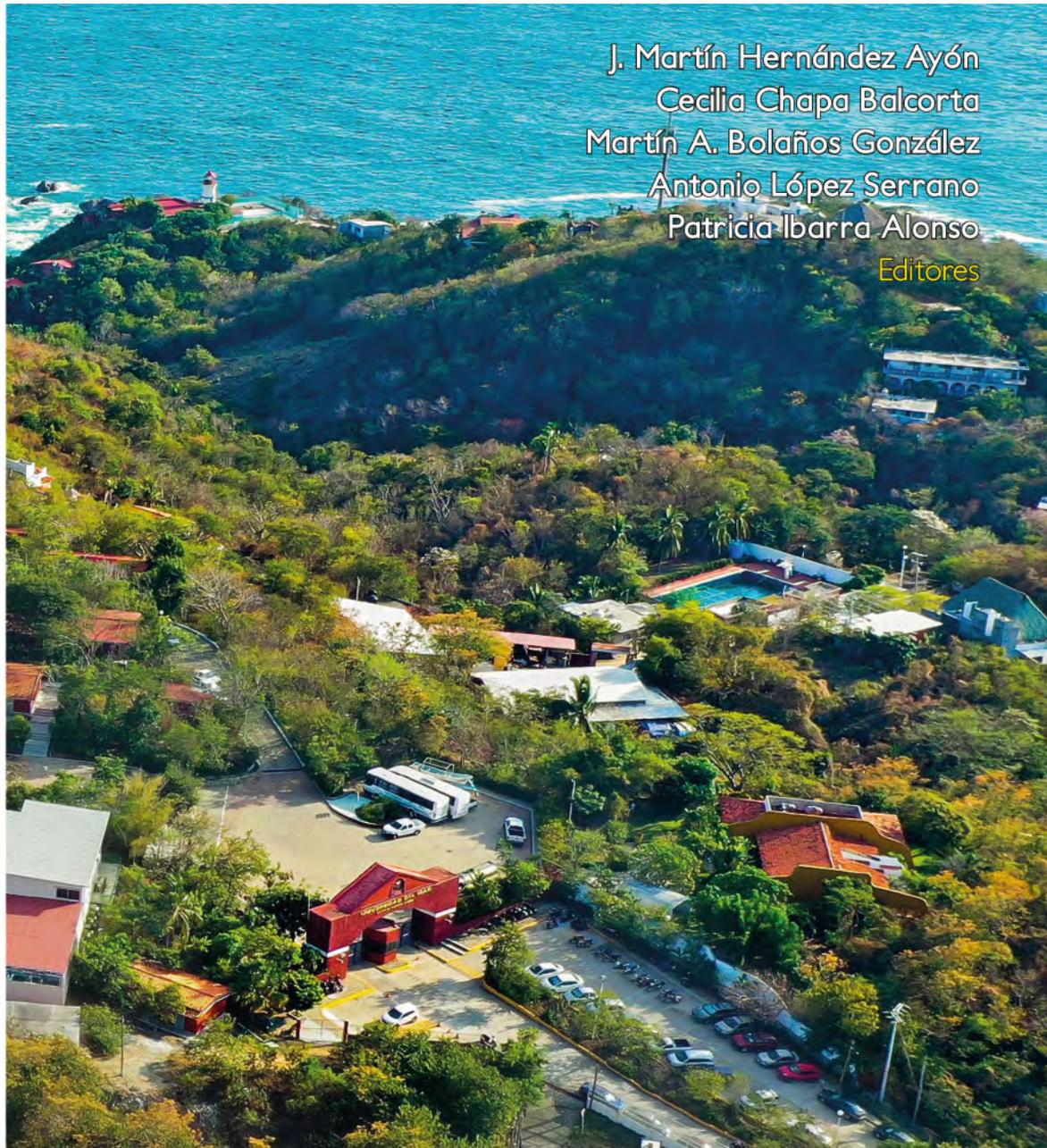
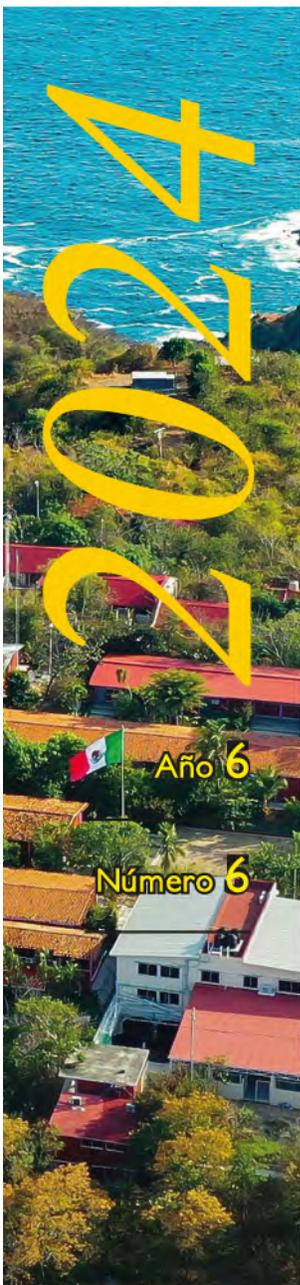




# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México. Síntesis a 2024

PROGRAMA MEXICANO DEL CARBONO



J. Martín Hernández Ayón  
Cecilia Chapa Balcorta  
Martín A. Bolaños González  
Antonio López Serrano  
Patricia Ibarra Alonso  
Editores







**Forma correcta de citar:**

Hernández Ayón J. M.; Chapa Balcorta C.; Bolaños González M. A.; López Serrano A.; e Ibarra Alonso P. (Editores). 2024. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2024. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad del Mar (UMAR). Texcoco, Estado de México, México. ISSN 2954-4882. 254 p.

Programa Mexicano del Carbono  
Calle Morelos No. 17  
Colonia San Simón, C.P. 56210, 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 6, No. 6, enero - diciembre de 2024. Es una publicación anual editada por el Programa Mexicano del Carbono, A.C., calle Morelos No. 17, Colonia San Simón, C.P. 56210, 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 Morelos No. 17, Colonia San Simón, C.P. 56210, Texcoco, Estado de México, México, fecha de última modificación, diciembre de 2024.

# Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2024

---

J. Martín Hernández Ayón, Cecilia Chapa Balcorta,  
Martín A. Bolaños González, Antonio López Serrano  
y Patricia Ibarra Alonso

---

EDITORES

Programa Mexicano del Carbono (PMC)

Universidad del Mar (UMAR)

Puerto Ángel, Oaxaca, México

Diciembre 2024

# Índice de Revisores

**DR. ANTONIO LÓPEZ SERRANO**

Instituto de Recursos  
Universidad del Mar

**DRA. CECILIA CHAPA BALCORTA**

Instituto de Recursos  
Universidad del Mar

**DR. ENRICO ARTURO YÉPEZ GONZÁLEZ**

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

**MTRA. JOSELINE BENÍTEZ LÓPEZ**

Responsable del Programa de Ingeniería en Ciencias Ambientales  
Instituto Tecnológico de Sonora

**DRA. MARÍA LUISA LEAL ACOSTA**

Instituto de Industrias  
Universidad del Mar

**DRA. MARÍA SUSANA ALVARADO BARRIENTOS**

Red de Ecología Funcional  
INECOL

# Índice de Revisores

**M. SC. RAGI ALFONSO GUERRA MENDOZA**

Instituto de Recursos

Universidad del Mar

**DR. C. ORIÓN NORZAGARAY LÓPEZ**

Instituto de Investigaciones Oceanológicas

Universidad Autónoma de Baja California

**DR. VLADISLAV CARNERO-BRAVO**

Instituto de Ecología

Universidad del Mar

**DR. MARTÍN A. BOLAÑOS GONZÁLEZ**

Posgrado en Hidrociencias

Colegio de Postgraduados



# Prólogo

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) se complace en presentar la **Síntesis Nacional del 2024**, una publicación que, representa el esfuerzo colectivo de destacados científicos nacionales e internacionales. Este documento busca impulsar la investigación y enriquecer el conocimiento sobre el ciclo del carbono y sus interacciones en México. En este marco, el XV Simposio Internacional del Carbono en México reunió 52 contribuciones en las principales áreas temáticas del Comité Científico: Atmósfera, Bioenergía, Dimension Social, Ecosistemas Acuáticos, Ecosistemas Costeros, Ecosistemas Marinos, Ecosistemas Terrestres y Sistemas Agropecuarios. Por quinto año consecutivo, y en el contexto de la recuperación gradual tras la pandemia, el evento se llevó a cabo de manera virtual bajo el auspicio del Programa Mexicano del Carbono y la Universidad del Mar, en Oaxaca, México.

