación indican diferencia significativa (Tukey  $\leq 0.05$ ).



**Figura 2. Gráfico de columna agrupada en distribución de raíces finas por profundidad de suelo.**

*Distribución de carbono orgánico en el suelo*

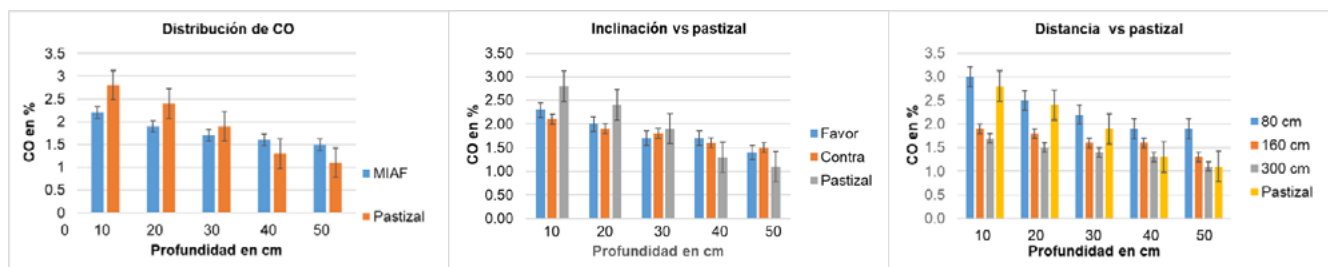
Con el porcentaje de CO en el suelo no se encontró diferencia estadística entre el MIAF y pastizal, sin embargo, en sistemas separados dentro del MIAF muestra diferencia estadística en distancia y profundidad. En distancia horizontal se encuentra diferencia estadística a 80 cm del árbol con media de 2.3 % de CO en comparación de 160 y 300 cm. En profundidad se encuentra con diferencia estadística mayor en los primeros 10 cm de profundidad con media de 2.2 % de CO comparado a profundidades de 30-50 cm con media de 1.6 % de CO (Cuadro 2). Teniendo comportamiento similar a la distribución de raíces leñosas. Por otro lado, el pastizal cuenta con diferencias estadísticas ( $F = 5.99, p = 0.004$ ) mayor en los primeros 10 cm de profundidad con media de 2.8 (intervalo de confianza 1.9, 2.5) % de CO en comparación de 30-50 cm con media de 1.3 (intervalo de confianza 1.4, 1.9) % de CO. El pastizal acumula un 54.8 % de CO en los primeros 20 cm de profundidad y el MIAF el 46 % comportándose muy estable en todo el sistema esto se puede contribuir al buen desarrollo radicular ayudando a la estabilidad del pH, Da y R.mV. Resultados muy similares a lo reportado por Cotler *et al*, (2016).

**Cuadro 2. Carbono Orgánico en % de 250 miligramos de suelo del sistema MIAF.**

Factor	Parámetro	Media %	Agrupación Tukey	Valor F, p
Inclinación del árbol	Favor	1.8 (1.6, 2.0)	A	0.16, 0.689
	Contra	1.8 (1.6, 1.9)	A	
Distancia del árbol	80 cm	2.3 (2.1, 2.5)	A	20.80, 0.000
	160 cm	1.7 (1.5, 1.9)	B	
	300 cm	1.4 (1.2, 1.6)	B	
Profundidad	0-10 cm	2.2 (1.9, 2.5)	A	4.76, 0.001
	10-20 cm	1.9 (1.7, 2.2)	A	
	20-30 cm	1.7 (1.5, 2.0)	AB	
	30-40 cm	1.6 (1.4, 1.9)	B	
	40-50 cm	1.5 (1.2, 1.7)	B	

Medias con diferente letra en agrupación indican diferencia significativa (Tukey  $\leq 0.05$ ).

Esto indica una disminución acentuada de CO a mayor profundidad en el suelo del pastizal en comparación del MIAF mejorando la estabilidad del sistema al capturar CO en diferentes horizontes. El almacenamiento de CO en los dos sistemas disminuye conforme se profundiza en el suelo evidenciando mayor acumulación de CO en los primeros 10 cm de profundidad (Figura 3). Sin embargo, el sistema MIAF de 30 a 50 cm de profundidad acumula más CO que el pastizal y se puede contribuir por su desarrollo radicular a diferentes horizontes. Resultados muy similares a los reportados por Contreras-Santos *et al*, (2021). Expresando que a pesar que se sabe que el pastizal cuenta con mayor cantidad de raíces fibrosas no se encontró diferencia estadística en captura de carbono.



**Figura 3. Gráfico de columna agrupada en distribución de CO en % de 250 miligramos de suelo a diferentes profundidades inclinación y distancia incluyendo la interacción del pastizal.**



## Conclusiones

La distribución de raíces finas  $\leq 2$  mm en el sistema MIAF se encuentra distribuida de forma vertical y horizontal, sin embargo, la mayor incidencia de raíces leñosas se encuentra a 160 cm del árbol y de 20-30 cm de profundidad aumentando la captura de CO a diferentes profundidades y mejorando las condiciones del suelo al reducir la Da, gracias a la distribución del sistema radicular de los árboles.

El sistema MIAF produce hasta el 67.9 % de la biomasa radicular total en horizontes más profundos siendo un importante reservorio de CO en el suelo a diferentes profundidades.

El almacenamiento de CO en los suelos del sistema MIAF son medios, se encuentran entre 1.4 y 2.3 % pero sin diferencia estadística con el pastizal, esto quiere decir que el poco almacenamiento de CO es normal para la región, por el origen del suelo, no existe una degradación de los recursos por la intervención del sistema de producción. Sin embargo, el MIAF tiene mayor acumulación de CO a profundidades de 30 - 50 cm con media de 1.6 % de CO, esto se debe a la distribución de raíces finas en horizontes más profundos del suelo.

## Literatura Citada

- Cadena-Iñiguez, P., Camas-Gómez, R., Walter López-Báez, S., Del Carmen López-Gómez, H., & Helder González-Cifuentes, J. (2018). El MIAF, una alternativa viable para laderas en áreas marginadas del sureste de México: caso de estudio en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(7), 1351–1361. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i7.1670>
- Camas Gómez, R., Turrent Fernández, A., Cortes Flores, J. I., Livera Muñoz, M., González Estrada, A., Villar Sánchez, B., López Martínez, J., Espinoza Paz, N., & Cadena Iñiguez, P. (2018). Erosión del suelo, escurrimiento y pérdida de nitrógeno y fósforo en laderas bajo diferentes sistemas de manejo en Chiapas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 3(2), 231–243. <https://doi.org/10.29312/remexca.v3i2.1459>.
- CEIEG. 2012. Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica. Regiones socioeconómicas. Compendio de información estadística y geográfica de Chiapas [fecha de consulta: 17 de junio de 2021]. Disponible en: [http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/wp-content/uploads/downloads/productosdgei/CIGECH/CIGECH\\_REGIONES.pdf](http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/wp-content/uploads/downloads/productosdgei/CIGECH/CIGECH_REGIONES.pdf)
- Contreras-Santos, J. L., Martínez-Atencia, J., & Falla-Guzman, C. K. (2021). Carbono acumulado en raíces de especies vegetales en sistemas silvopastoriles en el Norte de Colombia. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(1), 52–69. <https://doi.org/10.15359/rca.55-1.3>
- Cotler, H., Martínez, M., & Etchevers, J. D. (2016). CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE MÉXICO: INVESTIGACIÓN Y POLÍTICAS PÚBLICAS Organic Carbon in Agricultural Soils of Mexico: Research and Public Policy. *Investigación Políticas Públicas*, 34(1), 125–138.
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Editorial Grudemi (2019). Muestreo probabilístico. Recuperado de Enciclopedia Económica (<https://enciclopediaeconomica.com/muestreo-probabilistico/>).
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragão, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., ... Zaehle, S. (2020). Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, 12(4), 3269–3340.
- Gómez, J. D., Etchevers, J. D., Monterroso, A. I., Campo, J., Paustian, K., & Asensio, C. (2021). Soil organic carbon and root biomass of Quercus sp. *Madera y Bosques*, 27(4). <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742445>
- Morales Ruiz, D. E. (2020). Cambio en el almacén de carbono en sistemas silvopastoriles comparado con monocultivo de pastos. 151–156.
- Regalado, L.J.; Castellanos, A.; Pérez, R.N.; Méndez, E.J.A. y Hernández, R.E. 2020. Estudios Sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional Volumen 30, Número 56. Revista Electrónica. ISSN: 2395-9169. 33p
- Rendón, J. R., & Giraldo-Herrera, A. (2019). Distribución de raíces en café variedad castillo® bajo dos arreglos espaciales. *Revista Cenicafé*, 70(1), 7–17. <https://doi.org/10.38141/10778/70101>
- Rico A., A., & Suárez S., J. C. (2018). Biomasa de raíces finas en arreglos agroforestales con cacao en la amazonia occidental colombiana. *Rev*
- SIAP.2022. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Pronóstico Agrometeorológico [fecha de Consulta: 17 de abril de 2022]. <https://www.gob.mx/siap/documentos/pronostico-agrometeorologico-292537?idiom=es>
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29–38.

## 6.4. Cálculo del coeficiente de cultivo para Avena de invierno en una región semiárida.

Juárez-Altamirano René<sup>1</sup>; Torres-Gómez Andrés<sup>1</sup>; Salas-Aguilar Víctor<sup>2</sup> y Flores-Rentería Dulce<sup>3,\*</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (SRNyE-CINVESTAV), Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Ciudad Juárez (UACJ), Kilometro 3.5 Carretera Anáhuac S/N, C.P. 31600 Anáhuac, Municipio de Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

<sup>3</sup> CONAHCyT -Grupo de Sustentabilidad de los Recursos Naturales y Energía. Centro de Investigaciones y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (SRNyE-CINVESTAV), Av. Industria Metalúrgica 1062, Parque Industrial Ramos Arizpe Ramos Arizpe, C.P. 25900, Coahuila, México.

\* Autor para correspondencia: yaahid.flores@cinvestav.edu.mx

### Resumen

La avena forrajera es un cultivo de importancia económica en México que se siembra anualmente como planta para la alimentación del ganado, mientras que la producción de granos sirve para el consumo en la dieta humana. La producción de este cultivo en las regiones áridas de México se lleva a cabo en áreas con riego, lo que requiere de planificación sobre la demanda de agua y por tanto del conocimiento de requerimientos hídricos y de los coeficientes de cultivo que permitan el desarrollo de este. Para dar respuesta a esta necesidad se requiere la estimación de la evapotranspiración (ET) del cultivo, en este trabajo se compararon los resultados del cálculo de la ET a partir del método de Covarianza Eddy, Balance hídrico del suelo y con percepción remota, para posteriormente construir una curva de coeficiente de cultivo para las distintas etapas fenológicas del cultivo de avena. Al comparar los métodos utilizados en este trabajo se validó el uso del cálculo de la ET a partir del balance hídrico del suelo y de percepción remota para ser utilizados como alternativa al método de Covarianza Eddy. Los coeficientes de cultivo de la avena presentaron valores de entre 0.7 y 2.3 en las diferentes etapas fenológicas. Se observó una diferencia de estos valores con respecto a la literatura, las cuales pueden ser atribuidas a la cantidad de riego que los productores aplican a la parcela. Se propone una curva de coeficiente de cultivo que puede ser empleada como referencia en el cálculo del riego para el cultivo de avena de invierno.

**Palabras clave:** *Balance hídrico; Covarianza Eddy; Evapotranspiración; Percepción remota; Riego.*

### Abstract

Forage oats are a crop of economic importance in Mexico that is planted annually as a plant for livestock feed, while grain production serves for consumption in the human diet. The crop establishment in the arid regions of Mexico is carried out in areas with irrigation, which requires planning on water demand and, therefore, knowledge of water requirements and crop coefficients that allow the development of this. Respond to this need involves the estimation of evapotranspiration (ET) of the crop; in this work, we compared the results of the calculation of the ET from the method of Covariance Eddy, water balance of the soil and with remote sensing, to later build a curve of coefficient of cultivation for the different phenological stages of the oat crop. When comparing the methods used in this work, the calculation of the ET from the soil water balance and remote sensing was validated to be used as an alternative to the Eddy Covariance method. The coefficients of oat cultivation presented values between 0.7 and 2.3 in the different phenological stages. A difference in these values was observed compared to the literature, which can be attributed to the amount of irrigation producers applied to the plot. A proposed crop coefficient curve can be used as a reference in the calculation of irrigation for winter oat cultivation.

**Keywords:** *Water balance; Eddy covariance; Evapotranspiration; Remote sensing; Irrigation.*

## Introducción

Las prácticas agrícolas convencionales han satisfecho las necesidades básicas de la sociedad, sin embargo, el constante incremento de la población humana, el cambio climático y la intensificación de actividades antropogénicas están ejerciendo una presión cada vez mayor sobre uno de los recursos no renovables más limitantes para la agricultura, el agua. Es por ello que en los últimos años se ha llegado al consenso de que se necesita un cambio de estrategias hacia nuevos métodos de producción que garantice una agricultura sostenible (Velasco-Muñoz *et al.*, 2019; Zaman *et al.*, 2018). En este sentido, el agua es de vital importancia para mantener e incrementar la producción eficiente de cultivos. La demanda de agua de riego por parte de los usuarios agrícolas desencadena la competencia por los recursos hídricos y aumenta la preocupación ambiental.

El riego se convierte en un problema mayor cuando las regiones se encuentran bajo condiciones climáticas adversas donde las fuentes de agua son limitadas y la cantidad de lluvia es considerablemente baja, por lo tanto, la escasez de agua se considera una limitante importante para promover la agricultura de manera sostenible (Simsek y Comlekcioglu, 2011). En regiones áridas y semiáridas es frecuente que se recurra al uso de agua de baja calidad, con altos niveles de salinidad o componentes tóxicos que disminuyen el rendimiento de los cultivos y deterioran la calidad del suelo (Velasco-Muñoz *et al.*, 2019). Así, la agricultura en estas regiones ocupa un lugar principal en el debate sobre la escasez y la gestión del agua (Prinz y Singh, 2000). Para mejorar las prácticas de riego es necesario comprender que el agua aplicada depende de las necesidades de los cultivos en sus diferentes etapas de desarrollo y que el consumo de agua esta relaciona directamente con la evapotranspiración (ET). En la actualidad se han propuesto y validado distintos métodos para calcular la ET, como el balance hídrico del suelo, la covarianza de remolinos y el uso de sensores remotos. El cálculo de la ET es relevante para la determinación del coeficiente de cultivo (Kc), el cual se define como la relación entre la evapotranspiración de un cultivo en específico y la evapotranspiración de referencia (Cuesta *et al.*, 2005). Su importancia se debe a que estos valores representan los efectos integrados de las características del cultivo, el método de riego, la tasa de desarrollo del cultivo, condiciones climáticas, del suelo, y las prácticas de manejo. Entonces, cada cultivo tendrá coeficientes de cultivo específicos y predecirá del uso de agua en sus diferentes etapas de crecimiento (Pokorny, 2019).

El objetivo principal de este trabajo fue construir la curva de coeficiente de cultivo para mejorar la gestión del riego en un cultivo de avena de invierno. Los resultados de esta investigación aportarán las herramientas necesarias para mejorar la gestión del agua en la región de estudio por parte de los agricultores que deseen mantener e incrementar su productividad a la par de hacer un mejor uso del recurso hídrico con la determinación periódica de la ET a través de un método más económico y factible como puede ser el balance hídrico.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El trabajo experimental se realizó en una parcela agrícola ubicada en el municipio de General Cepeda al sureste del estado de Coahuila, la región se caracteriza por un clima semiárido con una temperatura media anual de 18 a 20 °C. La precipitación media anual se encuentra en el rango de los 350 mm (INAFED, 2016). Los principales cultivos del municipio son maíz de grano, nopal forrajero, nuez, sorgo y maguey pulquero (SIACON, 2018). La parcela cuenta con una extensión de 12 ha y fue sembrada con avena en el mes de octubre de 2021, con la cosecha en abril de 2022. El suelo se preparó para la siembra

con arado y se empleó una máquina sembradora para la siembra y fertilizado. Para el riego se utilizó un sistema de aspersión, divididos en sectores de 1ha los sectores se riegan en distintos días o momentos del día. La toma de decisión de riego para cada sector es arbitraria, regándose 9 horas durante el día o 12 horas durante la noche. Además del riego no se dio otro manejo al cultivo (fertilización, plaguicidas, etc.).