El Simposio se centró en temas prioritarios para el estudio del carbono en México, como el análisis de almacenes y flujos de carbono en ecosistemas terrestres, acuáticos, costeros y marinos; la acidificación del océano y su impacto en ecosistemas marinos; la evaluación del carbono en sistemas agroforestales; el uso de tecnologías avanzadas como la covarianza de vórtices y algoritmos de aprendizaje automático para el monitoreo y modelación del ciclo del carbono; estrategias basadas en la naturaleza, tecnologías de captura de carbono y reducción de GEI; y la vulnerabilidad de ecosistemas ante el cambio climático. También se abordaron la participación comunitaria, políticas públicas para la restauración ecológica, el fortalecimiento de redes científicas como MexFlux y la colaboración internacional. Asimismo, se discutieron los avances en estudios de acidificación marina y los retos de la Red Latinoamericana de Acidificación del Océano. Finalmente, se destacó la contribución del PMC en la restauración y conservación de ecosistemas como estrategia para mitigar el cambio climático.

Los trabajos presentados, todos de alta calidad académica, fueron evaluados por la comunidad científica, generando intensas jornadas de discusión con un enfoque multidisciplinario e interinstitucional. Estas sesiones integraron conocimientos de diversas áreas relacionadas con el ciclo del carbono y sus interacciones. Sobresalió la participación activa de jóvenes científicos, quienes debatieron nuevos paradigmas y tecnologías para el estudio del ciclo del carbono, compartiendo el interés de avanzar en este campo. Este esfuerzo da continuidad a la labor iniciada hace más de quince años por sus mentores, centrada en diseñar modelos y estrategias adaptados a las necesidades y al contexto político, económico, social y ambiental de México. Cada investigación presentada refleja el compromiso de la comunidad científica para contribuir en mejorar las condiciones del país.

Se agradece profundamente el interés y entusiasmo demostrado por quienes participaron en este colectivo científico. Se espera que esta publicación sirva como un estímulo adicional para continuar avanzando en el logro de las metas relacionadas con este tema de vital importancia.

José Martín Hernández Ayón

**Coordinador General  
Programa Mexicano del Carbono**



# CONTENIDO

<b>CAPÍTULO 1</b>		
<b>ATMÓSFERA</b>		<b>15</b>
1.1	Predicción de CO <sub>2</sub> con aprendizaje automático para rellenar datos cuando existe baja velocidad de fricción	16
1.2	Evaluación del impacto económico y ambiental de la inserción del sector ganadero bovino del Valle de Tulancingo en el mercado de créditos de carbono	23
<b>CAPÍTULO 2</b>		
<b>BIOENERGÍA</b>		<b>31</b>
2.1	Uso de estufas ecológicas como alternativa para la reducción de emisiones de GEI en zonas rurales	32
<b>CAPÍTULO 3</b>		
<b>DIMENSIÓN SOCIAL</b>		<b>37</b>
3.1	Clarificar agua y fuente de alimento, una propuesta de servicios ecosistémicos del nopal para Argentina	38
3.2	Lechuguilla y servicios ecosistémicos, ejido Presa de San Antonio: El camino hacia el desarrollo sostenible	45
<b>CAPÍTULO 4</b>		
<b>ECOSISTEMAS ACUÁTICOS</b>		<b>51</b>
4.1	Materia orgánica disuelta cromofórica en lagos kársticos tropicales con diferente estado trófico	52
4.2	Biomasa fitoplanctónica en dos lagos tropicales de alta montaña	59
4.3	Carbono orgánico disuelto en dos lagos tropicales de alta montaña	67
4.4	Influencia de la profundidad y el estado trófico en el flujo de gases de efecto invernadero (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O) en lagos kársticos tropicales	74



## CAPÍTULO 5

# ECOSISTEMAS COSTEROS 81

- |     |   |     |
|-----|---|-----|
| 5.1 | Comportamiento biogeoquímico de una laguna costera restringida receptora de aguas residuales agrícolas y camaronícolas en la costa oriental del Golfo de California | 82  |
| 5.2 | Intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna Santa María y el Golfo de California  | 89  |
| 5.3 | Caída de hojarasca de los manglares del Área Natural Protegida Manglares de Nichupté, en el período 2010-2022   | 96  |
| 5.4 | Variabilidad temporal y espacial de los almacenes de carbono en praderas marinas del Caribe Mexicano  | 103 |
| 5.5 | Captura de carbono aéreo en manglares del noreste de la Península de Yucatán  | 110 |
| 5.6 | Flujos verticales de CO <sub>2</sub> en un manglar de cuenca dominados por la respiración del ecosistema  | 117 |
| 5.7 | Producción de biomasa bacteriana autótrofa y heterótrofa en columna de agua de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz  | 124 |
| 5.8 | Manglares frente al cambio climático: Potencial de mitigación de la conservación en Áreas Naturales Protegidas de la Península de Yucatán, México                   | 134 |

## CAPÍTULO 6

# ECOSISTEMAS MARINOS 141

- |     |   |     |
|-----|---|-----|
| 6.1 | Variabilidad superficial temporal de variables del sistema del CO <sub>2</sub> en la Bahía Todos Santos, Ensenada             | 142 |
| 6.2 | Cambios termohalinos estacionales en el pacífico mexicano   | 148 |
| 6.3 | Distribución vertical de dos variables del sistema de carbonatos en el Golfo de Tehuantepec, México durante un evento Tehuano | 154 |

## CAPÍTULO 7

# ECOSISTEMAS TERRESTRES 161

- |     |   |     |
|-----|---|-----|
| 7.1 | Deterioro y conservación de pastizales en Tepezalá, Aguascalientes: Un estudio sobre el almacenamiento de carbono | 162 |
|-----|---|-----|

7.2	Almacenamiento de carbono en un matorral xerófilo como mapa base para la conservación	169
7.3	Aportación de árboles exóticos en la captura de carbono en bosques urbanos de Xalapa, Veracruz	175
7.4	Carbono aéreo almacenado en una plantación forestal comercial de <i>Pinus pseudostrabus</i>	181
7.5	Modelo espacial para determinar zonas de peligro por incendios forestales en una microcuenca en Chiapas	187
7.6	Cuantificación de volumen, biomasa y contenido de carbono en <i>Pinus lawsonii</i> Roezl	194
7.7	Distribución tridimensional del carbono orgánico del suelo en la ladera oeste del volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, Centro de México	201
7.8	Dinámica de la expansión y contracción radial de leguminosas en un bosque tropical seco: un análisis eco-dendrológico	209
7.9	Cuantificación de carbono orgánico en suelos con sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México	218

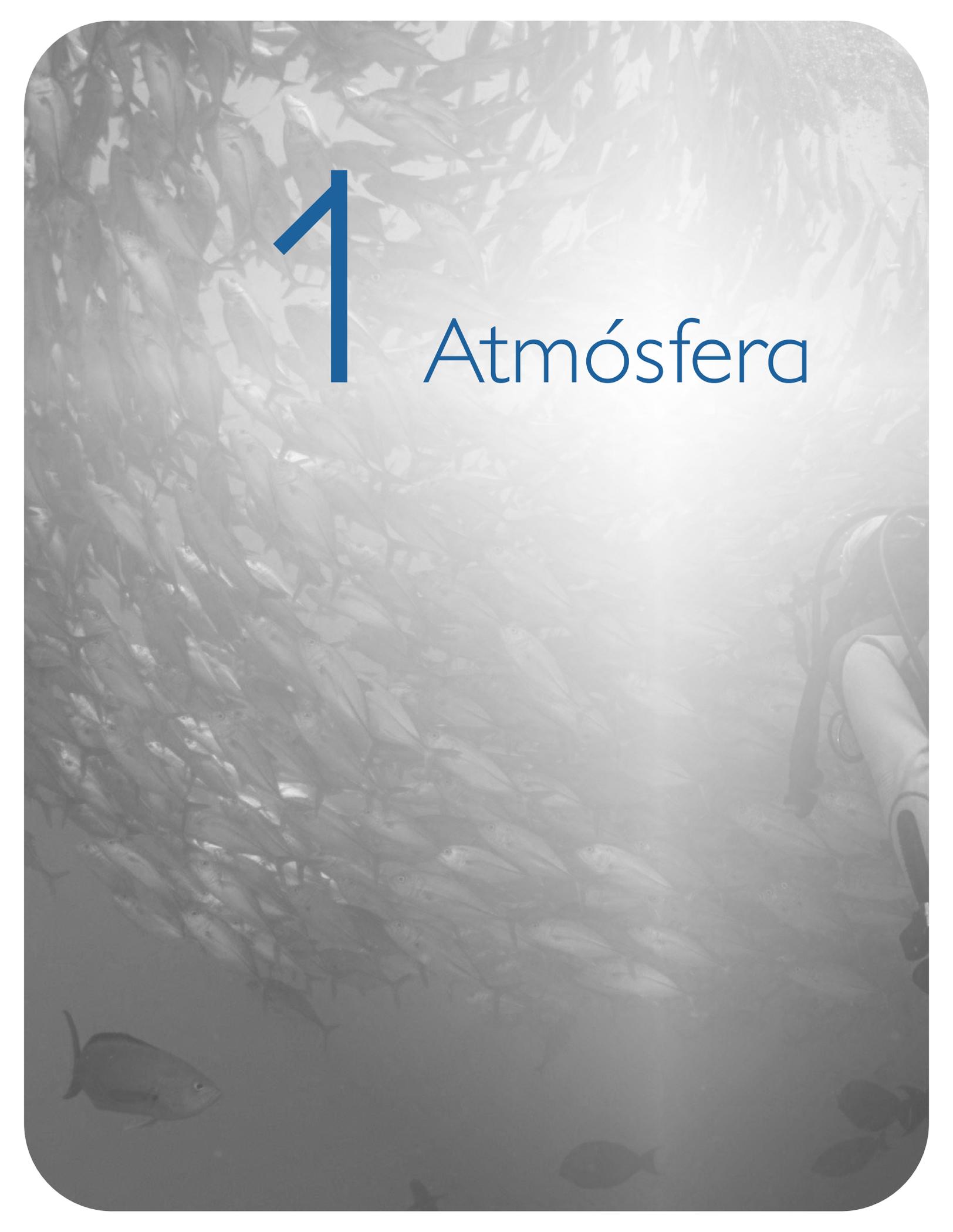
## CAPÍTULO 8

### SISTEMAS AGROPECUARIOS

225

8.1	Modelo CLEANED para simular GEI y flujo de Carbono en sistemas bovinos leche en México	226
8.2	Carbono orgánico del suelo en cafetales del centro de Veracruz en un gradiente altitudinal	232
8.3	Revisión: Almacén de carbono en Sstemas agroforestales de café como alternativa ante el cambio climático	236
8.4	Indicadores para la evaluación de una dieta sostenible	242
8.5	Caracterización de sistemas silvopastoril dentro de la Cuenca del río Usumacinta, Tenosique, Tabasco	248





1

Atmósfera

## 1.1. Predicción de CO<sub>2</sub> con aprendizaje automático para rellenar datos cuando existe baja velocidad de fricción

**Guevara-Escobar Aurelio**<sup>1,\*</sup>; Cervantes-Jiménez Mónica<sup>1</sup>; Queijeiro-Bolaños Mónica E.<sup>1</sup>; Carrillo-Angel Israel G.<sup>1</sup> y Suzán-Azpiri Humberto<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Querétaro, Facultad de Ciencias Naturales. Boulevard de las Ciencias s/n, Juriquilla, CP 76130, Querétaro, Querétaro.

\*Autor para correspondencia: guevara@uaq.mx

### Resumen

Medir de flujos de carbono, agua y energía es fundamental para entender el papel de los ecosistemas en la disponibilidad de agua, la mitigación y adaptación al cambio climático, así como para el manejo del uso de suelo y la cobertura vegetal. La técnica de covarianza de vórtices (EC) es la más robusta para la cuantificación de estos flujos. Sin embargo, los datos obtenidos pueden no ser de calidad cuando la turbulencia del viento es insuficiente. Usamos el algoritmo de aprendizaje automático por impulso de gradientes (XGBoost) para modelar el CO<sub>2</sub> medido por EC. Se entrenaron tres modelos: 1) usando valores de CO<sub>2</sub> con velocidad de fricción ( $u^*$ ) menor a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , 2) con valores de  $u^*$  menor a  $1.0 \text{ m s}^{-1}$  y 3) con la base completa. Los modelos se evaluaron con registros EC con  $u^* > 1 \text{ m s}^{-1}$  o con datos de  $u^*$  faltantes (NA) en el periodo de 4 a 6 am. El mejor modelo para rellenar datos faltantes de CO<sub>2</sub> o de mala calidad, fue usando la base de datos completa (devianza = 37.74 y 47.67), comparado con el modelo basado en registros con  $u^* < 0.6$  (98.76 y 236.83) o  $u^* < 1.0$  (81.73 y 117.89). Las variables más importantes en el modelo fueron la temperatura del suelo y el déficit de presión de vapor cuyos valores altos influyeron en menor contenido de CO<sub>2</sub> atmosférico. El algoritmo XGBoost resultó útil para rellenar datos de EC cuando no se cumple con la calidad de  $u^*$ .

**Palabras clave:** *Covarianza de vórtices; QC; XGBoost*

### Abstract

The measurement of carbon, water, and energy fluxes is fundamental to understand the role of ecosystems in water availability, climate change mitigation and adaptation, as well as guiding decisions regarding land use land vegetation cover. The eddy covariance technique (EC) is widely used to quantify these fluxes. However, the quality of EC data is questionable when wind turbulence is insufficient. In this study, the gradient boosting regression machine learning algorithm (XGBoost) was used to model measurements of CO<sub>2</sub> obtained by EC. Three models were trained: 1) using EC records with friction velocity ( $u^*$ ) lower than  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , 2) records with  $u^*$  values lower than  $1.0 \text{ m s}^{-1}$ , and 3) using all records regardless of  $u^*$  value. The models were evaluated against EC records with  $u^*$  data greater than  $1 \text{ m s}^{-1}$  or records with missing values for  $u^*$  (NA) within the 4 to 6 am period. The best model for filling-in missing or poor-quality CO<sub>2</sub> data was the one trained with the complete database (deviance = 37.74 and 47.67), compared to the model trained with records with  $u^* < 0.6$  (98.76 y 236.83) or  $u^* < 1.0$  (81.73 y 117.89). The most important variables in the model were soil temperature and vapour pressure deficit, with high values influencing lower atmospheric CO<sub>2</sub> content. The XGBoost algorithm proved useful for filling in EC data when  $u^*$  quality standards are not met.

**Keywords:** *Eddy covariance; machine learning; QC; XGBoost*

## Introducción

La técnica de covarianza de vórtices (EC) es el procedimiento más adecuado para medir los flujos ecosistémicos de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y energía (Covshoff, 2024). Estas mediciones ayudan a representar procesos como la evapotranspiración, la productividad primaria y la respiración en los ecosistemas. Sin embargo, las fallas en el equipo EC y la necesidad de filtros de calidad de datos (QC) provocan espacios o vacíos de datos que necesitan rellenarse para completar las series de tiempo. El tema del rellenado de datos se ha explorado extensivamente para el caso de EC, siendo los métodos del muestreo de distribución marginal (MDS) y regresión por árboles aleatorios (RFR) los más aceptados para rellenar periodos cortos y largos, respectivamente (Zhu *et al.*, 2022).