### Metodología

Para este trabajo se obtuvo la evapotranspiración real (ETa) a partir de los métodos de Eddy Covarianza, balance hídrico del suelo y con percepción remota. Adicionalmente se calculó la evapotranspiración de referencia (ETo) usando el método estándar FAO Penman-Monteith. Una vez realizada la siembra del cultivo se colocó la torre de Covarianza Eddy EddyFlux System LI-7900 (Licor), la cual consiste en un analizador infrarrojo de canal abierto (LI-7500DS) para medir el dióxido de carbono y vapor de agua ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ ), acompañado por un anemómetro sónico WindMaster, un paquete del sistema Standard Biomet (7900-100) y un sistema SmartFlux 3. Las variables ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ ) se midieron en 10 Hz, promediando la información cada 30 min. Todas las variables meteorológicas se midieron en intervalos de 5 s y los promedios de cada 30 min. La altura de la torre fue la estándar de 1.5 veces la altura del cultivo. El área de influencia de la torre se limitó a 200 m. Los datos de Covarianza Eddy se procesaron en el software EddyPro con procesos de control de calidad de los flujos descritos por (Delgado-Balbuena *et al.*, 2019).

Para el balance hídrico del suelo se colocaron tres pozos de observación dentro del área de influencia de la torre en distintos sectores de la parcela, con la finalidad de monitorear la humedad del suelo recolectando datos cada treinta minutos. En cada pozo se colocaron 4 sensores Watermark con un registrador de datos WatchDog Data Logger (Spectrum Technologies, Inc.), que miden la tensión hídrica del suelo. Los sensores se instalaron a 3 cm, 12 cm, 22 cm y 40 cm dentro de la zona radicular del cultivo. Para el cálculo de la ET por este método se utilizaron diferentes escalas de tiempo (Rashid Niaghi y Jia, 2019).

Para el cálculo de evapotranspiración con sistema de percepción remota se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) con imágenes satelitales obtenidas del catálogo de satélites y datos geospaciales de Google Earth Engine. Las imágenes se colectaron del satélite Sentinel 2A. Cada imagen fue tratada por corrección radiométrica, atmosférica y superficie iluminada, las imágenes se seleccionaron con base en la cobertura temporal y las condiciones sin nubes. El NDVI se estimó con el valor de reflectancia de las longitudes de onda rojo e infrarrojo cercano. Para el producto de Sentinel 2A se usaron las bandas 3 (0.63a 0.69  $\mu\text{m}$ ) y 4 (0.77a 0.90  $\mu\text{m}$ ). Posteriormente con la ETa obtenida a partir de los tres métodos y la ETo obtenida del método Penman-Monteith se realizó el cálculo del coeficiente de cultivo por etapa fenológica (Allen *et al.*, 2006). Finalmente, se construyó la curva de coeficiente de cultivo para avena de invierno.

### Resultados y Discusión

Se compararon los resultados de evapotranspiración de referencia (ETo) con los de evapotranspiración real (ETa) de los tres métodos Fig. 1. Se observa que la ETa fue mayor que la ETo a diferencia de lo que se esperaría teóricamente. Los mayores valores de ETa se presentaron en el periodo de invierno, la diferencia de ETa con ETo se atribuye a que el riego en la parcela nunca se detiene o modifica a pesar de que los requerimientos de agua son menores durante el periodo de invierno. Con el riego constante siempre hay agua disponible para evaporarse que no es aprovechada por el cultivo y contribuye al aumento de la ETa.

El método de percepción remota muestra los resultados más parecidos a ETo. La ETa obtenida con la Covarianza Eddy muestra valores superiores a ETo durante el periodo de invierno esto refleja el

manejo del riego en la parcela. En estas circunstancias, el continuar el riego del cultivo, como los propietarios, supone una pérdida del recurso hídrico sin tener beneficios para el desarrollo de la avena.

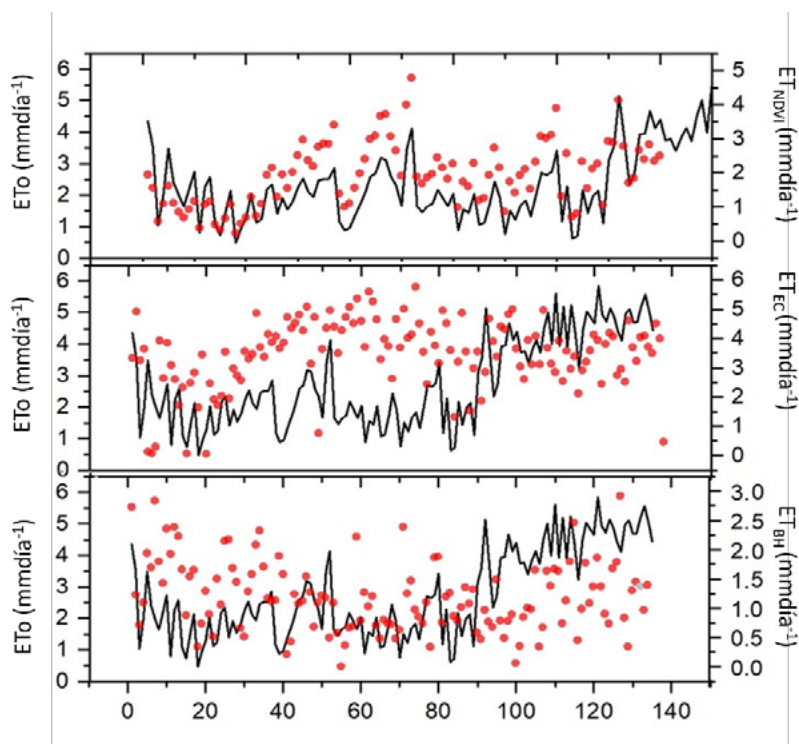


Figura 1. Comportamiento de la ETa calculada con los métodos covarianza Eddy, balance hídrico y percepción remota (círculos rojos) comparados con la ETa calculada con el método FOA Penman-Monteith (línea negra).

La Figura 2 muestra los valores promedio por etapa fenológica de Kc obtenidos, así como la curva general para este cultivo en particular. En la curva se observa la dinámica del Kc durante el desarrollo de la planta.

Un aspecto que destacar es que la FAO no cuenta con curvas de Kc para cultivo de avena, sin embargo, reporta valores máximos de Kc de 1.15 (Anapalli *et al.*, 2018), como se observa en los resultados obtenidos los valores son superiores a los teóricos. Estos resultados pueden explicarse con el manejo que se da del cultivo, (Doorenbos y Pruitt, 1977) y (Allen *et al.*, 2006) señalan que al aumentar la frecuencia de riego en etapas de desarrollo tempranas con poco desarrollo de área foliar la evaporación directa del agua del suelo superficial aumenta y esto conduce a un aumento del valor de Kc tal como sucede en la parcela de estudio.

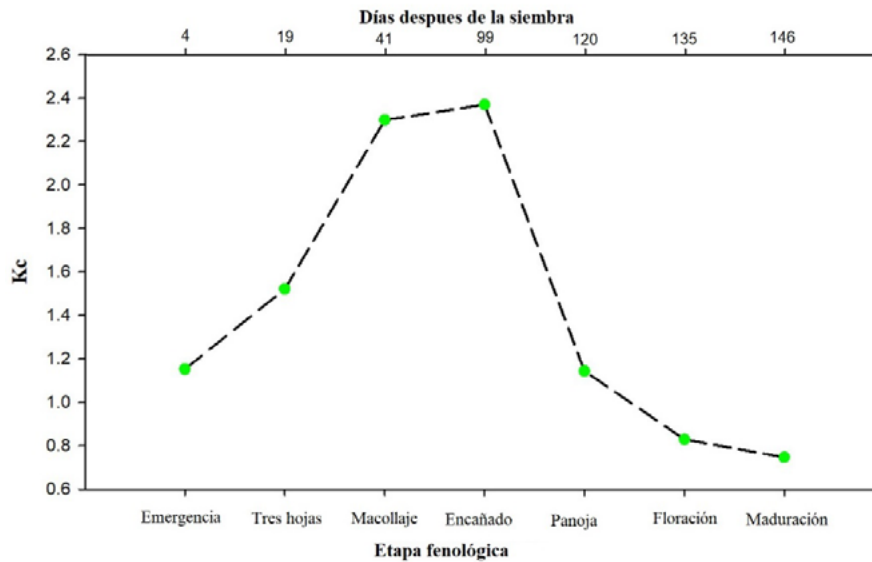


Figura 2. Curva de coeficiente de cultivo propuesta para avena de invierno en una región semiárida.

Los valores de Kc obtenidos en este estudio representan un aporte para el conocimiento, pues muestran el estado real del cultivo en la parcela con el manejo usual que los productores le dan, con estos resultados los productores pueden visualizar que el desarrollo del cultivo se ve afectado por su manejo y que el rendimiento puede mejorarse.

## Conclusiones

Los resultados presentan el potencial del uso del balance hídrico del suelo y el uso de percepción remota en el cálculo de la evapotranspiración para la toma de decisión del riego de los cultivos al compararlos con el método de Covarianza Eddy. Adicionalmente, las distintas variables cuantificadas como la humedad del suelo, las variables meteorológicas y las características del suelo a lo largo de las etapas fenológicas del cultivo de avena aportan información sobre los requerimientos hídricos del cultivo que puede servir para mejorar las prácticas de riego de los agricultores y reducir su consumo de agua. El aporte científico de este trabajo incluye además el cálculo y la propuesta de una curva de valores de coeficiente de cultivo durante el desarrollo de la avena de invierno, el cual puede ser empleado como referencia para productores con manejo y características ambientales similares.

## Agradecimientos

Este trabajo se realizó con la financiación del Fondo Destinado a Promover el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología en el Estado de Coahuila, del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Coahuila (COAH-2021-C15-C009). Agradecemos al propietario del predio donde se realizó esta investigación por su apoyo y facilidades para la instalación de equipos. A CONAHCyT por la beca no. 773063 otorgada a René Juárez Altamirano para el desarrollo de la tesis de maestría donde se obtuvieron los resultados aquí presentados.

## Literatura citada

- Allen R. G., L. S. Pereira, D. Raes y M. J. R. F. Smith. 2006. Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. 2006; 298.
- Anapalli S.S., D. K. Fisher, K. N. Reddy, P. Wagle, P. H. Gowda and R. J. A. W. M. 2018. Sui Quantifying soybean evapotranspiration using an eddy covariance approach. 2018; 209: 228-239.

- Cuesta A., A. Montoro, A. Jochum, P. López y A. Calera-Belmonte. 2005. Metodología operativa para la obtención del coeficiente de cultivo desde imágenes de satélite.
- Delgado-Balbuena J., J. Arredondo, H. Loescher, L. F. Pineda-Martínez, J. Carbajal and R. J. J. o G. R. B. Vargas. 2019. Seasonal precipitation legacy effects determine the carbon balance of a semiarid grassland. 2019; 124: 987-1000.
- Doorenbos J. and W. Pruitt. 1977. Crop water requirements. FAO irrigation and drainage paper 24. Land Water Development Division, FAO, Rome 1977; 144.
- INAFED. 2016. Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Coahuila.
- Pokorny J. 2019. Evapotranspiration☆. In: Fath B, editor. Encyclopedia of Ecology (Second Edition). Elsevier, Oxford. pp. 292-303.
- Prinz D. and A. K. Singh. Water resources in arid regions and their sustainable management. *Annals of Arid Zone* 2000; 39: 251-272.
- Rashid Niaghi A. and X. Jia. 2019. New approach to improve the soil water balance method for evapotranspiration estimation. *Water* 2019; 11: 2478.
- SIACON. 2018. Estadísticas de la Producción Agrícola Nacional y Estatal.
- Simsek M. and N. Comlekcioglu. 2011. Effects of different irrigation regimes and nitrogen levels on yield and quality of melon (*Cucumis melo* L.). *African Journal of Biotechnology* 2011; 10: 10009-10018.
- Velasco-Muñoz J. F., J. A. Aznar-Sánchez, A. Batlles-Delafuente and M. D. 2019. Fidelibus. Sustainable Irrigation in Agriculture: An Analysis of Global Research. *Water* 2019; 11: 1758.
- Zaman M., S. A. Shahid and L. Heng. 2018. Guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques: Springer Nature.

## 6.5. Diseño de un sistema agroforestal para un ecosistema típico de selva baja caducifolia

García-Martínez, R.<sup>1,\*</sup>; Gómez-Gómez O.I.<sup>1</sup>; Hernández-Soto F.N.<sup>1</sup> y García-Urbina J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> División de Ingeniería Forestal, Tecnológico Nacional de México- TES Valle de Bravo. Carretera federal Monumento-Valle de Bravo, km 30, Ejido San Antonio de la Laguna, CP 51200, Valle de Bravo, Estado de México.

\* Autor para correspondencia: rgm1117@gmail.com

### Resumen

Los sistemas agroforestales son esquemas productivos que buscan aprovechar los atributos de los cultivos agrícolas y especies forestales para proveer productos alimenticios y maderables para consumo o comercialización. Estos sistemas productivos funcionan como una práctica de conservación de suelos y conservación de la biodiversidad. El objetivo de este trabajo fue diseñar tres sistemas agroforestales aplicables a la comunidad de La Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de México, comunidad perteneciente a un ecosistema característico de selva baja caducifolia. Para ello se identificaron las especies de plantas (cultivos anuales, frutales y forestales) que se utilizan en la comunidad. Posteriormente se generaron los arreglos topológicos y se definieron las especies que se incluyeron en cada arreglo. Se usó como área estándar una hectárea de terreno. Los diseños se generaron en el software AutoCAD. Se generaron tres sistemas: 1) Maíz-Limón-Bursera, 2) Frijol-Guayaba-Teca y 3) Avena-Plátano-Gmelina. El diseño de estos sistemas es adecuado para su aplicación en la comunidad de la Calera de los Gallos, debido a que considera las condiciones climáticas y topográficas, de tal manera que las especies seleccionadas son de uso común por los productores locales.

**Palabras clave:** *sistemas agroforestales; producción forestal; producción agrícola.*

### Abstract

Agroforestry systems are productive schemes that seek to take advantage of the attributes of agricultural crops and forest species to provide food and timber products for consumption or commercialization. These productive systems work as a practice of soil conservation and biodiversity conservation. The aim of this project was to design three agroforestry systems applicable to the community of La Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de Mexico, a community belonging to a characteristic ecosystem of low deciduous forest. For this, the plant species (annual, fruit and forest crops) used in the community were identified. Subsequently, the topological arrangements were generated and the species that would be included in each arrangement were defined. One hectare of land was used as a standard area. The designs were generated in AutoCAD software. Three systems were generated: 1) Corn-Lemon-Bursera, 2) Bean-Guava-Teak and 3) Oat-Plantain-Gmelina. The design of these systems is suitable for application in the community of Calera de los Gallos, because it considers the climatic and topographic conditions, in such a way that the selected species are commonly used by local producers.

**Keywords:** *agroforestry systems; forest production; agricultural production.*

### Introducción

Los sistemas agroforestales son el conjunto de técnicas de manejo de tierras que implica la combinación simultánea o escalonada en tiempo y espacio de los árboles forestales con la ganadería



y/o los cultivos (CONAFOR, 2020). En los estudios realizados en México se ha observado que estos sistemas mejoran los ingresos de las familias.

Para un sistema agroforestal de café, Villavicencio-Enríquez en 2013, observó que el principal producto económico son los árboles maderables (*Cedrela odorata*, *Robinsonella mirandae* y *Mastichodendron capirii*), seguido del café (*Coffea arabica* y *C. canephora*) y las palmas (*Chamaedorea tepejilote* y *Chamaedorea elegans*).

La provisión de diversidad de alimentos de los sistemas agroforestales incrementa la seguridad alimentaria de las familias. En un estudio realizado por Rosas-Castelán en 2016, encontraron que los cultivos del sistema agroforestal orgánico en 2011 cubrieron los requerimientos de carbohidratos para 4.07 personas y proteínas para 4.45, al año siguiente, estos sistemas proporcionaron carbohidratos para 8.81 personas y proteínas para 10.85.

Los sistemas agroforestales, son sistemas y tecnologías de uso del suelo y recursos naturales en los cuales las especies leñosas (árboles, arbustos, etc.) se utilizan deliberadamente bajo un sistema de manejo integral con cultivos agrícolas y/o producción animal, en alguna forma de arreglo espacial o secuencia temporal (JIRCAS, 2010).

En comparación con los sistemas de producción en monocultivo, los sistemas agroforestales ofrecen a los productores varias ventajas (FAO, 2020):

- Incrementa en forma directa los ingresos a la familia campesina, combinando cultivos con ciclos de producción más equilibrada.
- Reduce los costos de producción agropecuaria.
- A mediano y largo plazo, los ingresos de la producción de madera y productos no maderables, como la goma, frutas, colorantes y miel pueden ser importantes.

Los sistemas agroforestales deben cumplir tres condiciones fundamentales (Iglesias, 2011): 1) existen al menos dos tipos de plantas que interactúan biológicamente; 2) al menos uno de los componentes es una leñosa perenne y 3) al menos uno de los componentes es una planta manejada con fines agrícolas (incluyendo pastos).

El objetivo de este estudio fue diseñar un sistema agroforestal aplicado a las condiciones geográficas y climáticas de una selva baja caducifolia.