La turbulencia insuficiente y el movimiento por advección en la atmósfera cercana al dosel de la vegetación son condiciones con detrimento la calidad de la medición por EC. La turbulencia insuficiente se detecta cuando existe baja velocidad de fricción ( $u^*$ ) y es importante marcar una calificación QC o como inválidos los registros EC con esta condición para evitar sesgos y aumento de la incertidumbre (Mauder *et al.*, 2013). Frecuentemente, durante la noche es cuando no se satisfacen una serie de pruebas y supuestos para la técnica EC (Reichstein *et al.*, 2005), donde también se han identificado umbrales críticos de  $u^*$  (0.4 o 1 m s<sup>-1</sup>) para rechazar registros EC.

Los algoritmos de aprendizaje automático, como RFR y otros, pueden implementarse en la unidad central de procesamiento (CPU) y algunos algoritmos cuentan con implementación en la unidad de procesamiento gráfica (GPU); pero el procesamiento en GPU es varios órdenes de magnitud más rápido. En particular, la regresión por impulso de gradientes (Extreme Gradient Boosting, XGBoost) es un algoritmo de tipo RFR implementado en GPU y CPU orientado a resolver problemas de regresión y clasificación y aplicado en el ámbito EC (Mahabbati *et al.*, 2021). Otras ventajas del algoritmo XGBoost es la capacidad de manejar bases de datos grandes (de orden de millones de registros) y mejor desempeño en comparación con otros algoritmos de aprendizaje automático. El algoritmo XGBoost puede usarse para identificar y seleccionar las variables forzantes que mejor contribuyen al desempeño del modelo (Dunn *et al.*, 2021). En el presente trabajo se evaluó el desempeño del algoritmo XGBoost para modelar las mediciones de CO<sub>2</sub> obtenidas por EC. El objetivo fue determinar cuáles variables forzantes son importantes en el modelo y que tipo de registros son los más adecuados para predecir el CO<sub>2</sub> considerando bases de datos depuradas consistentes en satisfacer umbrales mínimos de  $u^*$ .

## Material y métodos

La base de datos corresponde al sitio Harvard Forest localizado en Massachusetts, USA (42° 30' N, 72° 12' W, 220 m snm.), en donde se han efectuado mediciones continuas sobre el ciclo de carbono desde 1990 (Finzi *et al.*, 2020). El clima es frío y húmedo, siendo la temperatura promedio mensual de 20.1°C en julio, el mes más cálido, y de -6.8°C, en enero el mes más frío. La torre HEM opera desde 2004 en una vegetación dominada por *Tsuga canadensis* de 100 a 230 años de edad. La base de datos hf103-04 consiste en registros integrados a 30 min del 2014 al 2022. Por consistencia se conservaron los identificadores originales de la base de datos para las variables. Los detalles de los sensores y posición de medición en la torre se describen en Munger y Hadley (2023). La base se depuró de valores faltantes (NA) para la variable de respuesta, la razón de mezcla de dióxido de carbono ( $co_2$ , micromol CO<sub>2</sub> mol<sup>-1</sup> aire). Otros registros se conservaron aún cuando algunas variables forzantes registraron valores NA. Se consideraron como variables forzantes (Vitale *et al.*, 2019, Garcia-Rodriguez *et al.*, 2024) la razón de mezcla de vapor de agua ( $h_2o$ , micromol mol<sup>-1</sup> aire), velocidad de viento medida por anemómetro sónico ( $u$ , m s<sup>-1</sup>), velocidad de fricción ( $u^*$ , m s<sup>-1</sup>), dirección de viento ( $wdir$ , grados), velocidad del viento ( $wspd$ , m<sup>-1</sup>), flujo de calor sensible ( $h$ , W m<sup>-2</sup>), flujo de calor latente ( $le$ , W m<sup>-2</sup>), humedad relativa ( $rh\_above\_canopy$ , %), presión de saturación de vapor ( $vpd\_above\_canopy$ , kilo pascal), temperatura del aire sobre el dosel ( $tair\_above\_canopy$ ,  $tair\_above\_canopy\_tc$ , °C), radiación fotosintéticamente activa

(par,  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ), cuatro componentes de radiación (rshort\_down, rshort\_up, rlong\_down, rlong\_up,  $\text{W m}^{-2}$ ), así como la temperatura del suelo a 10 cm de profundidad, como promedio de seis sensores (tsoil\_10cm,  $^{\circ}\text{C}$ ). Se calcularon los valores antecedentes a intervalo de 12, 24, 36 y 48 de las siguientes variables: tair\_above\_canopy, rh\_above\_canopy, tair\_above\_canopy\_tc, vpd\_above\_canopy, y tsoil\_10cm. La idea de usar condiciones antecedentes de la atmósfera y del suelo se utilizó aquí debido al buen ajuste del modelo al usar algoritmos de aprendizaje automático para representar los flujos de  $\text{CO}_2$ , calor latente y calor sensible (García-Rodríguez, *et al.*, 2024).

Se generaron tres versiones de la base de datos: registros EC con un valor de  $u^*$  inferior a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , registros EC con  $u^*$  inferior a  $1.0 \text{ m s}^{-1}$  y la base completa. Estas bases de datos consideraron el periodo completo de 24 h. Este enfoque se escogió porque posiblemente datos más parecidos a los que se necesitan modelar (con baja  $u^*$ ) fueran más adecuados para entrenar el modelo; así, se entrenaron tres modelos con el algoritmo XGBoost con el 70% de los registros de la base de datos. Para evaluar los modelos se generaron dos bases de datos, una, considerando los registros con valores observados de NA para  $u^*$  y la otra con  $u^*$  mayor a  $1.0 \text{ m s}^{-1}$ . Estas dos bases de datos solo consideraron registros ocurridos en el periodo de tiempo de 4 am a 6 am. El razonamiento fue que el desempeño del modelo debería ser similar cuando  $u^*$  sobrepasa el umbral válido de  $1.0 \text{ m s}^{-1}$  en comparación con el caso de no conocer el valor de  $u^*$  (NA), para este último caso deberían rellenarse los datos. La base de datos no contenía valores de QC, pero debido a que los valores NA para  $u^*$  coincidían con valores de NA para  $u$  y para la dirección del viento del anemómetro sónico entonces se asumió que el registro no cumplía con calidad suficiente respecto de la velocidad de fricción. Las medidas de bondad de ajuste fueron el cuadrado medio del error (MSE), la raíz del cuadrado medio del error (RMSE), el error absoluto medio (MAE), el logaritmo de la raíz del cuadrado medio de error (RMSLE) y la devianza promedio. La contribución de los datos de cada variable forzante se determinó con gráficas de valores SHAP. Todos los procedimientos se efectuaron en R (R Core Team, 2021) y con el paquete H2O ([www.h2o.ai](http://www.h2o.ai)).

## Resultados y discusión

El modelo entrenado con registros de  $u^*$  menor a  $1.0 \text{ m s}^{-1}$  presentó el mejor desempeño de acuerdo a sus medidas de bondad de ajuste; le siguió el modelo entrenado con toda la base de datos y cuando solo se usaron registros con  $u^*$  menor a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$  se tuvo el menor ajuste (Cuadro 1). La validación de los modelos se efectuó con registros con  $u^*$  menor a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , que son los registros en donde potencialmente existe mayor necesidad de rellenar; en este caso el modelo entrenado con la base de datos completa fue el que presentó mejores medidas de bondad de ajuste (Cuadro 2). La evaluación también se efectuó con registros con  $u^*$  mayor a  $1.0 \text{ m s}^{-1}$  y en este caso se trató de registros con suficiente velocidad de fricción y que no necesitarían ser rellenados, pero que deberían ser estimados correctamente por el modelo. Para este caso, dicho modelo fue nuevamente entrenado con la base de datos completa el que presentó mejores medidas de bondad de ajuste (Cuadro 3).

**Cuadro 1. Medidas de bondad de ajuste para los modelos entrenados (70% de los registros) para predecir CO<sub>2</sub> usando registros de diferente velocidad de fricción: registros con u\* menor a 0.6 m s<sup>-1</sup>, registros con u\* menor a 1.0 m s<sup>-1</sup> y base de datos completa sin consideración al valor de u\*. Menor valor de las medidas indica mejor ajuste.**

	Base con datos u* de:		
	< 0.6	< 1.0	Base completa
MSE	58.17	13.88	41.64
RMSE	7.63	3.73	6.45
MAE	5.61	2.58	4.88
RMSLE	0.02	0.01	0.02
Devianza	58.17	13.88	41.64

**Cuadro 2. Bondad de ajuste de modelos evaluados para predecir CO<sub>2</sub> cuando el valor de u\* es NA en el periodo de 4 am a 6 am.**

	Base con datos u* de:		
	< 0.6	< 1.0	Base completa
MSE	236.83	117.89	47.67
RMSE	15.39	10.86	6.90
MAE	12.22	8.32	5.24
RMSLE	0.04	0.03	0.02
Devianza	236.83	117.89	47.67

**Cuadro 3. Bondad de ajuste de modelos evaluados para predecir CO<sub>2</sub> cuando el valor de u\* es mayor a 1.0 0 m s<sup>-1</sup> en el periodo de 4 am a 6 am.**

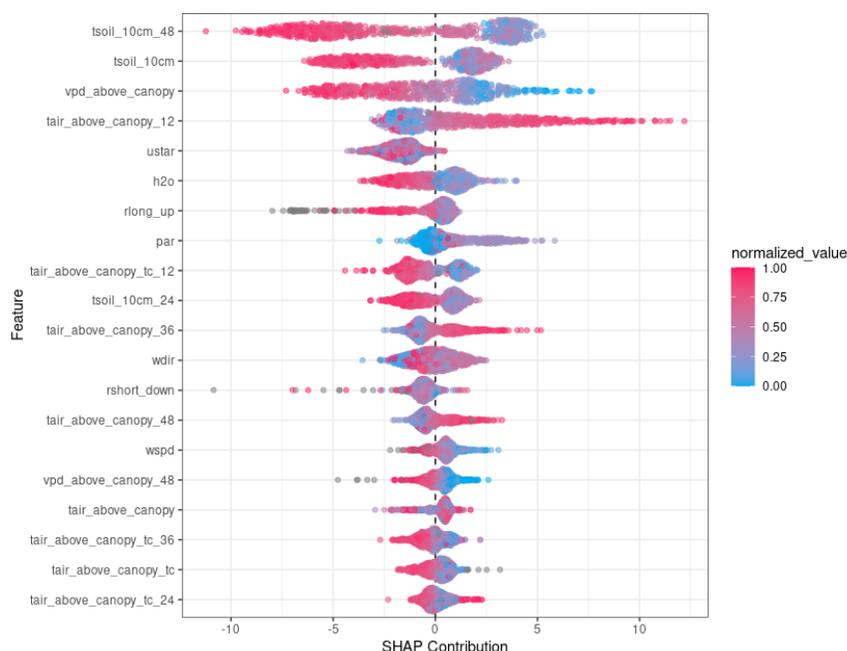
	Base con datos u* de:		
	< 0.6	< 1.0	Base completa
MSE	98.76	81.73	37.74
RMSE	9.94	9.04	6.14
MAE	7.66	6.97	4.70
RMSLE	0.02	0.02	0.01
Devianza	98.76	81.73	37.74

Las variables de mayor importancia (> 8%) en todos los modelos entrenados fueron tsoil\_10cm, tsoil\_10cm\_48, vpd\_above\_canopy y rlong\_up (Cuadro 4). La suma de las importancias de estas variables fue de 70% para el modelo entrenado con toda la base de datos. Otras variables de humedad relativa, temperatura del aire, déficit de presión de vapor y temperatura del suelo fueron importantes en menor medida, ya fuera al considerarse como medida concurrente a CO<sub>2</sub> o medida antecedente.

**Cuadro 4. Importancia de las variables (proporción decimal) para modelos entrenados para predecir CO<sub>2</sub> usando registros de diferente velocidad de fricción: registros con u\* menor a 0.6 m s<sup>-1</sup>, registros con u\* menor a 1.0 m s<sup>-1</sup> y base de datos completa sin consideración al valor de u\*. Importancias ordenadas descendientemente para el mejor modelo validado. Los dígitos finales en el nombre de la variable son las horas de diferencia entre el valor de co<sub>2</sub> estimado y el valor de la variable antecedente.**

	Base con datos u* de:		
	< 0.6	< 1.0	Base completa
tsoil_10cm	0.150	0.218	0.263
tsoil_10cm_48		0.065	0.251
vpd_above_canopy	0.097	0.111	0.115
rlong_up	0.098	0.081	0.065
tair_above_canopy_12	0.058	0.048	0.032
rh_above_canopy_12			0.004
H			0.004
rh_above_canopy_36	0.005	0.005	0.004
tair_above_canopy_tc_36			0.003
vpd_above_canopy_12		0.006	0.003
Le			0.003
tsoil_10cm_24	0.088		
tair_above_canopy_48	0.010		
tsoil_10cm_36	0.009		
tair_above_canopy	0.008	0.008	
tair_above_canopy_tc_12	0.007	0.007	
vpd_above_canopy_48	0.007		
vpd_above_canopy_36		0.008	
rh above canopy 24		0.006	

Las mejores medidas de bondad de ajuste sugirieron que todos los registros EC son informativos independientemente del valor de u\*, además las variables que se relacionan con la respiración (tsoil\_10cm, vpd\_above\_canopy y rlong\_up) tuvieron mayor importancia. Mientras que un valor alto del déficit de presión de vapor puede indirectamente estimular la respiración mediante un calentamiento asociado, también valores altos de déficit de presión de vapor coinciden con humedad del suelo baja, que resulta en supresión de la respiración del suelo (Roby *et al.*, 2020). Los valores SHAP (Figura 1) indicaron que los valores altos (color rojizo) de vpd\_above\_canopy contribuyeron negativamente a la respuesta de co<sub>2</sub> y los valores bajos de vpd\_above\_canopy (color azulado) contribuyeron positivamente a la respuesta de co<sub>2</sub> cuando se modeló con la base de datos completa. Algo similar a vpd\_above\_canopy, ocurrió con las contribuciones de tsoil\_10cm, tsoil\_10cm\_48 y rlong\_up. La contribución negativa a co<sub>2</sub> por los valores altos de tsoil\_10cm\_40 y tsoil\_10cm se explican por el efecto estacional estimulante a la fotosíntesis. Los resultados estuvieron de acuerdo con el planteamiento de (Garcia-Rodriguez *et al.*, 2024) sobre la importancia de valores antecedentes de variables micrometeorológicas convencionales y del suelo para la modelación de flujos de carbono; pero no para las variables radiativas infrarojas, con excepción de rlong\_up.



**Figura 1.** Contribución a la respuesta de CO<sub>2</sub> por los valores de las variables forzantes para el modelo XGBoost generado con la base completa, sin consideración a umbrales de calidad de u\*. Cada punto es un valor de cada variable.

## Conclusiones

Con el algoritmo XGBoost y usando variables ambientales concurrentes y antecedentes se pudo representar CO<sub>2</sub> a horas de la noche donde el valor de u\* no supera un umbral de calidad y también cuando u\* tiene velocidad suficiente. Las variables de temperatura de suelo, déficit de presión de vapor y la radiación infrarroja de onda larga saliente fueron las más importantes para todos los modelos.