## Metodología

### *Delimitación Geográfica*

El estudio se realizó en la comunidad de la calera de los gallos se ubica en el Estado de México en el municipio de Ixtapan del Oro (Figura 1). Sus límites son: al norte, con la localidad de Tutuapan y al sur, con el Nuevo Santo Tomás de los Plátanos (Colinas, Barranca Honda y San Nicolás); al este, con Villa de colorines y al oeste, limita con el estado de Michoacán (Cerro del Águila).

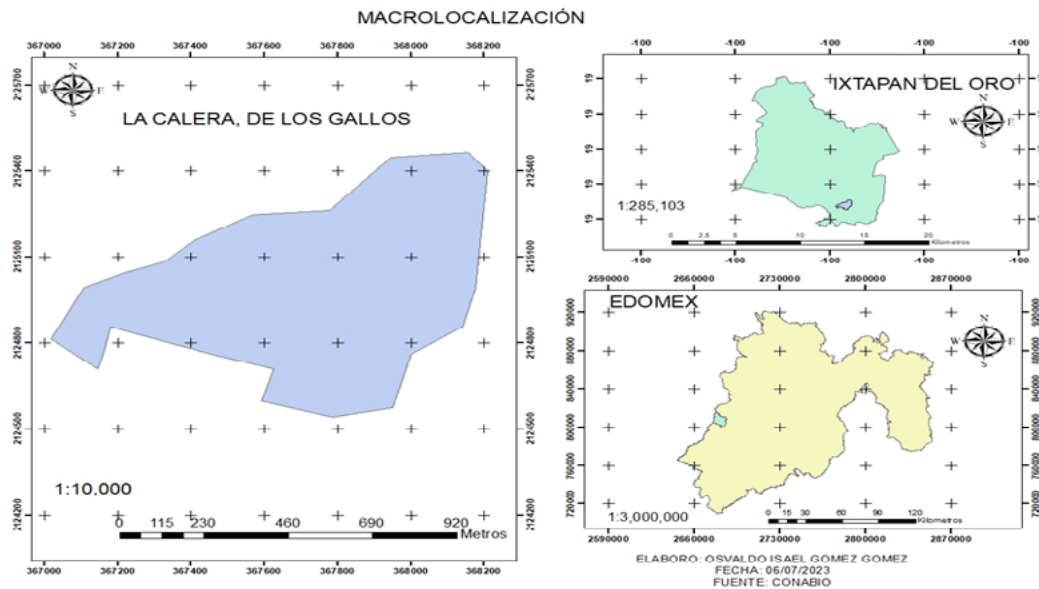


Figura 1. Mapa de ubicación de la localidad Calera de los Gallos, Ixtapan de la Sal, Estado de México.

El clima predominante en la comunidad es semicálido-subhúmedo, con lluvias en verano (junio-noviembre); el rango de precipitación se encuentra entre los 1,000 mm y 1,300 mm; y la escala isotérmica va de los 16 °C a 20 °C. La vegetación predominante es pastizal inducido y vegetación secundaria arbustiva de bosque de Pino-Encino. El tipo de suelo es acrisol húmico y cambisol eútrico.

### Diseño de los sistemas agroforestales

Los sistemas agroforestales propuestos se diseñaron a partir de las necesidades con las que cuenta la localidad, por lo que se formularon encuestas para identificar las especies forestales, frutales y agrícolas de importancia para los productores. Posteriormente se realizó una consulta de literatura para describir aspectos técnicos de instalación del cultivo y el manejo.

Los arreglos topológicos se trabajaron en AutoCAD, donde se establecieron marcos de plantación y secciones por cultivo.

## Resultados

Los cultivos identificados con mayor predominancia fueron: Maíz (*Zea mays ssp.*), Frijol (*Phaseolus vulgaris ssp.*), Calabaza (*Curcubita pepo spp.*). Las especies frutales identificadas fueron: Chirimoyo (*Annona cherimola spp.*), Guayabo (*Psidium guajava*), Mamey (*Mammea americana L.*), Mango (*Mangifera spp.*), Aguacate (*Persea americana Mill.*), Ilama (*Annona macrophyllata*), Mandarina (*Citrus tangerina Tanaka*), Naranja (*Citrus Sinensis*), Papaya (*Carica papaya*), Limón (*Citrus aurantifolia*), Guanábana (*Annona muricata L.*), Zapote blanco (*Casimiroa edulis*), Tamarindo (*Tamarindus indica*), Nanche (*Byrsonima crassifolia*), Plátano (*Musa paradisiaca*). Finalmente, las especies de importancia forestal fueron: Pinzán (*Pithecellobium spp.*), Guaje (*Leucaena leucocephala*), Melina (*Gmelina arborea ssp.*), Teca (*Tectona grandis ssp.*), Parota (*Enterolobium cyclocarpum ssp.*), Linanóe (*Bursera linanoe*), Caoba (*Swietenia macrophylla*), Cedro Rojo (*Cedrela odorata*), Cazahuate (*Ipomoea arborescens*), Fresno (*Fraxinus uhdei*) y Ceiba (*Ceiba acuminata*), Colorín (*Erythrina coralloides*).

### Arreglos de los sistemas agroforestales

*Arreglo 1:* En el arreglo número uno se sugiere maíz como cultivo, ya es el cereal que más se cultiva en la localidad, el limón como árbol frutal y la bursera como el forestal ya que la madera es utilizada para la elaboración de cajas ornamentales y su fruto para realizar perfumes (Figura 2). Las densidades de plantación (plantas/ha) por cultivo fueron: maíz (100 000), limón (247) y bursera (288).

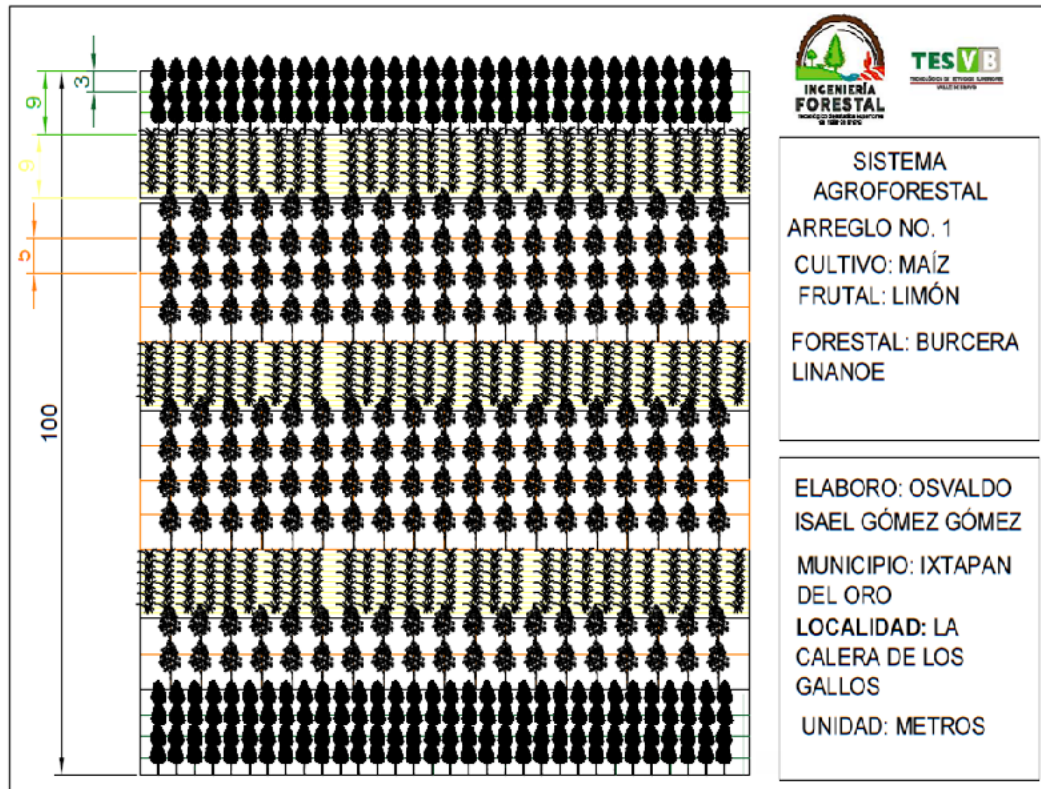


Figura 2. Diseño del sistema agroforestal Maíz-Limón-Bursera aplicable a la Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de México.

*Arreglo 2:* El segundo cultivo más sembrado es el frijol, el frutal elegido fue la guayaba y la especie forestal es la teca (Figura 3). Las densidades de plantación (plantas/ha) por cultivo fueron: frijol (150 000), guayaba (464) y teca (282).

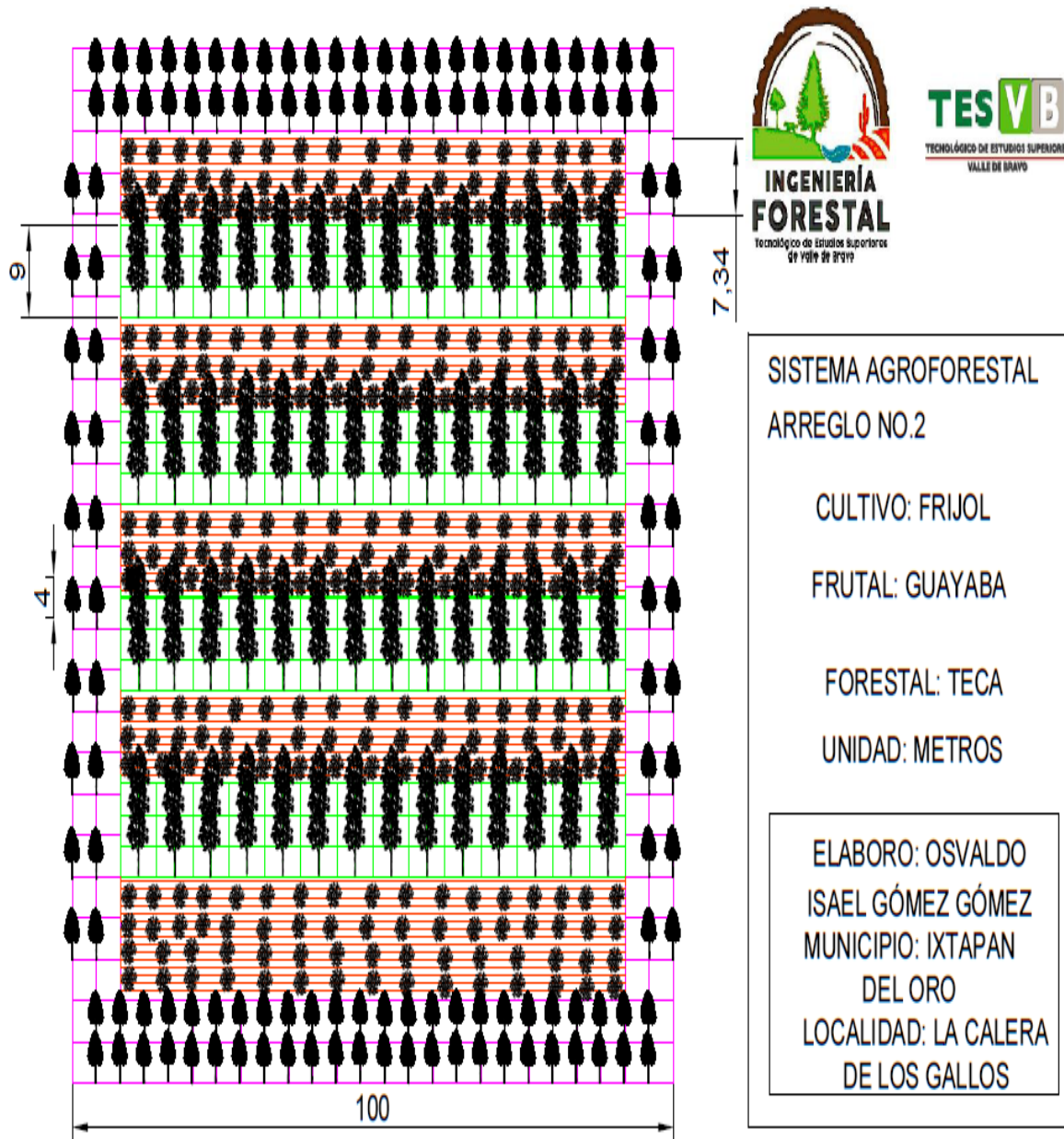


Figura 3. Diseño del sistema agroforestal Frijol-Guayaba-Teca aplicable a la comunidad de Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de México.

*Arreglo 3:* Como cultivo se eligió la avena ya que es de importancia para los productores que cuentan con animales. Como frutal se escogió el aguacate porque es una fuente de ingresos económicos importantes y para la especie forestal se eligió la gmelina debido a que cuenta con una característica de rápido crecimiento (Figura 4). Las densidades de plantación (plantas/ha) por cultivo fueron: avena (3 000 000), aguacate (494) y gmelina (156).

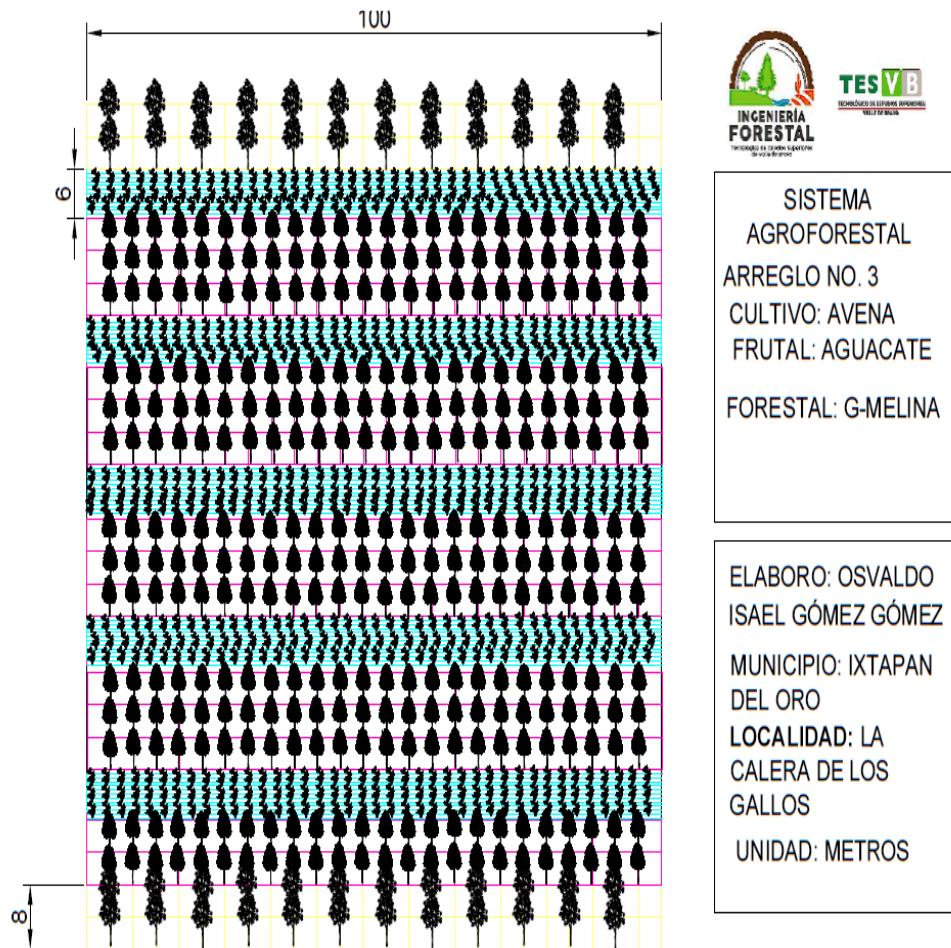


Figura 4. Diseño del sistema agroforestal Avena-Aguacate-Gmelina aplicable a la comunidad de la Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de México.

## Conclusiones

El diseño de estos sistemas es adecuado para su aplicación en la comunidad de la Calera de los Gallos, Ixtapan del Oro, Estado de México, porque considera las condiciones climáticas y topográficas, de tal manera que las especies seleccionadas son de uso común por los productores locales.

## Literatura citada

- CONAFOR. 2020. Sistemas agroforestales maderables en México. Obtenido de [https://www.gob.mx/conafor/documentos/sistemas-agroforestales-maderables-en-mexico#:~:text=Actualmente%2C%20los%20Sistema%20Agroforestales%20\(SAF,y%2Fo%20los%20cultivos%2E%80%9D](https://www.gob.mx/conafor/documentos/sistemas-agroforestales-maderables-en-mexico#:~:text=Actualmente%2C%20los%20Sistema%20Agroforestales%20(SAF,y%2Fo%20los%20cultivos%2E%80%9D)
- FAO. 2020. Sistemas Agroforestales. Obtenido de <https://www.fao.org/3/ah647s/ah647s04.htm>
- Iglesias, J. 2011. Sistemas de producción agroforestales. Capacitación y análisis en: Rev Sist Prod Agroecol., 151-176.
- JIRCAS. 2010. Manual de sistemas agroforestales. Paraguay: JIRCAS.
- Rosas-Castelán, J. 2016. Sistema agroforestal y alimentación familiar en Vicente. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 3197-3206.
- Villavicencio-Enriquez, L. 2013. Caracterización agroforestal en sistemas de café tradicional y rústico, en San Miguel, Veracruz, México. Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente. doi:doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.08.051



## 6.6. Captura de carbono en sistemas tradicionales: “Coo yuu” en la Mixteca Alta

Reyna-Ramirez Cristian A.<sup>1,2</sup>; Fuentes-Ponce Mariela H.<sup>1,\*</sup>; Xolalpa Morales Karen C.<sup>1</sup> y Orozco-Ramírez Quetzalcóatl<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Departamento de Producción Agrícola y Animal. México, Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, Coyoacán, CDMX. C.P. 04960 México.