## Agradecimientos

A Harvard University, William Munger y Julian Hadley, por la disponibilidad y consentimiento para usar la base de datos hf103-04. doi:10.6073/pasta/1c2e236fb08ad7257fbc0442ce4fb11

## Literatura citada

- Dunn, J., L. Mingardi and Y. D. Zhuo. (2021). Comparing interpretability and explainability for feature selection. *arXiv preprint arXiv:2105.05328*.
- Finzi, A. C., M. A. Giasson, A. A. Barker Plotkin, J. D. Aber, E. R. Boose, E. A. Davidson, ... and D. R. Foster. (2020). Carbon budget of the Harvard Forest Long-Term Ecological Research site: pattern, process, and response to global change. *Ecological Monographs*, 90(4), e01423. doi.org/10.1002/ecm.1423
- García-Rodríguez, D., P. C. Ruber, D. J. I. Fuente, J. J. M. Durá, E. L. Baeza and A. G. Celda. (2024). Predicting the fundamental fluxes of an eddy-covariance station using machine learning methods. *Ecological Informatics*, 81, 102638. doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102638
- Mahabati, A., J. Beringer, M. Leopold, I. McHugh, J. Cleverly, P. Isaac and A. Izady. (2021). A comparison of gap-filling algorithms for eddy covariance fluxes and their drivers. *Geoscientific Instrumentation, Methods and Data Systems*, 10(1), 123-140. doi.org/10.5194/gi-10-123-2021
- Mauder, M., M. Cuntz, C. Drüe, A. Graf, C. Rebmann, H. P. Schmid ... and R. Steinbrecher. (2013). A strategy for quality and uncertainty assessment of long-term eddy-covariance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169, 122-135.
- Munger, W. and J. Hadley. 2023. Net Carbon Exchange of an Old-Growth Hemlock Forest at Harvard Forest HEM Tower since 2000 ver 37. Environmental Data Initiative. doi.org/10.6073/pasta/1c2e236fb08ad7257fbc0442ce4fb114 (Accessed 2024-08-29).
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.



- Reichstein, M., E. Falge, D. Baldocchi, D. Papale, M. Aubinet, P. Berbigier, ... and R. Valentini. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global change biology*, 11(9), 1424-1439. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x
- Roby, M. C., R. L. Scott and D. J. Moore. (2020). High vapor pressure deficit decreases the productivity and water use efficiency of rain-induced pulses in semiarid ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(10), e2020JG005665.
- Vitale, D., M. Bilancia and D. Papale. (2019). A multiple imputation strategy for eddy covariance data. *Journal of Environmental Informatics*, 34(2), 68-87. doi:10.3808/jei.201800391
- Zhu, S., R. Clement, J. McCalmont, C. A. Davies and T. Hill. (2022). Stable gap-filling for longer eddy covariance data gaps: A globally validated machine-learning approach for carbon dioxide, water, and energy fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 314, 108777.

## 1.2. Evaluación del impacto económico y ambiental de la inserción del sector ganadero bovino del Valle de Tulancingo en el mercado de créditos de carbono.

Gómez-Sánchez Jorge A.<sup>1,\*</sup>; Martínez-Hernández Sylvia<sup>1</sup>; Bravo-Cadena Jessica<sup>1</sup> y Razo-Zarate Ramón<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Carboneras, El Álamo, Hgo.

<sup>2</sup>Instituto de Ciencias Agropecuarias, Rancho Universitario, Av. Universidad Km. 1 Ex-Hda. de Aquetzalpa AP 32, Tulancingo. Hgo.

\*Autor para correspondencia: jorgegomezsanchez.jg@gmail.com

### Resumen

El principal gas de efecto invernadero generado por la industria ganadera es el metano (CH<sub>4</sub>), el cual tiene un potencial de calentamiento veintiún veces mayor que el CO<sub>2</sub>, y cuyas fuentes de generación son la fermentación entérica y la gestión del estiércol, por lo que su reducción contribuirá a la desaceleración del cambio climático. En el Valle de Tulancingo, Hidalgo, la principal actividad económica es la producción de lácteos, existiendo establecimientos que generan hasta 300 toneladas de productos lácteos anuales. Se calculó el factor de emisión del CH<sub>4</sub> por la gestión del estiércol bajo las condiciones actuales de la región, y utilizando información del SIAP, se hizo una estimación de la cantidad de CH<sub>4</sub> generado durante el año 2021 en el distrito de Tulancingo y del estado de Hidalgo. Los cálculos se hicieron a partir del levantamiento de encuestas en 12 establos de ganado bovino en la zona de estudio, recopilando información referente a los métodos de crianza, datos económicos, medio ambiente y sociedad. Usando metodología del IPCC para la realización de inventarios de emisiones, se obtuvo un factor de emisión de 1.92 kg CH<sub>4</sub>/cabeza de ganado\*año, estimándose en 228,000.0 kg de CH<sub>4</sub> emitidos por los establos analizados. Con los datos obtenidos se evalúa la viabilidad de integrar a los establecimientos ganaderos de la región en el mercado de créditos de carbono por medio de la conversión del CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub> con la ayuda de biodigestores.

**Palabras clave:** *metano, gestión de estiércol, créditos de carbono, Tulancingo.*

### Abstract

The main greenhouse gas generated by the livestock industry is methane (CH<sub>4</sub>), which has a warming potential twenty-one times greater than CO<sub>2</sub>, and whose generation sources are enteric fermentation and manure management, so its reduction will contribute to the slowdown of climate change. In the Tulancingo Valley, Hidalgo, the main economic activity is dairy production, with establishments that generate up to 300 tons of dairy products annually. The CH<sub>4</sub> emission factor was calculated from manure management under the current conditions of the region, and using information from the SIAP, an estimate was made of the amount of CH<sub>4</sub> generated during the year 2021 in the district of Tulancingo and the state of Hidalgo. The calculations were made from surveys in 12 cattle stables in the study area, collecting information regarding breeding methods, economic data, environment and society. Using the IPCC methodology for carrying out emissions inventories, an emission factor of 1.92 kg CH<sub>4</sub>/head of cattle\*year was obtained, estimating 228,000.0 kg of CH<sub>4</sub> emitted by the analyzed stables. With the data obtained, the feasibility of integrating the region's livestock establishments into the carbon credit market through the conversion of CH<sub>4</sub> to CO<sub>2</sub> with the help of biodigesters is evaluated.

**Key words:** *methane, manure management, carbon credits, Tulancingo.*



## Introducción

Aunque el dióxido de carbono es el principal gas del cambio climático, en realidad, el metano es un gas de efecto invernadero más potente. De acuerdo con datos de la ONU, durante el 2023 el CH<sub>4</sub>, junto con el N<sub>2</sub>O, representaron una cuarta parte de las emisiones de GEI, sin embargo, las moléculas pueden llegar a retener 84 veces más calor durante las dos primeras décadas durante su presencia en la atmósfera (Temple, 2019), lo que lo convierte en una preocupación importante en la lucha contra el cambio climático.

Según informes de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2023) tomando el 2015 como año de referencia, se estimó que el sector ganadero fue el responsable de entre el 14.5% y el 18% de las emisiones globales de Gases de Efecto Invernadero (GEI), porcentajes que se replican de manera similar a nivel nacional de acuerdo a datos del inventario nacional de emisiones y compuestos de efecto invernadero 2019, (INECC, 2019). Las emisiones del sector ganadero tienen su origen en cuatro procesos: fermentación entérica, gestión del estiércol, producción de alimento y consumo de energía, siendo el CH<sub>4</sub> el principal GEI que se genera de manera directa en la crianza del ganado, en donde la fermentación entérica representa el 70% la fuente de emisión de este gas, seguido por la gestión de excretas con un 30%. De acuerdo con el Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGyCEI), el año 2021 las emisiones asociadas al manejo de excretas en esta subcategoría se estimaron en 19,629.714 Gg CO<sub>2eq</sub>.

A partir de lo anterior, con la utilización de biorreactores en establos de ganado se puede rescatar el CH<sub>4</sub> producido por las excretas y realizar su conversión a CO<sub>2</sub>. El estudio titulado "Methane removal and atmospheric restoration" publicado en la revista Nature Sustainability en 2019 por el profesor Rob B. Jackson, menciona que la idea de liberar intencionalmente CO<sub>2</sub> a la atmósfera puede parecer sorprendente, sin embargo, el cambiar el CH<sub>4</sub> por CO<sub>2</sub> es un beneficio neto significativo para el clima. En dicha investigación se utilizó un tipo de mineral poroso llamado zeolita para oxidar el metano a dióxido de carbono, con el objetivo de reducir la presencia del CH<sub>4</sub> en la atmósfera, del mismo modo ocurriría en la combustión del CH<sub>4</sub> que puede ser llevada a cabo al final del proceso de la biodigestión.

A partir del protocolo de Kioto, se establecieron compromisos para la reducción de emisiones de GEI, se crearon distintos mecanismos para disminuir en un 5.2% las emisiones de GEI para el 2012 respecto al año 1990. Entre ellos se encuentran los mecanismos de desarrollo limpio (MDL), cuyo propósito es permitir que los países desarrollados financien proyectos de reducción de emisiones en países de economías emergentes a través de los créditos de carbono, conocidos como Reducciones Certificadas de Emisiones (CER) (SEMARNAT, 2016).

Conforme a los registros de la organización Ecosystem Marketplace (Procton A., et al, 2024), del análisis del estado actual del mercado voluntario de carbono, el precio de la tonelada de CO<sub>2eq</sub> secuestrada de la atmósfera, llegó a cotizarse en el 2023 en \$9.72 dólares estadounidenses. En el ámbito nacional, el mercado de créditos de carbono continúa en fase de construcción, y de acuerdo con la Universidad The Goldman School (Barbara K, et al. 2024), en su proyecto de comercio de carbono, en el que compilan los proyectos de comercio de carbono ubicados en Norteamérica, en México se encuentran 400 proyectos de este tipo, de los cuales, más del 90% corresponde al sector forestal.

El Valle de Tulancingo es una región de gran importancia en la producción de leche y sus derivados en el estado de Hidalgo, abarca los municipios de Tulancingo, Santiago Tulantepec, Cuauteppec, y Acatlán. De acuerdo con el inventario realizado en el año 2021 por el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP), se contabilizaron 118,802 cabezas de ganado en el distrito de Tulancingo. Por otro lado, de acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de Hidalgo, se cuentan con registros de establecimientos que han llegado a generar más de 300 ton/año de productos lácteos.

Después de los argumentos anteriormente expuestos, es importante conocer el impacto ambiental que genera el Valle de Tulancingo en la emisión de CH<sub>4</sub> a la atmósfera, y la viabilidad de insertar a esta

región en el mercado de créditos de carbono como vendedores de CER, bajo las condiciones actuales de crianza de ganado. Haciendo uso de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de GEI, el levantamiento de información en 12 establos y el cruzamiento de información con datos del SIAP, se calculó el total de toneladas de CO<sub>2eq.</sub> generadas en el Valle de Tulancingo.

## Materiales y métodos

### *Estimación de la línea base de emisión de CH<sub>4</sub> por el manejo de excretas del Valle de Tulancingo.*

Para tener una aproximación al estado inicial de la cantidad de metano liberado a la atmósfera en la región del Valle de Tulancingo por la gestión de excretas del ganado bovino, se utilizó la metodología “Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra”, cuya metodología permite la estimación del factor de emisión de generación de CH<sub>4</sub>. Un factor de emisión es una medida utilizada para cuantificar la cantidad de contaminantes liberados a la atmósfera como resultado de una actividad específica, en este caso, el manejo de excretas de ganado. Por lo general, se expresa en términos de masa de contaminante emitida por unidad de actividad.

A continuación, se muestra el modelo general matemático para conocer la cantidad de emisión generado por la gestión del estiércol, Ecuación 1: *Directrices del IPCC (Eggleston H.S. et al, 2006)*

EMISIONES DE CH<sub>4</sub> DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL

$$CH_{4\text{Estiércol}} = \sum_{(T)} \frac{(EF_{(T)} \cdot N_{(T)})}{10^6}$$

Donde:

CH<sub>4</sub> Estiércol = emisiones de CH<sub>4</sub> por la gestión del estiércol, para una población definida, Gg CH<sub>4</sub>\*año<sup>-1</sup>

EF(T) = factor de emisión para la población de ganado definida, kg CH<sub>4</sub>. cabeza<sup>-1</sup>\*.año<sup>-1</sup>

N(T) = la cantidad de cabezas de la especie/categoría de ganado T del país

T = especie/categoría de ganado

(1)

### *Selección de nivel de confianza del método*

En la metodología mencionada, existen diferencias en la estimación de los factores de emisión para calcular las emisiones. Dichas diferencias están clasificadas en tres niveles, los cuales se refieren al grado de incertidumbre que pueden llegar a tener las estimaciones. En el presente trabajo, se realizaron las estimaciones conforme al nivel 2, ya que incorpora el enfoque de energía neta, lo que reduce la incertidumbre en aproximadamente ±20%, en comparación con el ±50% que presenta el nivel 1.

El cálculo de la línea base del proyecto de estudio se realizó conforme los siguientes pasos para poder estimar las emisiones de CH<sub>4</sub> producidas por la gestión del estiércol.

#### *Paso 1. Caracterización del ganado.*

Se recabaron los datos por medio del levantamiento de encuestas en 12 establecimientos ubicados en los municipios de Acatlán y Tulancingo de Bravo, los cuales representan el 21% de los establecimientos regulados en materia ambiental por la SEMARNATH, las encuestas fueron respondidas por los dueños y empleados de los establecimientos, con el objetivo de recabar información para categorizar el ganado, conocer su productividad, la calidad de la dieta de los animales y el manejo de excretas en los establecimientos además de información respecto a la economía, medio ambiente y sociedad (Cuadro 1).

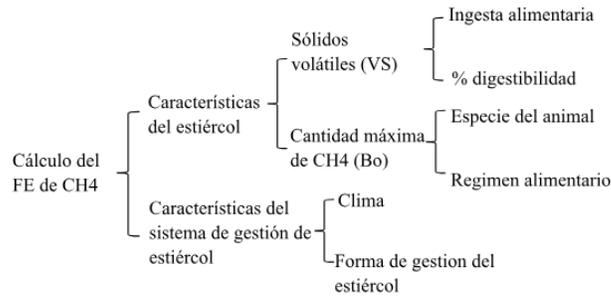
**Cuadro 1. Valores relevantes para la realización de los cálculos, obtenidos de las encuestas.**



No. de identificación	Municipio	Temp. Promedio Anual	Fines de la Producción	Raza en mayor proporción	No. de cabezas de ganado totales	Trimestre de mayor producción	Peso promedio	Situación alimentaria	Nutrientes presentes en mayor proporción en el alimento	Cantidad diaria de agua (L/animal * día)	Producción diaria de leche (L/animal * día)
EST-001	Tulancingo	15-25	Leche	Holstein	241	4	350	Confinado	Proteína	30	28
EST-002	Tulancingo	15-25	Leche	Holstein	398	4	300	Confinado	Carbohidratos	30	75
EST-003	Tulancingo	15-25	Leche	Holstein	176	4	300	Confinado	Proteína	35	60
EST-004	Acatlán	15-25	Carne	Angus	1200	4	500	Confinado	Proteína	30	0
EST-005	Acatlán	15-25	Carne	Angus	450	4	400	Confinado	Proteína	30	0
EST-006	Tulancingo	15-25	Leche	Holstein	104	4	350	Confinado	Proteína	35	65
EST-007	Acatlán	15-25	Leche	Holstein	60	4	400	Confinado	Proteína	40	55
EST-008	Tulancingo	15-25	Leche	Holstein	80	4	300	Confinado	Proteína	30	50
EST-009	Acatlán	15-25	Leche	Holstein	92	4	375	Confinado	Proteína	30	100
EST-010	Acatlán	15-25	Leche	Holstein	220	4	400	Confinado	Proteína	30	70

*Paso 2. Selección de valores por defecto.*

Se seleccionaron los valores de defecto pre calculados en las Directrices del IPCC de 2006 (Eggleston H.S. et al, 2006) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, porque simplifican el procedimiento para llegar a un factor de emisión. El método Nivel 2 se basa en dos tipos fundamentales de variables de entrada que inciden sobre el cálculo de los factores de emisión de metano del estiércol (Figura 1).



**Figura 1. Diagrama para el cálculo del Factor de Emisión (FE).**

*Paso 3. Obtención del valor del factor de emisión y cálculo de emisiones producidas.*

Una vez completado el factor de emisión con las particularidades de la región, se multiplicaron por el número de cabezas de ganado y se expresó la cantidad estimada liberada a la atmósfera de CH<sub>4</sub> en términos de CO<sub>2eq</sub>.