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías. Programa Investigadoras e Investigadores por México.

<sup>3</sup> Unidad Académica de Estudios Territoriales Oaxaca, Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.

\*Autor para correspondencia: mfponce@correo.xoc.mx

### Resumen

Los sistemas agrícolas son importantes para proveer alimentos y brindar servicios ecosistémicos. En la Mixteca Alta en Oaxaca persiste un agrosistema tradicional conocido como “Coo yuu” (lama-bordo), la captación de suelo lo perfila con potencial para capturar C. El objetivo de esta investigación fue determinar la capacidad del sistema lama-bordo para almacenar carbono. El estudio se realizó en 6 municipios del Geoparque Mixteca Alta, se identificaron 16 zonas de lama-bordo, se realizaron vuelos con un dron DJI phantom 4 RTK, resolución 15cm/píxel. Se realizó un ortomosaico y un modelo de elevación digital. En QGIS se calculó el área y volumen de cada lama-bordo, en cada zona se realizaron muestreos de suelo para determinar densidad aparente, contenido de carbono orgánico y nitrógeno total, y se calculó la capacidad de almacenamiento de C de cada zona. Se analizaron 211 lama-bordos (110.59 hectáreas), el promedio por lama-bordo es de 0.56 hectáreas, la altura promedio del pretil es de 2.51m, con una densidad aparente promedio de 1.02 g cm<sup>-3</sup>, teniendo 13 700 ton de suelo, con 1.47% de carbono orgánico, lo que representa 392.28 Mg C ha<sup>-1</sup> el contenido de nitrógeno total es de 0.13%. Los lama-bordos almacenan C debido a su ubicación en el territorio, el mayor almacenamiento es en los que se encuentran en la parte baja del Geoparque debido a su antigüedad, con pretil más altos y el tipo de suelo Feozem que contiene mayor C. Es urgente promover el cuidado de estos sistemas para no perder el C almacenado.

**Palabras clave:** *lama-bordo; sistemas de información geográfica; dron; análisis del paisaje agrícola.*

### Abstract

Agricultural systems provide food and ecosystem services. In the Mixteca Alta of Oaxaca, a traditional agrosystem known as “Coo yuu” (lama-bordo) persists, which soil capture profiles it with potential to capture C. The objective of this research was to determine the capacity of the lama-bordo system to store carbon. The study was carried out in 6 municipalities of the Geoparque Mixteca Alta, 16 lama-bordo areas were identified, where flights were carried out with a DJI phantom 4 RTK drone, resolution of 15 cm/pixel. An orthomosaic and a digital elevation model were completed. In QGIS, the area and volume of each lama-bordo were calculated, soil sampling was carried out in each zone to determine apparent density, organic carbon content and total nitrogen, and the C storage capacity of each zone was calculated. 211 lama-bordo (110.59 hectares) were analyzed, average area per lama-bordo was 0.56 hectares, the lama-bordo mean height was 2.51m, with an average apparent density of 1.02 g cm<sup>-3</sup>, having 13,700 tons of soil, with 1.47% organic carbon, which represents 392.28 Mg C ha<sup>-1</sup>, the total nitrogen content was 0.13%. The lama-bordos store C due to their location in the territory, the greatest storage is in those found in the lower part of the Geoparque because they are older, with higher deep and the feozem soil has a higher C content. It is urgent to promote the care of these systems so as not to lose the C stored.

**Key words** *lama-bordo; geographic information systems; drone; agricultural landscape analysis.*

## Introducción

En un contexto de crisis ambiental, los sistemas agrícolas han cobrado importancia, por un lado, contribuyen aproximadamente a un tercio de las emisiones de gases de efecto Invernadero (GEI) a nivel mundial (Shukla, *et al.*, 2019), en México representan el 19% (INECC), pero por otro pueden ser un potencial sumidero de carbono (C) dependiendo de su manejo (Lal, 2021). Al mismo tiempo, la agricultura es una de las actividades socioeconómicas más vulnerables a los efectos del cambio climático (Liu, 2019), por lo cual es necesario la búsqueda de agrosistemas resilientes mejorando aspectos como la calidad del suelo ligado con la concentración de carbono orgánico del suelo (COS) respecto a agregación, retención de agua y nutrientes disponibles para la planta (Lal, 2021). Por lo cual aumentar el almacenamiento de COS en suelos degradados es pertinente para la seguridad alimentaria y climática. La Mixteca Alta se caracteriza por un clima árido y suelos frágiles que han perdido C ante el cambio de uso de suelo e intensificación agrícola y pastoreo, sin embargo, las comunidades desde la época prehispánica han implementado sistemas de terrazas y lama-bordos -“Coo yuu” serpiente de piedra- para enfrentar estas condiciones (Bocco *et al.*, 2019; Orozco y Bocco 2021, Santiago-Mejía *et al.*, 2018). Este sistema se basa en la construcción de bordos de roca perpendiculares a la pendiente dentro los causes con la finalidad de captar el suelo erosionado generando una calidad mayor que los suelos de ladera (Santiago-Mejía *et al.*, 2018). Actualmente estas parcelas son utilizadas para el establecimiento de diferentes cultivos y del sistema milpa que incluye el maíz de “cajete” (Orozco *et al.*, 2020). Los “lama-bordos” representan un sistema con alto potencial de producción de alimentos y captura de C en una zona climáticamente frágil, por ello la importancia de conservarlos mediante su uso agrícola. Por ello, el objetivo de la presente investigación fue demostrar la capacidad del sistema tradicional lama-bordo para retener C, lo que implicaría suelos con calidad para la producción de alimentos, secuestro de carbono y retención de agua.

## Materiales y Métodos

El estudio se realizó en la Mixteca Alta, en el estado de Oaxaca, en los municipios de Santo Domingo Tonaltepec, San Bartolo Soyaltepec, Santa María Chachoápam, Santo Domingo Yanhuitlán, Santiago Tillo y San Pedro Topiltepec, que son parte del Geoparque Mixteca Alta (Orozco *et al.*, 2021), el clima es subhúmedo con lluvias en verano, en los últimos años con una precipitación  $\leq 350$  mm. Para determinar la ubicación y el volumen de suelo de los lama-bordos se realizaron 16 vuelos (Figura 1) con un dron DJI phantom 4 RTK. Con las imágenes obtenidas de cada vuelo se construyó un ortomosaico RGB y un modelo de elevación digital con una resolución de 15cm/pixel, para el análisis se utilizó el programa QGIS para el cálculo de volumen de cada lama-bordo (OSGeo. QGIS3.30.1-1, 2023) (Figura. 2). En cada área de vuelo se tomó una muestra de suelo de 0-20cm para determinar la densidad aparente y el contenido de carbono orgánico, este último se determinó por digestión seca a 900°C (TOC SSM 5050A Shimadzu). El contenido de C por lama-bordo se calculó con base en la fórmula:  $COS (Mg\ ha^{-1}) = CO (Da) Ps$ , donde: CO=Carbono orgánico total (%), Da=Densidad aparente ( $Mg\ m^{-3}$ ); Ps=Profundidad del suelo (m) (Monreal, *et al.*, 2005). La calidad de la materia orgánica se infirió por medio de la relación C:N, se utilizó el método de Kjeldahl (modificado por Bremner, 1965) para determinar el contenido de nitrógeno total.

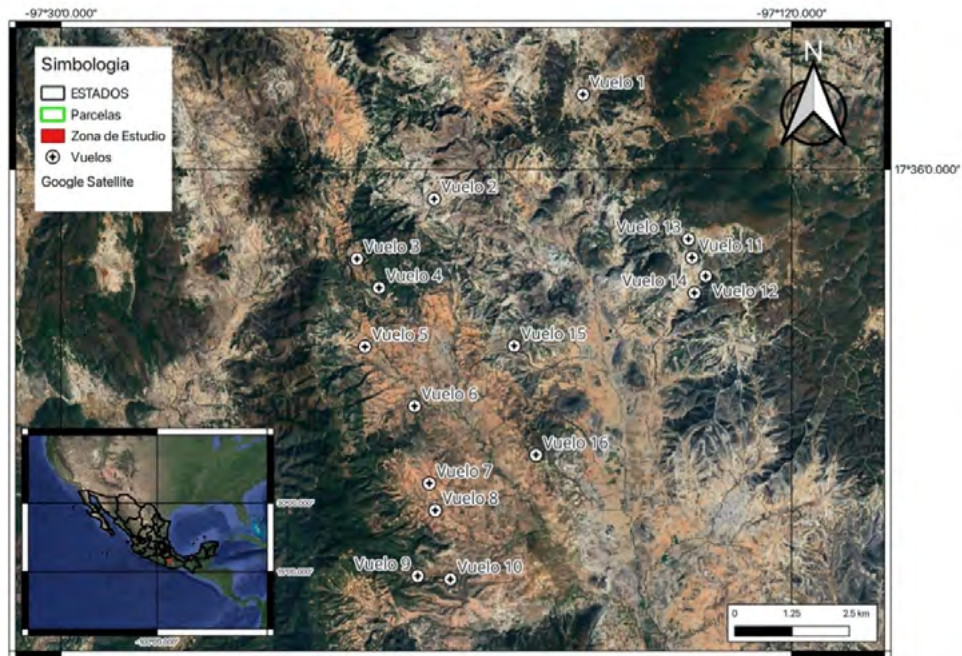


Figura 1. Área de estudio, zonas donde se realizaron los 16 vuelos.

## Resultados y Discusión

En la zona de la Mixteca Alta los suelos son delgados y degradados, con bajos contenidos de materia orgánica, se han reportado contenidos de C para suelos agrícolas de  $43.73 \text{ Mg ha}^{-1}$  los más desgastados en comparación con un suelo en descanso que presentó el doble  $85.71 \text{ Mg ha}^{-1}$  a 30 cm de profundidad (Santiago-Mejía *et al.*, 2018).

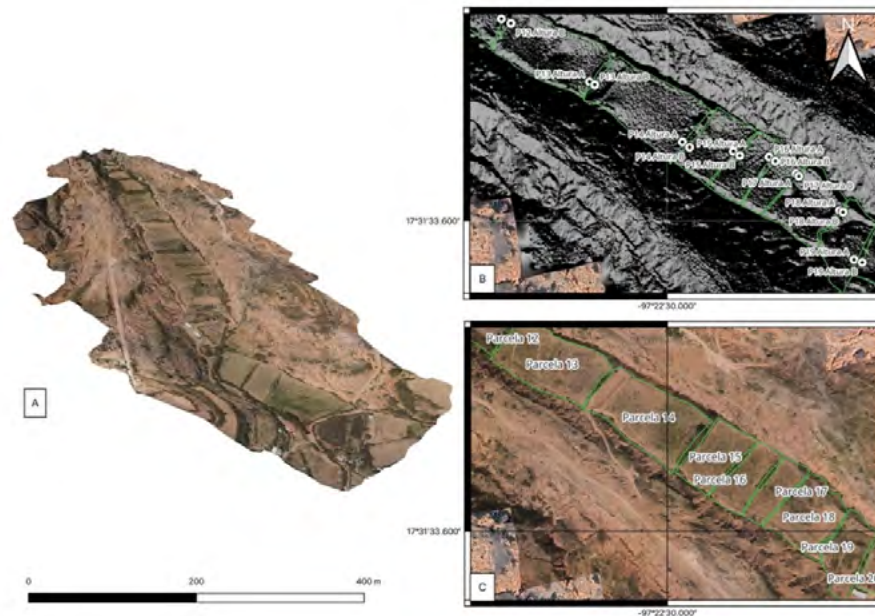


Figura 2. Vuelo 5 de Dron DJI Phantom 4 RTK, A) Zona de lama-bordo vuelo 5 mosaico tridimensional, B) Modelo digital de elevación (DEM) con los puntos que se usaron para el cálculo de pretil, C) Orthomosaico del Vuelo 5 procesado en QGIS para el cálculo de las áreas de cada lama-bordo.



Sin embargo, la ventaja de los lama-bordos en el almacenamiento de C, es su profundidad en comparación al resto de los suelos de ladera de la Mixteca, en la presente investigación el promedio de profundidad fue de 2.51 m (Cuadro 1). Esto quiere decir que tienen más capacidad de almacenaje, además el proceso de acumulación es de suelo de las partes superiores del perfil de la parte alta de la pendiente lo que hace que el contenido de C sea similar en todo el perfil, lo que no ocurre en un perfil de un suelo donde las cantidades de C se van reduciendo con la profundidad. El promedio de C retenido por los lama-bordos estudiados fue de 392.28 Mg ha<sup>-1</sup> (Cuadro 1), la diferencia en la retención de C dentro de los diferentes lama-bordos estudiados se debió al relieve y tipo de suelo (Figura 3). Los lama-bordos estudiados en los vuelos 5 y 6 fueron los que presentaron los mayores contenidos de C, debido a que están en la zona baja, los pretilos fueron aproximadamente de 3 metros debido a la acumulación del suelo procedente de la zona de ladera, además el suelo es un Feozem con mayores proporciones de C que los Regosoles, Litosoles y Cambisoles del resto del territorio (Cuadro 1 y Figura 3). Santiago-Mejía et al. (2018), mencionan que la cantidad de C también podría ser un indicador de la antigüedad del lama-bordo, en el caso de los vuelos 5 y 6 la relación C:N es la más alta lo que indica una MOS más recalcitrante o sea más vieja, mientras que los lama-bordos de los vuelos 15 y 16 podrían ser más jóvenes, porque a pesar de estar en la zona intermedia en cuanto a pendiente y en un suelo Feozem el almacenamiento de C es menor así como la relación C:N, así mismo la altura del pretil es alrededor de la mitad (1.5m) que los lama-bordos de los vuelos 5 y 6 (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Contenido de C y N en los lama-bordo en cada zona de vuelo.**

Vuelo	Lama-bordos	Área del vuelo (ha)	Altura promedio pretil (m)	DA (g cm <sup>-3</sup> )	C orgánico (%)	Pool de Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )	NT (%)	C: N
1	17	4.35	2.56	1.05	2.29	615.55	0.19	12.44
2	19	3.06	2.81	0.93	1.00	261.33	0.11	8.9
3	29	20.1	2.02	0.82	1.00	165.64	0.06	14.88
4	5	1.45	3.87	1.02	1.00	394.74	0.13	7.4
5	25	10.4	2.85	1.17	3.90	1300.45	0.08	49.74
6	10	6.6	3.35	1.04	3.90	1358.76	0.09	42.20
7	8	3.03	3.27	1	0.50	163.5	0.08	5.58
8	7	4.55	1.64	1.14	0.50	93.48	0.08	5.95
9	24	8.94	1.56	1.1	0.50	85.8	0.03	19.84
10	7	4.97	2.5	1.1	0.50	137.5	0.67	7.44
11	11	4.3	1.85	0.92	1.80	306.36	0.13	13.39
12	11	14.38	1.22	1.06	1.50	193.98	0.08	18.47
13	17	5.99	3.9	0.91	1.80	638.82	0.08	21.42
14	7	5.39	3.68	1.01	1.50	557.52	0.07	19.13
15	10	10.06	1.55	1.01	0.90	140.89	0.11	7.65
16	4	3.02	1.53	1.11	0.90	152.84	0.08	10.71
<b>Total</b>	<b>211</b>	<b>110.59</b>	<b>Promedio 2.51</b>	<b>Promedio 1.008</b>	<b>Promedio 1.71</b>	<b>410.44</b>	<b>0.13</b>	<b>11.38</b>

DA: Densidad aparente del lama-bordo; NT: Nitrógeno total en lama-bordo; C:N: Relación Carbono Nitrógeno en lama-bordo.

Los lama-bordos que presentaron menor almacenamiento de C fueron los de los vuelos 8, 9 y 10, los cuales se encuentran en la parte alta con el tipo de suelo regosol y con pretilos más pequeños (Cuadro 1 y Figura 3). A pesar de que estos lama-bordos están en la parte alta, tienen mayores contenidos de C que los suelos agrícolas de la zona, los campesinos mencionan que los sistemas lama-bordo en la parte alta,

tienen tres ventajas: el suelo es de mejor calidad, conservan la humedad y tienen rendimientos estables en el tiempo, similar a las parcelas de los valles (Orozco y Bocco, 2021). Los lama-bordos son sistemas ideados, contruidos y desarrollados en el antropoceno con un fin agrícola (Leigh et al., 2013), sin embargo, el fenómeno de migración ha provocado el abandono de la agricultura, el uso y mantenimiento de los lama-bordos. El no uso de estos sistemas reduce su mantenimiento y, por dicha razón, varios pretiles se han ido destruyendo, y con ello se pierde el suelo acumulado. Es imperante reconocer la importancia de los lama-bordos tanto desde el punto de vista cultural y socio-económico como agrosistema y como proveedor de servicios ecosistémicos, en este caso específico, de almacenamiento de C.

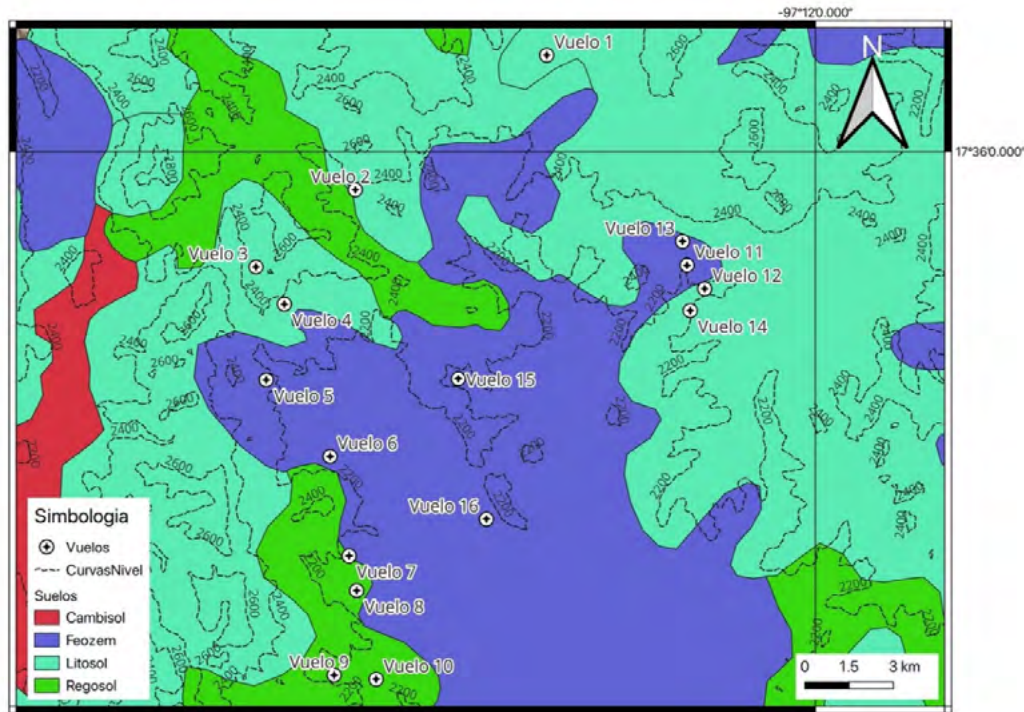


Figura 3. Altitud y tipos de suelos en los 16 vuelos realizados.

## Conclusiones

Los sistemas agrícolas tradicionales denominados “lama-bordos” en la Mixteca Alta de Oaxaca representan un agrosistema con potencial de captura de C, debido a su ubicación en el territorio, así como la posibilidad de almacenar el suelo erosionado de la parte alta de un pasaje accidentado. El mayor almacenamiento es en los lama-bordos de la parte baja del territorio del Geoparque debido a que son más antiguos, con pretiles más altos y el tipo de suelo Feozem que tiene mayor contenido de C.

## Agradecimientos

Al proyecto PAPIIT IA300923 La distribución de la agrobiodiversidad y su relación con factores socioeconómicos y funciones ecosistémicas en la Mixteca Alta, Oaxaca. Al proyecto “Rediseño de agrosistemas, investigación y desarrollo tecnológico participativo” del Departamento de Producción Agrícola y Animal de la UAM-X.

## Literatura Citada

- Bremner, J. M. 1965. Nitrogen availability indexes. *In*: C. A. Black *et al.* (ed). Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Madison, Wisconsin. 1324-1345p.
- Bocco, G., B. Castillo-Solís, Q. Orozco-Ramírez y A. Ortega-Iturriaga. 2019. La agricultura en terrazas en la adaptación a la variabilidad climática en la Mixteca Alta, Oaxaca, México. *Journal of Latin American Geography* 18: 1–28.
- Lal, R. 2021. Soil management for carbon sequestration. *South African Journal of Plant and Soil* DOI: 10.1080/02571862.2021.1891474
- Leigh, D. S, S. A. Kowalewski. and G. Holdridge. 2013. 3400 years of agricultural engineering in Mesoamerica: lama-bordos of the Mixteca Alta, Oaxaca, México. *Journal of Archaeological Science* 40: 4107-4111.
- Liu, D., X. Guo and B. Xiao. 2019. What causes growth of global greenhouse gas emissions? Evidence from 40 countries. *Science of The Total Environment* Volume 661: 750-766.
- Mendelsohn, R. 2009. The impact of climate change on agriculture in developing countries. *J. Nat. Res. Policy Res.* 1: 5–19.
- Monreal, C. M., J. D. Etchevers, M. Acosta, C. Hidalgo, J. Padilla, R. M. López, L. Jiménez, and A. Velázquez. 2005. A method for measuring above- and below-ground C stocks in hillside landscapes. *Can. J. Soil Sci.* 85: 523-530.
- Orozco-Ramírez, Q. y G. Bocco. 2021. Los paisajes agrícolas en el Geoparque Mundial UNESCO Mixteca Alta, Oaxaca, México. *Revista de Geografía Agrícola* 66.
- OSGeo (QGIS3.30.1-1). 2023. Sistema de Información Geográfica (SIG) de código abierto. General Public License. Open Source Geospatial Foundation. . (Consulta: septiembre 08, 2023),
- Orozco-Ramírez, Q. G. Bocco and B. Solís-Castillo. 2020. Cajete maize in the Mixteca Alta region of Oaxaca, Mexico: adaptation, transformation, and permanence. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 44: 1162-1184
- Santiago-Mejía, B. E., M. R. Martínez-Menez, E. Rubio-Granados, H. Vaquera-Huerta y J. Sánchez-Escudero. 2018. Variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas del suelo en un sistema lama-bordo en la mixteca alta de Oaxaca, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 15: 275-288.
- Shukla P.R., J. Skea, R. Slade, R. Van Diemen, E. Haughey, J. Malley, M. Pathak and J. Portugal-Pereira J. 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. IPCC.



## 6.7. Niveles de sustentabilidad de Sistemas Agroforestales de cacao en comunidades del estado de Tabasco, México.

Sánchez-Hernández Rufo<sup>1,\*</sup>; Estrada-Botello Maximiano A.<sup>1</sup>; Sánchez-Hernández Esperanza<sup>2</sup>; Salvador-Morales Pedro<sup>3</sup> y Ramos-Reyes Rodimiro<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Universidad Juárez Autónoma de Tabasco/División Académica de Ciencias Agropecuarias. Carretera Villahermosa -Teapa Kilómetro 25+2 Ranchería la Huasteca 2da sección, 86298 Centro, Tabasco C.P. 86298

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Chiapas. Facultad de Ciencias Agrícolas. Campus IV, Huehuetán. Entronque Carretera Costera y Pueblo de Huehuetán, Huehuetán, Chiapas. C.P. 30660

<sup>3</sup> Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Chiná (IT Chiná). Calle 11 S/N entre 22 Y 28, Chiná, Campeche. C.P. 24520, México.

<sup>4</sup> El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Villahermosa. Carretera a Reforma Km. 15.5 s/n Ra, Guineo 2da. Sección, Municipio del Centro, Tabasco, C.P. 86280.

\*Autor para correspondencia: rufo.sanchez@ujat.mx

### Resumen

El cultivo de cacao es un sistema agroforestal de gran arraigo en la cultura de los tabasqueños; además, juega un papel importante en la economía y conservación del medio ambiente. Sin embargo, actualmente este sistema agroforestal enfrenta una serie de problemas, que afectan sus niveles de sustentabilidad. Por ello, el objetivo de la investigación es realizar una evaluación para determinar el nivel de sustentabilidad del cultivo de cacao en comunidades de Tabasco, a través de la metodología para la Evaluación de la Sostenibilidad para la Agricultura y la Alimentación (SAFA). Los resultados indican que la actividad se desarrolla con niveles de sustentabilidad apenas aceptables en todas sus dimensiones, aunque la integridad ambiental es ligeramente superior sobre las dimensiones de buena gobernanza, bienestar social y resiliencia económica, se podrían considerar la totalidad de las dimensiones que son de bajo nivel, lo que hace de esta población de productores altamente vulnerables económicamente, además de carentes de derechos y con bajos niveles de vida digna. Los productores reconocen estas condiciones de la actividad, y como respuesta han propuesto enfrentar los problemas, sobre todo de los bajos precios que impone el mercado internacional y la falta de ética del corporativismo, a través de la recuperación de esquemas de organización, en donde haya una mayor equidad, democracia y estado de derecho, así como mejorar las condiciones de mercado, a partir de una mayor capacidad de transformación de la materia prima, para dar valor agregado a la producción.

**Palabras clave:** SAFA, sostenibilidad, agroforestería, *Theobroma cacao L.*, agricultura tropical.

### Abstract

The cultivation of cocoa is an agroforestry system with a great tradition in the culture of the Tabasco people, in addition to playing an important role in the economy and environmental conservation. However, currently, this agroforestry system faces a series of problems that affect its sustainability levels. Therefore, the research aims to carry out an evaluation to determine the level of sustainability of cocoa cultivation in communities of Tabasco, through the methodology for the Sustainability Assessment for Agriculture and Food (SAFA). The results indicate that the activity is carried out with barely acceptable levels of sustainability in all its dimensions; although environmental integrity is slightly higher than the dimensions of good governance, social well-being and economic resilience, all dimensions are of low level, which makes this population of producers highly economically vulnerable, in addition to lacking rights and with low levels of decent living. The producers recognize these conditions of the activity, and in response, they have proposed to confront the problems, especially the low prices imposed by the

international market and the lack of ethics of corporatism, through the recovery of organizational schemes, where there is more significant equity, democracy and the rule of law, as well as improving market conditions, based on a greater capacity to transform raw materials to give added value to production.

**Key words:** *SAFA; sustainability; agroforestry; Theobroma cacao L.; tropical agriculture.*

## Introducción

El cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) ha acompañado a las poblaciones mesoamericanas desde épocas muy antiguas, en particular para los mayas y otras culturas ancestrales establecidas en la parte sur y sureste de México, esta planta tuvo un gran significado, fue alimento exclusivo para las altas clases sociales de la época, además de que fue utilizado como moneda de cambio (Mendoza-López *et al.*, 2011). De ahí que este cultivo tenga un gran arraigo entre las poblaciones del sur-sureste de México hasta nuestros días, en particular en el estado de Tabasco, el cual es el principal productor de cacao a nivel nacional, en donde se cultivan un total de 40, 923 ha en los municipios de Cárdenas, Comalcalco y Cunduacán (SIAP, 2021), con un aporte a la producción nacional del 73% (De la Cruz-Landero *et al.*, 2015). Sin duda alguna, la importancia del sistema agroforestal de cacao (SAFC) trastoca la economía de la entidad, sin embargo, su trascendencia va más allá. Los SAFC juegan un papel muy importante en la conservación del medio ambiente, en específico, mantienen una cubierta arbórea formada por árboles de cacao y de sombra, cubierta que es escasa en la actualidad, debido a fuertes procesos de cambio de uso de suelo, que ha experimentado la región en las últimas décadas, sobre todo impulsado por programas gubernamentales de desarrollo que han ido incrementado la frontera agrícola (Salvador-Morales *et al.*, 2019).

El SAFC representa el ingreso económico para una gran cantidad de pequeños productores que han practicado este cultivo desde hace cientos de años; desde el punto de vista ambiental este agroecosistema funciona como un almacén de carbono, significa el único refugio para una gran cantidad de especies de flora, fauna y microorganismos, además de que contribuyen a la protección del suelo contra la erosión, y facilitan la recarga del acuífero, entre otras funciones muy importantes (Casanova-Lugo *et al.*, 2016). Sin embargo, durante las últimas décadas, el cultivo de cacao ha sido presionado por factores de carácter legal, comercial, medio ambientales, fitosanitarios, entre otros, que ponen en riesgo su cultivo de manera sustentable.

De acuerdo con Zarta (2018), la sustentabilidad es un término emergente que data desde los años sesenta, como una respuesta a la preocupación generada por el creciente deterioro ambiental, sin embargo, señala que este término se puede considerar como aun en construcción, y en un sentido amplio, la sustentabilidad puede concebirse como la producción de bienes y servicios, para satisfacer las necesidades humanas, garantizándoles una mejor calidad de vida a la población en general, con tecnologías limpias en armonía con la naturaleza, en donde el ciudadano, participe de las decisiones del proceso de desarrollo, fortaleciendo las condiciones del medio ambiente y haciendo un aprovechamiento racional de los recursos naturales, que permitan su regeneración y el crecimiento natural.

En este contexto, en 2013 la Organización Mundial para la Agricultura y la Alimentación (FAO) creó el marco de referencia de Evaluación de la Sostenibilidad para la Agricultura y la Alimentación, conocido como SAFA, este se constituyó como un documento internacional de referencia, para definir los elementos de sostenibilidad y un marco de evaluación entre las sinergias de las dimensiones que integran la sustentabilidad. Dicha metodología define a un sistema alimentario y agrícola como sostenible cuando se asegura la integridad ambiental, la resiliencia económica, el bienestar social y la buena gobernanza (FAO, 2013).

Aun cuando el cultivo de cacao enfrenta un panorama adverso, es un sistema agroalimentario muy importante desde las diferentes dimensiones de la sustentabilidad, por lo que el objetivo del presente

trabajo es realizar una evaluación del nivel de sustentabilidad del SAFC a través del uso del marco de referencia de la metodología SAFA, en comunidades de la región de la Chontalpa en Tabasco, México.

## **Materiales y Métodos**

### *Ubicación*

La investigación se realizó en cinco comunidades pertenecientes a los municipios de Comalcalco y Cunduacán, dos de los principales productores de cacao en Tabasco. Ambos municipios pertenecen a la denominada región de la Chontalpa. Las comunidades son las siguientes: Ejido Mantilla (18.047 N; -93.310 O), ranchería Francisco I. Madero Primera Sección (18.251 N; -93.350 O); ranchería Norte Segunda Sección (18.312 N, -93.199 O); ranchería Arena Segunda Sección (18.176 N, -93.398 O) y ranchería Oriente Cuarta Sección (18.213 N, -93.236 O).

### *Descripción del medio físico*

El clima predominante de la subregión es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, precipitación media anual de 2500 mm y una temperatura media anual de 26 °C (Pérez-Sosa y Granados-Ramírez, 2020).

Según Francisco-Santiago *et al.* (2023) los suelos de esta región productora de cacao corresponden a los grupos Vertisol, Cambisol y Fluvisol, los cuales se consideran como aptos para el cultivo por ser de origen aluvial, profundos, ricos en MO, con niveles adecuados en sus propiedades químicas, y con texturas de medias a finas.

### *Descripción de la metodología SAFA*

Se basa en cuatro dimensiones: 1) Buena Gobernanza, 2) Integridad Ambiental, 3) Resiliencia Económica y 4) Bienestar Social. Para instrumentar la metodología se aplica una entrevista a los productores, las preguntas reflejan 21 temas evaluados a nivel de finca: Ética corporativa, Responsabilidad, Participación, Estado de derecho, Gestión holística, Atmósfera, Agua, Tierra, Biodiversidad, Materiales y energía, Bienestar de los animales, Inversión, Vulnerabilidad, Calidad de información del producto, Economía local, Medio de vida digno, Prácticas comerciales justas, Derecho laborales, Equidad, Seguridad y salud humana, Diversidad cultural.

### *Levantamiento de encuestas*

El cuestionario se dirigió a una población de 102 productores de cacao, de los cuales el 66 % fueron hombres y el 34 % restante fueron mujeres. Este total se agrupó en cinco grupos focales distribuidos de la siguiente manera: Ejido Mantilla (n=16), ranchería Francisco I. Madero Primera Sección (n=48); ranchería Norte Segunda Sección (n=11); ranchería Arena Segunda Sección (n=11) y ranchería Oriente Cuarta Sección (n=16). El cuestionario fue levantado por un encuestador, el cual explicó la pregunta para adecuar la terminología de la encuesta a un lenguaje coloquial de fácil comprensión para los productores. Las respuestas fueron vertidas a través de equipos de entre 8-10 personas, dando un espacio de tiempo para que el equipo analizara la pregunta y discutiera sobre la respuesta.

### *Procesamiento de datos*

Las respuestas se codifican en niveles que van desde 0= Irrelevante, 1 = Inaceptable, 2 = Limitado, hasta 3 = Bueno. Los resultados se procesan mediante histogramas de frecuencias y promedian, los

promedios de cada pregunta se trasladan a una gráfica radial y se clasifican en los umbrales zonificados antes mencionados. Al final se obtiene un promedio de los 21 indicadores para obtener un nivel de sustentabilidad general a nivel del sistema agroforestal de cacao.

## Resultados y Discusión.

De acuerdo a la ponderación general del marco de referencia de SAFA, el nivel de sustentabilidad del SAFC es de 1.7, en particular es de 2.1 para la dimensión de integridad ambiental, 1.5 de resiliencia económica, 1.4 de bienestar social y 1.6 para buena gobernanza (Figura 1). Aunque los aspectos ambientales y de manejo agronómico han representado un reto importante para los productores, sobre todo desde la aparición de la moniliasis, principal problema fitosanitario, la dimensión de integridad ambiental es la que aparece en un nivel ligeramente más alto, sin que llegue a presentar niveles buenos, apenas logra superar los niveles de aceptables. Esto en buena medida obedece a aspectos de degradación ambiental que han disminuido la calidad de la atmósfera, suelo y agua, lo que ha representado deforestación y pérdida de biodiversidad. Algunas investigaciones han reportado que los suelos cultivados con cacao requieren suministros de nutrientes ante la pérdida de los mismos (Francisco-Santiago *et al.*, 2023), lo que se torna aún más complejo con los estragos ocasionados por problemas fitosanitarios como la moniliasis, lo que a derivado en que los productores tomen la decisión de hacer un cambio de uso de suelo, generalmente para integrar cultivos o pastizales, agravando aún más la degradación de suelo (Salvador-Morales *et al.* 2017).

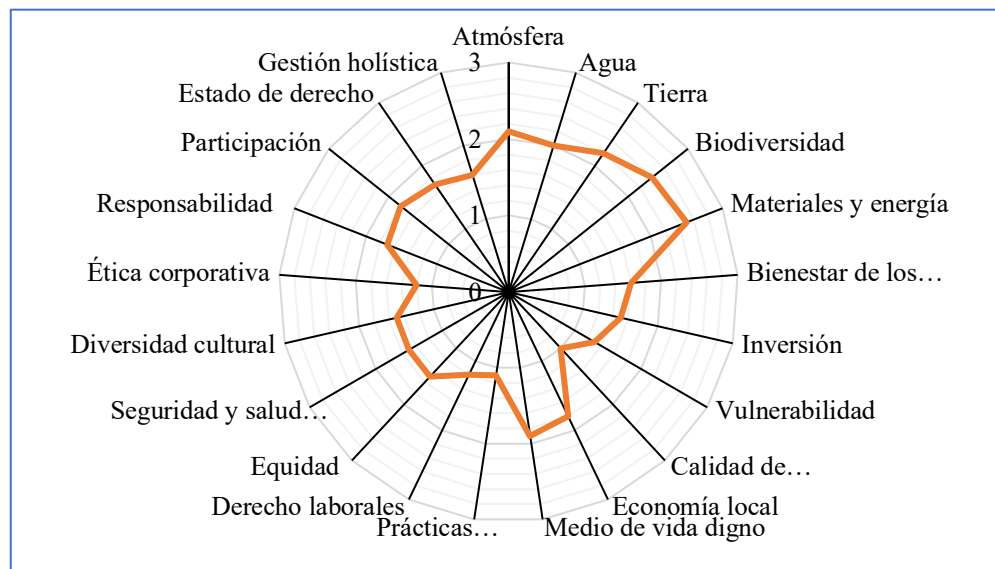


Figura 1. Estimación del nivel de sustentabilidad de los sistemas agroforestales de cacao en cinco comunidades de productores en la región de la Chontalpa en Tabasco.

La combinación de baja producción por la creciente degradación del agroecosistema, con los bajos precios que se registran en la zona, sobre todo por los altibajos de precios en el mercado internacional, han ocasionado una importante pérdida en la capacidad de inversión, que se suma a una baja en el consumo *per cápita* de cacao en el mercado local, así como un reducido nivel de transformación para darle valor agregado a la producción, hacen de la población de productores de cacao sumamente vulnerable, que se refleja en un bajo nivel de vida digno, que además vulnera derechos básicos como la salud y derechos laborales.

Otro aspecto importante a considerar, es el bajo nivel de gobernanza que se registra, la cual se ve reflejada en una pobre capacidad de organización, problemas severos de corrupción, falta de ética corporativa, falta de democracia en el sector, lo que redundo en la poca posibilidad de hacer frente a las



prácticas comerciales injustas, así como a la falta de estado de derecho, que suman a un severo problema de seguridad y salud.

Cabe señalar que el cultivo de cacao en la región de la Chontalpa también está siendo afectado por un distanciamiento de los jóvenes de esta actividad, por lo que es notorio un pobre relevo generacional, así como una incipiente participación de mujeres de diversidad cultural.

## Conclusiones

El sector de productores de cacao en comunidades de la Chontalpa en Tabasco presenta niveles de sustentabilidad apenas aceptables. En las dimensiones de buena gobernanza, bienestar social y resiliencia económica están en niveles menores a dos que los ubican por debajo de niveles aceptables, y solamente la dimensión de integridad ambiental es ligeramente superior a dicho nivel, que la ubican entre los niveles aceptable y bueno.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de UK PACT México, Green Climate Fund (GCF), Pronatura México, Secretaría de bienestar, sustentabilidad y cambio climático de Tabasco, por el apoyo otorgado para la realización de esta investigación.

## Literatura citada.

- Casanova-Lugo, F., L. Ramírez-Avilés, D. Parsons, A. Caamal-Maldonado, A. T. Piñeiro-Vázquez, and V. Díaz-Echeverría. 2016. Environmental services from tropical agroforestry systems. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 269-284. doi: 10.5154/r.rchscfa.2015.06.029
- De la Cruz-Landero, E., V. Córdova-Avalos, E. García-López, A. Bucio-Galindo, and J. L. Jaramillo-Villanueva. 2015. Manejo agronómico y caracterización socioeconómica del cacao en Comalcalco, Tabasco. *Foresta Veracruzana*, 17(1): 33-40.
- Francisco-Santiago, S. P., D. J. Palma-López, R. Sánchez-Hernández, J. J. Obrador-Olán y P. García-Alamilla, 2023. Fertilidad edáfica y nutrición en el cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) en tres suelos de Tabasco, México. *Terra Latinoamericana*, 41: 1-18. doi: e1116. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.111>
- Mendoza-López, A., R.A. Gallardo-Méndez, C.H. Avendaño-Arrazate. 2011. El mundo del cacao (*Theobroma cacao* L.) kawa (Maya) cacahuatl (Náhuatl). *Agroproductividad* 4:20-26.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura [FAO]. 2013. SAFA Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems Indicators. <http://www.fao.org/3/ai4113e.pdf>
- Pérez-Sosa, E. y G. R. Granados-Ramírez. 2020. Posibles efectos del cambio climático en la región productora de cacao en Tabasco, México. Tlalli. *Revista de Investigación en Geografía*, 3, 39-67. <https://doi.org/10.22201/ffyl.26832275e.2020.3.1069>
- Salvador-Morales, P., L.C. Cámara-Cabrales, J.L. Martínez-Sánchez, R. Sánchez-Hernández y E. Valdés-Velarde. 2019. Diversidad, estructura y carbono de la vegetación arbórea en sistemas agroforestales de cacao. *Madera y Bosques*, 25:1-14. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511638>
- Salvador-Morales, P., R. Sánchez Hernández, D. Sánchez Gómez, U. López Noverola, G. Alejo Santiago, E. Valdés Velarde and J.F. Gallardo Lancho. 2017. Evolution of soil organic carbon during a chronosequence of transformation from cacao (*Theobroma cacao* L.) plantation to grassland. *Acta Agronómica*, 66 (4): 525-530.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021). Sistema de información Agroalimentaria de Consulta. Consultado el 25 de mayo, 2021, desde: <https://www.gob.mx/siap/documentos/siaconng-161430>
- Zarta Ávila, P. 2018. La sustentabilidad o sostenibilidad: un concepto poderoso para la humanidad. *Tabula Rasa* 28: 409-423. doi: <https://doi.org/10.25058/20112742.n28.18>



## 6.8. Estimación de la huella de carbono de la cadena productiva de café orgánico bajo sombra

Villa-Herrera Adán<sup>1,\*</sup>; Salvador-Castillo José M.<sup>1</sup>; Ramírez-Armas Luz M.<sup>1</sup> y Bolaños-González Martín A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Hidrociencias, Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados, Carr. México-Texcoco km 36.5, Montecillo C.P. 56264. Texcoco, Estado de México, México.

\*Autor para correspondencia: adan123avh@hotmail.com

### Resumen

La producción de alimentos genera alrededor de un tercio de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI). En este escenario, la huella de carbono (HC) cuantifica las emisiones de GEI en las fases involucradas en la obtención de un producto alimenticio, ofreciendo una métrica estándar para evaluar su impacto ambiental. El objetivo de esta investigación fue estimar la HC de la cadena productiva de café orgánico cultivado por la cooperativa Comon Yaj Noptic SPR de RL, ubicada en La Concordia, Chiapas. Para ello se utilizó información obtenida mediante entrevistas y datos medidos durante la cosecha y procesamiento postcosecha. Además, se usaron los factores de emisión reportados en la Guía de Buenas Prácticas del Panel Intergubernamental de Cambio Climático en su refinamiento de 2019. Se encontró que las emisiones de GEI desde el manejo de la parcela hasta la obtención del café pergamino fue de 0.620 kg de CO<sub>2</sub>e, y desde éste al empaque del café molido fue de 0.415 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde producido. Así, los GEI emitidos en toda la cadena productiva fueron de 1.034 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde. En contraparte, se estimó que el sistema agroforestal capturó en promedio 20.486 kg CO<sub>2</sub>e, resultando en una HC de -19.452 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, demostrando que este sistema agroforestal captura más CO<sub>2</sub> del que emite. Los resultados muestran la sostenibilidad de estos sistemas agroforestales, y subrayan la necesidad de apoyar a los pequeños productores en su adopción y mantenimiento.

**Palabras clave:** *Coffea arabica*, sistemas agroforestales, gases de efecto invernadero.

### Abstract

Food production contributes nearly a third of all global greenhouse gas (GHG) emissions. In this context, the carbon footprint (CF) quantifies GHG emissions in the phases involved in obtaining a food product, offering a standard metric to evaluate its environmental impact. This research aimed to estimate the CF of the production chain of organic coffee grown by the cooperative Comon Yaj Noptic SPR de RL, located in La Concordia, Chiapas. Data were gathered from interviews and measurements during harvest and postharvest processing. In addition, it is supplemented by emission factors from the 2019 Good Practice Guide by the Intergovernmental Panel on Climate Change. GHG emissions, starting from plot cultivation to the parchment coffee stage, were quantified at 0.620 kg of CO<sub>2</sub>e, and from this stage to the ground coffee packaging, it amounted to 0.415 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> of green coffee. This brought the total GHG emissions of the entire production chain to 1.034 kg of CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> of green coffee. In contrast, it was estimated that the agroforestry system captured an average of 20,486 kg CO<sub>2</sub>e, leading to a net CF of -19.452 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> of green coffee. This underscores that the agroforestry system mitigates more CO<sub>2</sub> than it releases. The results demonstrate the sustainability of these agroforestry systems and highlight the need to support small producers in their adoption and maintenance.



**Key words:** *Coffea arabica*, *agroforestry systems*, *greenhouse gases*.

## Introducción

La caficultura en el estado de Chiapas, entidad reconocida por su rica tradición cafetalera, no solo brinda sustento económico a miles de productores, sino que también representa un modelo de prácticas agrícolas sostenibles. El cultivo convencional del café tiene consecuencias ambientales, como la pérdida de biodiversidad y la contaminación debido al uso de fertilizantes sintéticos (Escamilla, 2007); sin embargo, diferentes regiones de Chiapas han experimentado un giro hacia la producción orgánica bajo sombra. Esta transformación, favorecida por la creciente demanda mundial de productos sostenibles, se ve impulsada por sistemas agroforestales que no solo conservan la biodiversidad y mejoran la salud del suelo, sino que también contribuyen a mitigar los impactos del cambio climático (CMCC, 1994).

La problemática global del cambio climático debido al incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por actividades antropogénicas, enfatiza la necesidad urgente de comprender y minimizar nuestra huella de carbono (HC); la cual se define como la cantidad de emisiones de GEI a la atmósfera por parte de un individuo, organización, proceso, producto o evento dentro de un límite específico (Pandey *et al.*, 2011). En este contexto, la HC ofrece una representación tangible de las emisiones de GEI de un producto o proceso, desde simples emisiones de CO<sub>2</sub> hasta complejas mediciones de ciclo de vida (Schneider y Samaniego, 2010). En el sector agrícola, por ejemplo, se emiten GEI como el CO<sub>2</sub> por el uso de combustibles fósiles, el CH<sub>4</sub> de la oxidación anaeróbica de materia orgánica y el N<sub>2</sub>O por el uso de fertilizantes nitrogenados (FAO, 2017).

Este estudio tuvo como objetivo principal cuantificar la HC del café orgánico cultivado en sistemas agroforestales por la sociedad cooperativa Comon Yaj Noptic SPR de RL. Mediante este análisis, se generó información para ayudar a identificar estrategias para optimizar y reducir la HC de este modelo productivo, además de informar a consumidores y comercializadores sobre el impacto ambiental del café procedente de esta organización y del sistema de manejo.

## Materiales y Métodos

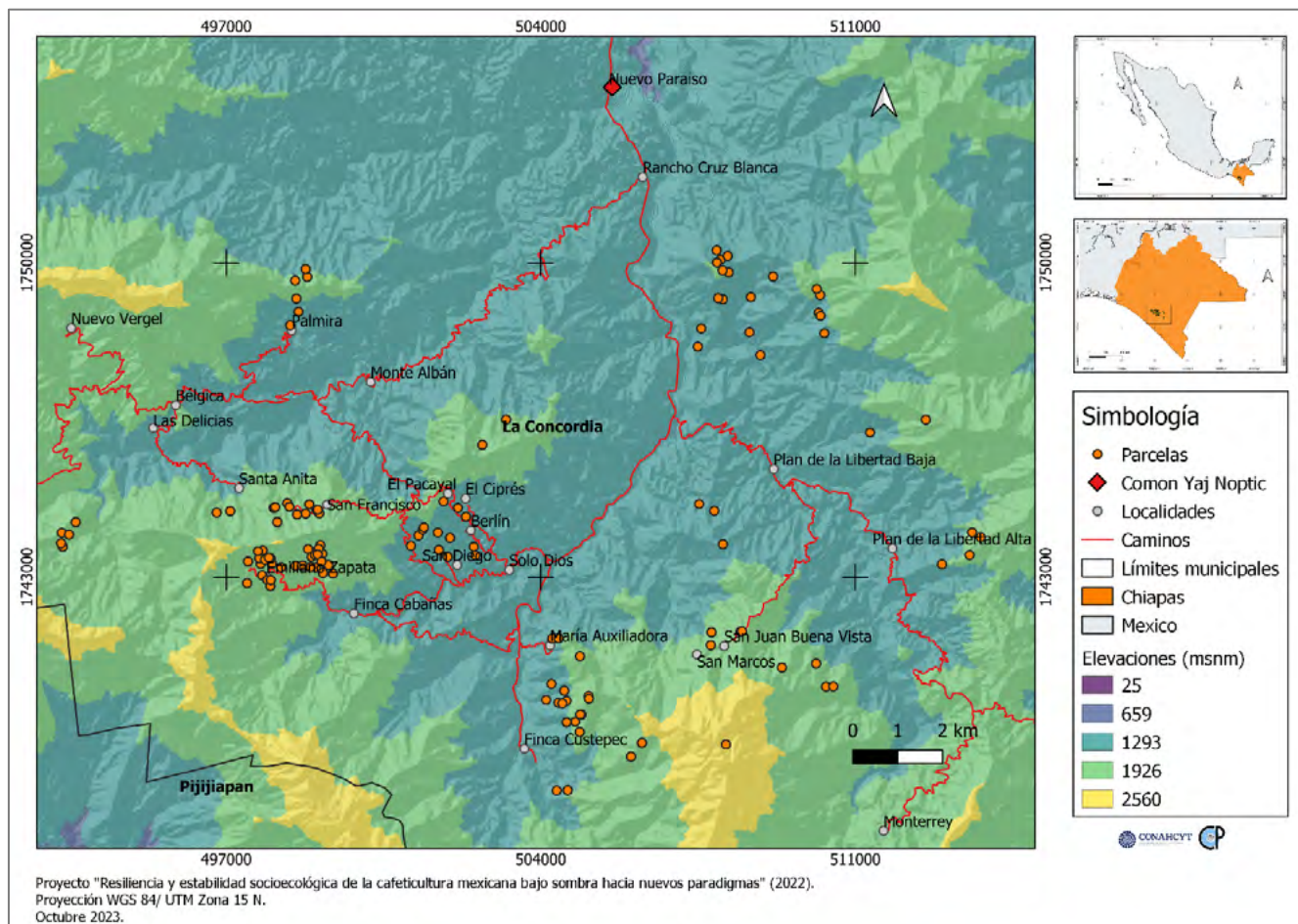
### *Área de estudio*

El estudio se centró en las parcelas de los productores que integran a la cooperativa de café orgánico Comon Yaj Noptic SPR de RL, con sede en la comunidad de Nuevo Paraíso, La Concordia, Chiapas. Esta se fundó el 19 de mayo de 1995 e integra a 141 productores de 13 comunidades (Figura 1), cuya proporción es de 31.9% mujeres y 68.1% hombres, los cuales cuentan con una superficie de 93.95 y 219.34 ha, respectivamente. De acuerdo con la estación climatológica más cercana a la zona de estudio, 00007037 Finca Cuxtepeques (SMN, 2023) ubicada a 15°43' 43" latitud norte N, 92°58'08" longitud oeste y altitud de 1550 m, la temperatura promedio de la zona es de 22.4 °C y la precipitación media anual de 2151.3 mm.

### *Recopilación de datos*

La etapa de reconocimiento de las unidades de producción y primera fase de recolección de datos se efectuó entre los meses de julio a octubre de 2022. Después, en febrero de 2023, durante la temporada de cosecha, se realizó un nuevo recorrido de campo para recopilar evidencias sobre el ciclo productivo del café (prácticas de cultivo, transporte y procesamiento). Para ello se realizaron entrevistas detalladas con productores de las 13 comunidades (Figura 1) y se analizaron fichas técnicas que describen el manejo específico de cada parcela de café. Al concluir el proceso de recopilación de información, se construyó una base de datos que consolidó la información de los 141 productores con 161 parcelas bajo su manejo.

Posteriormente se homogeneizó la información recopilada transformando a valores de rendimiento en kg de café verde por hectárea ( $\text{kg ha}^{-1}$ ). Por lo cual, en la fase de campo se determinaron los kg de café cereza necesarios para obtener un quintal de café pergamino (270 kg de cereza para obtener 57.5 kg de café pergamino), así como la cantidad de café pergamino para generar un kg de café verde (1.282 kg de pergamino para obtener un kg de semilla verde).



**Figura 1.** Ubicación de las parcelas de los productores de la cooperativa de café orgánico Comon Yaj Noptic en el municipio de La Concordia, Chiapas.

### *Cálculo de la huella de carbono*

Para el ciclo productivo 2022-2023, se consideró la HC desde la fase primaria de manejo de parcelas, pasando por el beneficio húmedo, hasta el empaclado del café molido. Durante estas etapas, se estimaron las emisiones de GEI originadas por la aplicación de insumos, el uso de combustibles para el transporte, los procesos de despulpado y beneficiado del café utilizando diferentes factores de emisión para calcular las emisiones de  $\text{CO}_2\text{e}$ . Como resultado, se obtuvo el valor de la HC en  $\text{kg de CO}_2\text{e kg}^{-1}$  de café verde producido.

### *Estimación de carbono almacenado por el sistema agroforestal*

La cantidad de carbono que los sistemas agroforestales capturan anualmente de la atmósfera, mediante su proceso de fotosíntesis, se estimó usando el perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del Panel Intergubernamental de Cambio Climático de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto

invernadero (IPCC, 2019). Por la forma en que se manejó la información recopilada la cantidad de carbono capturada también se estimó en kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde.

### Análisis de datos

La información se gestionó mediante hojas de cálculo de Excel® y, en seguida, se calcularon las estadísticas descriptivas y se elaboraron gráficas de cajas con el *software* R (versión 4.3.1) y su interfaz R-studio (versión 2023.6.0.421, R Core Team, 2023). Se determinaron las emisiones totales de GEI y se contrastaron con la cantidad de carbono que el sistema agroforestal puede capturar. Esta comparación proporcionó una evaluación de la HC neta del proceso de producción de café orgánico en la zona de estudio.

## Resultados y discusión

Al evaluar algunas de las variables asociadas a los sistemas de producción de café (Cuadro 1), es evidente que existe variabilidad en las distintas mediciones registradas, lo que proporciona una visión amplia de las condiciones en los sistemas de producción de café. La superficie de las parcelas fue desde las 0.50 hasta 6.00 ha. La altitud a la que se ubican las parcelas de café también mostró un amplio rango (1077 m), encontrándose que la producción de café se desarrolla en diversas condiciones altitudinales, lo que podría impactar la calidad y características del grano.

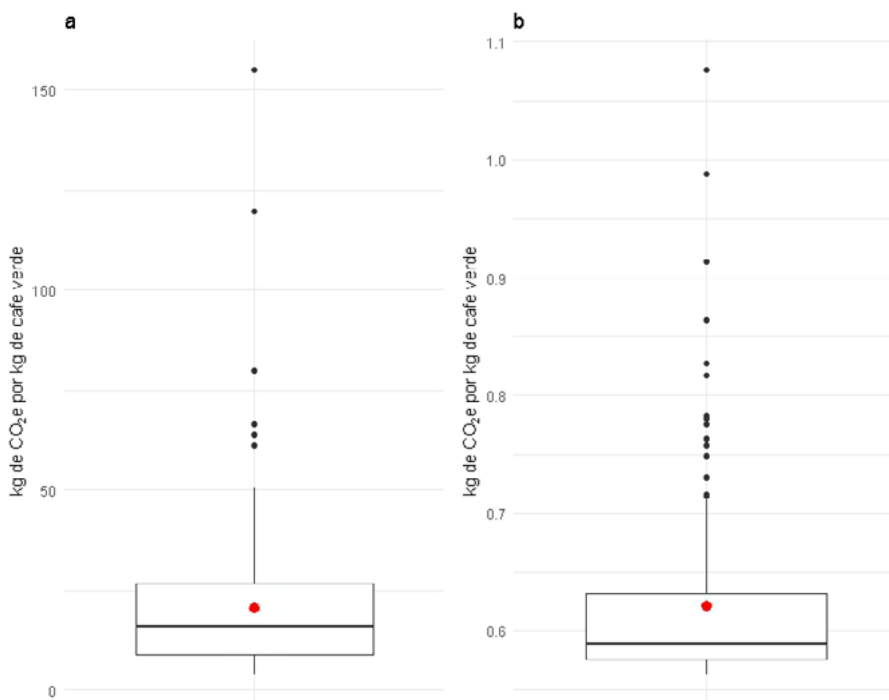
**Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de algunas variables analizadas para estimar la huella de carbono.**

Variables	Unidades	Mínimo	Máxima	Mediana	Media	Desviación estándar	Coefficiente de variación
Superficie	ha	0.50	6.00	1.50	1.95	1.276	0.656
Altitud	m	769	1846	1429	1369.2	225.935	0.165
Densidad de siembra	Plantas ha <sup>-1</sup>	1050	18300	4133.3	4574.1	2454.860	0.537
Edad	Años	1.7	26.0	9.3	10.1	5.465	0.542
Especies de sombra	Cantidad	1	50	12	13.2	5.754	0.436
Rendimiento	qq ha <sup>-1</sup>	1	40	10.0	12.8	8.460	0.663
Distancia	km	12.43	32.50	22.04	21.96	5.915	0.269

La densidad de siembra presentó una notable variabilidad, lo que sugiere que existen diferentes prácticas agronómicas adoptadas por los productores. Además, las plantaciones de café tuvieron edades que fueron desde 1.7 hasta 26 años, por lo que existen tanto cultivos jóvenes como plantaciones viejas, lo que puede tener implicaciones en el rendimiento y la calidad del café. Asimismo, la cantidad de especies de árboles de sombra fluctuó desde 1 hasta 50, con una media de 12 especies presentes por parcela. Esto no sólo beneficia la biodiversidad, sino que también influyen en la cantidad de CO<sub>2</sub> capturado (Casanova-Lugo *et al.*, 2016) y en la prestación de otros servicios ecosistémicos de regulación, como el ajuste del clima, la erosión, fertilidad del suelo, control biológico de plagas y enfermedades, y humedad del suelo (Villarreyna *et al.*, 2020).

Por otro lado, el rendimiento osciló desde 1 hasta 40 qq ha<sup>-1</sup>. El coeficiente de variación de 0.663 refleja una alta variabilidad en el rendimiento, lo que podría deberse a diferencias en las edades de las plantaciones, las prácticas de manejo y las condiciones del suelo. Por último, la distancia varió desde 12.43 hasta 32.50 km, su coeficiente de variación de 0.269 indica una variabilidad moderada en las distancias desde las instalaciones de la cooperativa hasta las parcelas de café.

En las gráficas de cajas (Figura 2) se presentan los datos relacionados con el carbono en la producción de café. La cantidad de carbono capturada varió desde de 3.99 a 154.97 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde. Esta amplia variabilidad es evidenciada por un coeficiente de variación de 0.937. Además, se obtuvo una mediana de 15.98 y una media de 20.49 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, indicando que las parcelas analizadas tienen una buena capacidad de capturar carbono. En estudios realizados en Costa Rica, se encontró que la tasa de fijación de carbono en café bajo sombra en promedio fue de 7.6 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, con un rango entre 5.0 y 17.6 (Segura y Andrade, 2010). Por su parte, Porras *et al.* (2015) reportó en cafetales bajo sombra de Nicaragua una captura promedio de 1.83 CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, pero solo para la biomasa viva arbórea sobre el suelo. Los resultados encontrados en este estudio son reflejo en buena medida del porcentaje alto de sombra arbórea y los rendimientos de café bajos.



**Figura 2.** Cantidad de carbono capturado por el agroecosistema (a) y emisiones de GEI de la cadena productiva del café, desde el manejo de la plantación hasta la obtención del pergamino (b).

En cuanto a la HC desde el manejo de la plantación hasta la obtención del pergamino, los valores se encontraron en un rango de 0.560 a 1.080 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde. El coeficiente de variación de 0.127, indica que existe poca variabilidad en esta métrica en comparación con la captura de CO<sub>2</sub>. Además, la mediana (0.589) y la media (0.620) cercanas sugieren que la mayoría de los sistemas tienen un impacto ambiental similar en esta etapa de la producción.

El análisis detallado de la HC desde el manejo de la parcela hasta la obtención de café pergamino, mostró que el despulpado y las emisiones resultantes de los residuos representaron el mayor impacto, con un promedio de 0.561 kg de CO<sub>2</sub>e emitidos por cada kilogramo de café verde. Esta cifra es muy amplia en comparación con las otras etapas y resalta la importancia de considerar los residuos y abordar su tratamiento como un área clave para la reducción de emisiones. La gestión adecuada de los residuos y la exploración de tecnologías más sostenibles de despulpado podrían ser cruciales para disminuir esta cifra.

Por otro lado, la aplicación de PSD y el transporte de insumos también tienen contribuciones considerables, con 0.0271 y 0.0133 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, respectivamente. Aunque estos valores son menores en comparación con el despulpado, no deben ser subestimados. La optimización de rutas de



transporte, la elección de medios de transporte más eficientes y la revisión de las prácticas de aplicación de PSD podrían ser áreas de mejora.

En conjunto, la HC promedio desde el manejo de la parcela hasta la obtención del café pergamino se situó en 0.6204 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde. Si bien algunas etapas tienen un mayor impacto que otras, es fundamental abordar cada una de ellas con un enfoque holístico para alcanzar una producción más sostenible. En un estudio realizado en Honduras, la HC fue de 3.42 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> café verde, siendo la etapa de cultivo la de mayor relevancia con 1.74 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> café verde, en buena medida debido a la fertilización química, que resultó en emisiones de óxido nitroso elevadas, seguido de la etapa de procesado con 1.10 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> café oro (Albornoz, 2017).

De acuerdo con los datos recopilados, la HC del procesamiento en la cooperativa fue de 0.4145 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde. Analizando de forma individual cada actividad del procesamiento, el tostado utilizando gas LP contribuyó más a la HC, con 0.2863 kg de CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de café verde. Este valor fue superior a las otras actividades, destacando la relevancia de considerar alternativas más limpias o eficientes en términos energéticos para el proceso de tostado.

Por otro lado, actividades como el pesado con báscula y el empaclado con selladora fueron impactos mínimos, con 0.0006 y 0.0019 kg de CO<sub>2</sub>eq kg<sup>-1</sup> de café verde, respectivamente. Aunque estas contribuciones resultaron menores en comparación con el tostado, es esencial considerar cada etapa para obtener una imagen completa y comprensiva de la HC. Además, el embolsado, aunque no se consideró una actividad energéticamente intensiva como el tostado, presentó una HC de 0.0862 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, lo que podría indicar la necesidad de revisar los materiales utilizados o buscar opciones más sostenibles.

## Conclusiones

La huella de carbono emerge como una métrica esencial para evaluar el impacto ambiental de la producción de alimentos. En este caso, la cadena productiva del café orgánico bajo sombra cultivado por la cooperativa Comon Yaj Noptic SPR de RL presentó una emisión significativa en sus diferentes etapas, alcanzando un total de 1.034 kg de CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde producido.

A pesar de las emisiones asociadas a la producción de café, el sistema agroforestal implementado las compensa de manera notable, capturando en promedio 20.486 kg CO<sub>2</sub>e. Esto se traduce en una huella de carbono neta de -19.452 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> de café verde, una cifra que evidencia la capacidad del sistema agroforestal de revertir su huella de carbono.

Estos hallazgos refuerzan la idea de que estos sistemas agroforestales no solo son sostenibles desde una perspectiva medioambiental, sino que son altamente efectivos para la mitigación del cambio climático, al capturar más CO<sub>2</sub> del que emiten. En ese sentido, es esencial promover y apoyar a los pequeños productores en la adopción y mantenimiento de prácticas agroforestales, dada su eficacia comprobada en la reducción del impacto ambiental y en la contribución a un futuro más sostenible.

## Agradecimiento

A la cooperativa Comon Yaj Noptic SPR de RL, con sede en La Concordia, Chiapas, por su invaluable colaboración en este estudio. Extendemos un especial agradecimiento a todos y todas sus integrantes por su hospitalidad y generosidad, pero sobre todo por el trabajo que realizan día a día, demostrando que es posible producir de manera responsable y sostenible. Gracias por ser parte integral de esta investigación.

## Literatura citada

Albornoz O. A. C. 2017. Huella de carbono del café (*Coffea arabica*) en Empresa Asociativa Campesina Aruco en Copán, Honduras para el año 2016-2017. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras. 40 p.

- Casanova-Lugo, F., L. Ramírez-Avilés, D. Parsons, A. Caamal-Maldonado, A. T. Piñero-Vázquez and V. Díaz-Echeverría. 2016. Environmental services from tropical agroforestry systems. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 22:269-284. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.06.029>
- Convención Marco para el cambio climático (CMCC). 1994. Disponible en: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/convsp.pdf>
- Escamilla, E. 2007. Influencia de los factores ambientales, genéticos, agronómicos y sociales en la calidad del café orgánico en México. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados-M.F. Altamirano, Veracruz. 254 p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2017. Adoption of climate technologies in the agrifood sector. FAO Investment centre Roma. FAO/EBRD Cooperation. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i7022e/i7022e.pdf>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI). 49th session of the IPCC, 8 – 12 May 2019, Kyoto, Japan. Disponible en línea en: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Pandey, D., M. Agrawal and J. S. Pandey. 2011. Carbon footprint: current methods of estimation. *Environ Monit Assess* 178:135–160. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1678-y>
- Porras, I., A. Amrein y B. Vorley. 2015. Café y créditos de carbono para productores de pequeña escala: ¿Las finanzas de carbono pueden promover la producción más limpia de café en Nicaragua? *International Institute for Environment and Development*. <http://www.jstor.org/stable/resrep02679>
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Schneider, H. y J. Samaniego. 2010. La huella del carbono en la producción, distribución y consumo de bienes y servicios. LC/W.298. Copyright © Naciones Unidas. Todos los derechos reservados. Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile. 46 p.
- Segura, M. A., y H. J. Andrade. Huella de carbono en cadenas productivas de café (*Coffea Arabica* L.) con diferentes estándares de certificación en Costa Rica. *Luna Azul* 35: 60-77. Disponible en línea en: [http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1909-24742012000200005&script=sci\\_abstract&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S1909-24742012000200005&script=sci_abstract&tlng=es)
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Fecha de Consulta 20 de septiembre de 2023. Disponible en: <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=chis>
- Villarreyna, R., J. Avelino y R. Cerda. 2020. Adaptación basada en ecosistemas: efecto de los árboles de sombra sobre servicios ecosistémicos en cafetales. *Agronomía Mesoamericana* 31:499–516. <https://doi.org/10.15517/am.v31i2.37591>



## 6.9. Incremento del carbono lábil por obras de conservación en pastizales pastoreados del norte de México

Nava-Reyna Erika<sup>1,\*</sup>; Sigala-Rodríguez José A.<sup>2</sup>; Basave-Villalobos Erickson<sup>2</sup>; Constante-García Vicenta<sup>1</sup> y Marcial-Pablo Mariana de J.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Km. 6.5 Margen Derecha Canal de Sacramento, C.P. 35079, Gómez Palacio, Dgo., México.

<sup>2</sup> INIFAP, CIRNOC - Campo Experimental Valle del Guadiana, Carretera Durango-El Mezquital km 4.5, C.P. 34170, Durango, Dgo., México

\*Autor por correspondencia: nava.erika@inifap.gob.mx

### Resumen

Los ecosistemas de pastoreo son claves en la retroalimentación de C entre la atmósfera y el suelo, desempeñando un papel importante en la variabilidad interanual del ciclo de C, el cual depende principalmente de la intensidad del pastoreo. Para aminorar, prevenir o restaurar suelos erosionados por prácticas agropecuarias como el libre pastoreo, es necesaria la implementación de prácticas de conservación de agua y suelo. Por lo anterior, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar variaciones en el contenido de carbono lábil derivadas de obras de conservación de suelos por muros de piedra en suelos degradados por sobrepastoreo en el Ejido Lázaro Cárdenas (Garabitos), municipio de Durango, Durango, México. Se cuantificó la fracción lábil de carbono orgánico del suelo por su oxidabilidad con permanganato de potasio en suelos de un área conservada con exclusión de pastoreo y tres zonas aguas arriba en una obra de conservación de suelo por muros de piedra (parte alta, media y baja). Los resultados mostraron diferencias significativas entre los tratamientos, donde todas las zonas dentro de la obra de conservación de suelos presentaron mayor contenido de carbono lábil, en comparación con el área conservada, especialmente en las partes media y baja, demostrando la eficiencia para retener el C lábil en suelos con pastoreo intensivo.

**Palabras clave:** *Sobrepastoreo, suelos degradados, muros de piedra*

### Abstract

Grazing ecosystems play a key-role in the C feedback between the atmosphere and the soil, playing an important role in the interannual variability of the C cycle, which depends mainly on grazing intensity. To reduce, prevent or restore soils eroded by agricultural practices such as free grazing, the implementation of soil water conservation practices is necessary. Therefore, the objective of this research was to evaluate variations in the labile carbon content derived from soil conservation works by stone walls in soils degraded by overgrazing in Ejido Lázaro Cárdenas (Garabitos), municipality of Durango, Durango, Mexico, since 2011. Thus, the labile fraction of soil organic carbon was quantified by its oxidizability with potassium permanganate in soils from a conserved area, grazing-excluded, and three upstream areas in a soil conservation work using rock bunds (upper, middle and lower part). The results demonstrated a significant difference between the treatments, where all areas within the soil conservation practice presented a higher labile carbon content compared to the conserved area, especially in the middle and lower parts of the work, demonstrating its efficiency to retain labile C in intensively grazed soils.

**Keywords:** *Overgrazing, degraded soils, rock bunds*



## Introducción

El cambio del uso del suelo y los procesos de degradación del suelo derivados como la erosión, pérdida de nutrientes, salinización, entre otros, impactan fuertemente el ciclo global del carbono al disminuir el almacén del carbono orgánico del suelo (COS) e incrementar la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). Incluso, la pérdida del COS por el cambio de ecosistemas naturales a manejados puede ser de 20% o más dentro de los primeros 2-5 años (Lal, 2019). Las actividades antropogénicas son la principal fuente de degradación de suelo. En este sentido, los ecosistemas de pastoreo juegan un papel importante en la retroalimentación de C entre la atmósfera y el suelo, ya que representan 40% de la superficie terrestre libre de hielo, conteniendo un tercio del C total del suelo, por lo que estos ecosistemas conducen gran parte de la variabilidad interanual del ciclo global del C, dependiendo de la intensidad de pastoreo (Lal, 2002). Por un lado, el pastoreo tiene el potencial de servir como sumidero de C por la acumulación del COS bajo determinadas condiciones climáticas y edáficas por las excretas de los animales (Hewins et al., 2018). Sin embargo, los animales consumen directamente la biomasa aérea del ecosistema, modificando su composición y disminuyendo la posible fijación de CO<sub>2</sub> por la fotosíntesis y la rizodeposición en el suelo (Liu et al., 2022). Además, el pastoreo puede afectar la abundancia de leguminosas y, consecuentemente, la fijación de N en el suelo. Asimismo, la fermentación entérica de los rumiantes y sus excretas incrementan las emisiones de GEI y la lixiviación del C y N en el suelo. Igualmente, la disminución en la cobertura vegetal y hojarasca favorece la tasa de mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) por las fluctuaciones de la temperatura y humedad en el suelo, favoreciendo la desertificación. Así, el efecto del pastoreo sobre el almacenamiento de COS depende de diversos factores como la precipitación, el tipo de suelo, la biodiversidad de las plantas y la intensidad de pastoreo (Naidu et al., 2022). Con el fin de prevenir o restaurar el impacto del pastoreo en el suelo, se requieren prácticas de uso de suelo que favorezcan su sustentabilidad, incluidas las técnicas de conservación de agua y suelo.

Los cambios en el contenido de COS en pastizales son difíciles de detectar en el corto plazo. No obstante, el carbono lábil, es decir la fracción de C más fácilmente mineralizable y de rápido retorno, es un indicador útil y confiable de los cambios inducidos por el manejo en pastizales de pastoreo, ya que representa la fracción de COS más joven y, por lo tanto, es más sensible a disturbios y cambios en el manejo que el C orgánico total.

Por lo anterior, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar variaciones en el contenido de carbono lábil derivadas de obras de conservación de suelos por muros de piedra.

## Materiales y Métodos

### *Descripción del sitio de estudio*

El presente estudio se realizó en un área de agostadero del Ejido Lázaro Cárdenas (Garabitos), municipio de Durango, Durango, México. El sitio corresponde a una ladera con exposición sur y una pendiente del 15% a una altitud de 1,990 m. La vegetación predominante es matorral y pastizal con arbustos de clima semiseco templado con un promedio de precipitación anual de 475 mm y temperatura media anual de 17°C. En la composición de la vegetación destacan especies arbustivas como el huizache chino (*Acacia schaffneri*), el mezquite (*Prosopis laevigata*) y el nopal duraznillo (*Opuntia durangensis*), así como especies herbáceas y gramíneas. El suelo es muy somero (de menos de 25 cm) y pedregoso, el cual ha estado sometido a procesos de erosión hídrica debido a la reducción de la cobertura herbácea por el sobrepastoreo.

### *Toma y manejo de las muestras*

Debido a la elevada erosión en el sitio de estudio, en 2011 se realizaron obras de conservación del suelo que consistieron en muros de piedra acomodada de 30 cm de alto acordonados en curvas a nivel con un espaciamiento de 25 m entre muros. Para evaluar la efectividad del manejo para conservación de suelos, se tomaron muestras de suelo a diferente nivel aguas arriba de la obra (Cuadro 1). Además, se muestreo en un área contigua sin perturbación por sobrepastoreo y erosión aparente, como área de referencia.

**Cuadro 1. Descripción de las zonas de estudio**

Clave	Tratamiento	Descripción
Con	Pastizal conservado con exclusión de pastoreo	24°0'33'' N, 104°42'28'' O
MP-PA	Muros de piedra – Parte alta de la obra, justo después del muro previo	24°0'42'' N, 104°42'51'' O
MP-PM	Muros de piedra – Parte media entre muros de la obra	24°0'31'' N, 104°42'32'' O
MP-PB	Muros de piedra – Parte baja, en suelo retenido por la obra	24°0'31'' N, 104°42'46'' O

Se tomaron 3 muestras de suelo al azar de 0-20 cm de cada tratamiento en diferentes zonas de la obra (muros de piedra): parte alta, media y baja, para hacer una muestra compuesta del suelo por tratamiento. Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas por 2.0 mm para la evaluación del contenido de carbono lábil

#### *Cuantificación del carbono lábil*

Se empleó el método de Blair et al. (1995) basado en el grado de oxidación del C por permanganato de potasio, donde 2.5 g de muestra de suelo se mezclaron con 25 ml de  $\text{KMnO}_4$  0.333 M y se agitaron por 1 h a 12 rpm, para posteriormente centrifugar los tubos a 2,000 rpm durante 5 min. Posteriormente, una alícuota del sobrenadante fue diluido 1:1000 para leer en el espectrofotómetro (Multiskan Sky – Thermo Scientific) a 565 nm. Adicionalmente se leyó un blanco sin muestra y se realizó una curva de calibración. El cambio en la concentración de permanganato de potasio se empleó para estimar la cantidad de COS oxidado, asumiendo que 1 M  $\text{MnO}_4$  se consume para la oxidación de 9,000 g de carbono. Así, los resultados fueron expresados como  $\text{g C kg}^{-1}$  de suelo y la fracción lábil de C es la que fue oxidada por el permanganato.

#### *Análisis estadístico*

Los resultados fueron analizados empleando el programa IBM SPSS Statistics. La normalidad de los datos fue analizada con la prueba de Shapiro-Wilk al 95% de confianza, además de la prueba de homogeneidad de varianza. Dado que los datos cumplieron ambos supuestos, se realizó un análisis de ANOVA de una vía al 95% de confianza.

## **Resultados y Discusión**

Existió un impacto altamente significativo de los muros de piedra en la variabilidad del carbono lábil en el suelo ( $F = 81.769$ ,  $p = 0.000$ ), donde todas las zonas dentro de la obra de conservación de suelos presentaron un mayor contenido de carbono lábil en comparación al área conservada (Figura 1).

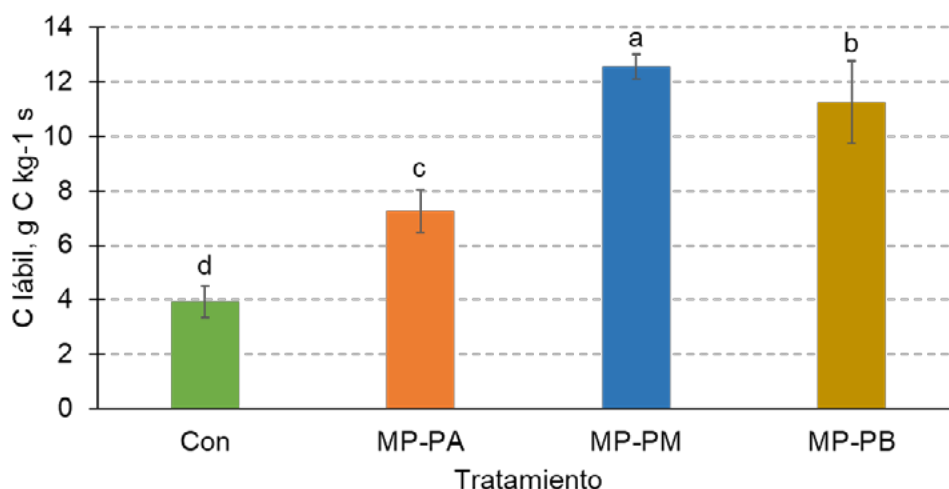


Figura 1. Fracciones de carbono lábil en suelos de pastizales conservados (Con) y a diferente nivel aguas arriba dentro de muros de piedra como obras de recuperación de suelos degradados por sobrepastoreo: en la parte alta (MP-PA), parte media (MP-PM) y parte baja (MP-PB) en el norte de México. Las barras seguidas por la misma letra para una fracción dada no son diferentes significativamente ( $P < 0.05$ ).

Se ha demostrado que la exclusión de pastoreo regularmente incrementa ciertas propiedades químicas del suelo, incluido el C oxidable por permanganato, debido principalmente a la acumulación de biomasa radicular y hojarasca, que es removida regularmente por los animales rumiantes (Sigcha et al., 2018). No obstante, los resultados de este estudio demostraron un mayor contenido de carbono lábil en la zona con pastoreo, probablemente derivado de las excretas de los rumiantes. Asimismo, se ha reportado que el pastoreo puede incrementar la fracción lábil de carbono por la activación de la actividad microbiana por las enzimas encontradas en la saliva y orina de los animales herbívoros, especialmente a temperaturas cálidas (Knorr et al., 2005; Rui et al., 2011). Además, de acuerdo con el estudio de Naidu et al. (2022), el mayor almacén de COS en zonas de exclusión que en zonas pastoreadas, puede influenciar negativamente su estabilidad, ya que el aporte del C fijado por la vegetación es una importante fuente de energía para la microbiota del suelo, favoreciendo la tasa de descomposición de la MOS y su liberación como GEI, desestabilizando la reserva de C en el suelo, un fenómeno limitado en el área degradada debido a la limitación de la cantidad de COS.

Por otro lado, los resultados demostraron la influencia que ha tenido la obra de muros de piedra en la dinámica de carbono del suelo, donde la mayor acumulación de carbono lábil se ha dado en la parte media y baja de la obra, posiblemente relacionado directamente a procesos de escurrimiento por la erosión hídrica. De acuerdo con Taye et al. (2013), los pastizales intensamente pastoreados suelen ser suelos compactados y con poca cobertura vegetal, lo que genera un mayor coeficiente de escorrentía que generó la migración de nutrientes a la parte baja de las obras de conservación de suelo (diques de piedra), lo cual coincide con los resultados de esta investigación.

## Conclusiones

La exclusión de pastoreo ha generado una disminución del contenido de carbono lábil en el suelo en el mediano plazo en comparación con zonas pastoreadas, aunque es necesaria la determinación del C orgánico total (COT) para el cálculo de la fracción no lábil, pudiendo ser la que se esté acumulando en mayor concentración. Adicionalmente, el uso de muros de piedra como técnica de conservación de suelos ha sido eficaz para la retención de C lábil en suelos con pastoreo intensivo.

## Agradecimientos



Este proyecto fue financiado por el fondo de Proyectos Fiscales del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias 2023-1 titulado “Recuperación de la funcionalidad de suelos degradados bajo diferentes estrategias en ecosistemas áridos y templados del norte de México”.

## Literatura Citada

- Blair, G. J., R. D Lefroy, and L. Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research* 46(7): 1459–1466. <https://doi.org/10.1071/AR9951459>
- Hewins, D. B., M. P. Lyseng, D. F. Schoderbek, M. Alexander, W. D. Willms, C. N. Carlyle, S. X. Chang, and E. W. Bork. 2018. Grazing and climate effects on soil organic carbon concentration and particle-size association in northern grasslands. *Scientific Reports* 2018 8(1): 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19785-1>
- Knorr, W., I. C. Prentice, J. I. House, and E. A. Holland. 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature* 433(7023): 298–301. <https://doi.org/10.1038/nature03226>
- Lal, R. 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* 116(3): 353–362. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00211-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00211-1)
- Lal, R. 2019. Accelerated Soil erosion as a source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Soil and Tillage Research*, 188: 35–40. <https://doi.org/10.1016/J.STILL.2018.02.001>
- Liu, J., F. Isbell, Q. Ma, Y. Chen, F. Xing, W. Sun, L. Wang, J. Li, Y. Wang, F. Hou, X. Xin, Z. Nan, N. Eisenhauer, and D. Wang. 2022. Overgrazing, not haying, decreases grassland topsoil organic carbon by decreasing plant species richness along an aridity gradient in Northern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 332: 107935. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2022.107935>
- Naidu, D. G. T., S. Roy, and S. Bagchi. 2022. Loss of grazing by large mammalian herbivores can destabilize the soil carbon pool. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(43): e2211317119. [https://doi.org/10.1073/PNAS.2211317119/SUPPL\\_FILE/PNAS.2211317119.SAPP.PDF](https://doi.org/10.1073/PNAS.2211317119/SUPPL_FILE/PNAS.2211317119.SAPP.PDF)
- Rui, Y., S. Wang, Z. Xu, Y. Wang, C. Chen, X. Zhou, X. Kang, S. Lu, Y. Hu, Q. Lin, and C. Luo. 2011. Warming and grazing affect soil labile carbon and nitrogen pools differently in an alpine meadow of the Qinghai-Tibet Plateau in China. *Journal of Soils and Sediments*, 11(6): 903–914. <https://doi.org/10.1007/S11368-011-0388-6/FIGURES/3>
- Sigcha, F., Y. Pallavicini, M. J. Camino, and C. Martínez-Ruiz. 2018. Effects of short-term grazing exclusion on vegetation and soil in early succession of a Subhumid Mediterranean reclaimed coal mine. *Plant and Soil*, 426(1–2): 197–209. <https://doi.org/10.1007/S11104-018-3629-2/FIGURES/2>
- Taye, G., J. Poesen, B. Van Wesemael, M. Vanmaercke, D. Teka, J. Deckers, T. Goosse, W. Maetens, J. Nyssen, V. Hallet, and N. Haregeweyn. 2013. Effects of land use, slope gradient, and soil and water conservation structures on runoff and soil loss in semi-arid Northern Ethiopia. *Physical Geography* 34(3) 236–259. <https://doi.org/10.1080/02723646.2013.832098>