*Construcción del factor de emisión.*

La ecuación matemática para obtener el valor de factor de emisión de generación de metano por la gestión del estiércol, con un nivel 2 de grado de incertidumbre, es la siguiente Ecuación 2: *Directrices del IPCC, (Eggleston H.S. et al, 2006)*

$$\text{FACTOR DE EMISIÓN DE CH}_4 \text{ DE LA GESTIÓN DEL ESTIÉRCOL}$$

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \cdot 365) \cdot \left[ B_{o(T)} \cdot 0,67 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \cdot MS_{(T,S,k)} \right] \tag{2}$$

Donde:

EF(T) = Factor de emisión anual de CH<sub>4</sub> para la población de ganado categoría T, kg CH<sub>4</sub>/animal \*año

VS(T) = Sólidos volátiles excretados por día en la categoría de ganado T, kg materia seca/ animal\* día

365 = Base para calcular la producción anual de VS

Bo(T) = Capacidad máxima de producción de metano del estiércol producido por el ganado de la categoría T, m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg de VS excretados

0,67 = Factor de conversión de m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> a kilos de CH<sub>4</sub>

MCF(S,k) = Factores de conversión de metano para cada sistema de gestión del estiércol S por región climática k, %

MS(T,S,k) = Fracción del estiércol del ganado de la categoría T manejado usando el sistema de gestión de desechos S en la región climática k, sin dimensión

### Cálculo de energía Bruta (GE)

El requerimiento de GE se deriva sobre la base de la suma de los requerimientos de energía neta y las características de disponibilidad de energía de los alimentos. La energía bruta en la alimentación de los vacunos se refiere a la cantidad total de energía contenida en un alimento antes de que sea digerido y absorbido por el animal. Los datos sobre el comportamiento y la dieta animal se emplean para estimar la ingesta de alimentos, es decir, la cantidad de energía (MJ/día) que necesita un animal para su mantenimiento y para actividades tales como el crecimiento, la lactancia y la preñez, datos que fueron calculados a partir de las encuestas realizadas (Cuadro 2). Ecuación 3: *Directrices del IPCC, (Eggleston H.S. et al, 2006)*

$$GE = \left[ \frac{\left( \frac{NE_m + NE_a + NE_l + NE_{trabajo} + NE_p}{REM} \right) + \left( \frac{NE_g + NE_{lana}}{REG} \right)}{\frac{DE\%}{100}} \right] \quad (3)$$

**Cuadro 2. Valores calculados de requerimientos energéticos.**

Energía neta (NEx)	Valor calculado (MJ/día)
NE <sub>m</sub> (mantenimiento)	56.1541
NE <sub>a</sub> (actividad)	0.0
NE <sub>l</sub> (lactancia)	61.4
TE <sub>T</sub> (trabajo)	0.0
NE <sub>p</sub> (preñez)	5.6154
NE <sub>g</sub> (crecimiento)	24.5124

### Cálculo de la relación entre la energía disponible en una dieta para mantenimiento (REM) y la relación de energía digerible consumida (REG)

La energía neta representa la cantidad de energía disponible para funciones específicas, como el mantenimiento del organismo o la producción (por ejemplo, lactancia o ganancia de peso) dada por Ecuación 4. *Directrices del IPCC (Eggleston H.S. et al, 2006)*

$$REM = \left[ 1123 - (4092 * 10^{-3} * DE\%) + [1126 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - \left( \frac{25.4}{DE\%} \right) \right] \quad (4)$$

$$REM = 1123 - 306.9 + 63.3375 - \frac{25.4}{75} = 879.0988$$

Donde: DE% = Energía digerible expresada como porcentaje de la energía bruta.

La parte de energía bruta contenida en el alimento que no se excreta con las heces se conoce como alimento digerible, para animales de corral alimentados con >90% de dieta concentrada DE%= 75 (Cuadro 10.2 Doc IPCC, 2006).



### Relación entre la energía neta disponible en una dieta para crecimiento y la energía digerible consumida (REG)

La energía digerible es la cantidad total de energía contenida en los alimentos que el animal consume y que es absorbida y utilizada por el organismo, Ecuación 5. *Directrices del IPCC (Eggleston H.S. et al, 2006)*

$$REG = \left[ 1164 - (5160 * 10^{-3} * DE\%) + [1308 * 10^{-5} * (DE\%)^2] - \left( \frac{37.4}{DE\%} \right) \right] \quad (5)$$

$$REG = 1164 - 387 + 73.575 - \frac{37.4}{75} = 850.073$$

### Cálculo de los sólidos volátiles (VS) y capacidad máxima de producción de metano del estiércol (Bo).

Los sólidos volátiles del estiércol (VS, por sus siglas en inglés) son fracciones tanto biodegradables como no-biodegradables. El contenido de VS del estiércol equivale a la fracción de la dieta consumida que no se digiere y que, por ende, se excreta como materia fecal y, que, combinada con las excreciones urinarias, constituye el estiércol.

Una vez calculadas la GE bruta se procedió a calcular los sólidos volátiles generados por la gestión del estiércol, Ecuación 6. *Directrices del IPCC (Eggleston H.S. et al, 2006)*.

$$VS = \left[ GE \cdot \left( 1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \left[ \left( \frac{1 - CENIZA}{18.45} \right) \right] \quad (6)$$

Donde:

VS = Excreción de sólidos volátiles por día en base a materia orgánica seca, kg VS/día

GE = Ingesta de energía bruta, MJ/día

DE% = Digestibilidad del alimento en porcentaje (75%)

(UE • GE) = Energía urinaria expresada como fracción de la GE. Habitualmente, se puede considerar una excreción de energía urinaria de 0,04 GE para la mayoría de los rumiantes

CENIZA = el contenido de ceniza del estiércol calculado como fracción de la ingesta alimentaria de materia seca (0,08 para vacunos).

18.45 = factor de conversión para GE dietaria por kg de materia seca (MJ/kg).

Por otro lado, la capacidad máxima de producción de metano del estiércol (Bo) varía según las especies y la dieta, influenciada por una combinación de factores biológicos, nutricionales, climáticos y de manejo del estiércol.

Si no se dispone de valores de medición de Bo específicos del país, se suministran valores por defecto en los Cuadros 10A-4 a 10A-9 de la metodología del IPCC, El valor correspondiente a América del Norte es 0.19 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kg de VS.

### Selección de valores de factores de conversión de metano (MCF) y el valor adimensional MS.

En función de las características de los métodos de crianza del ganado y el tratamiento del estiércol, se seleccionaron los valores por defecto de MCF y MS a partir del cuadro 10.17 del IPCC. Estos valores están en función de la cantidad de metano generada por un sistema específico de gestión del estiércol y se ven afectados por el grado en que se encuentren presentes las condiciones anaeróbicas, la temperatura del sistema y por el tiempo de retención del material orgánico en el sistema.

### Obtención del Factor de Emisión

Una vez encontrados los valores de la capacidad máxima de producción de CH<sub>4</sub> del estiércol (**Bo**), el factor de conversión de metano (**MCF**) y el valor de valor adimensional (**MS**), referente a la fracción del estiércol manejado en un sistema de gestión de desechos y en una región climática, se está en posibilidad de ultimar la ecuación matemática del factor de emisión de metano, Ecuación 7. *Directrices del IPCC (Eggleston H.S. et al, 2006)*

$$EF = (VS_{(T)} * 365) * [Bo_{(T)} * 0.67 * \sum_{sk} \frac{MCF_{s,k}}{100} * MS_{sk}]$$

$$EF = (3.334 \times 10^{-3} * 365) * (0.19 * 0.67 * \frac{71}{100} * 0.2) \quad (7)$$

$$FE_{(T)} = (1.2169) * (0.018076) = 1.92$$

## Resultados y Discusión

El factor de emisión estimado para la gestión de estiércol bovino en la región del Valle de Tulancingo, es de 1.92 kg de CH<sub>4</sub>/año\*cabeza de ganado. En comparación, el Diario Oficial de la Federación (DOF), proporciona en el acuerdo “particularidades técnicas y las fórmulas para la aplicación de metodologías para el cálculo de emisiones de gases o compuestos de efecto invernadero” de la Ley General de Cambio Climático (LGCC), un factor de emisión de 1.0 kg de CH<sub>4</sub>/año\*cabeza de ganado. Como se puede observar, el valor calculado para la región casi duplica el valor reportado en el DOF. Esta diferencia se debe a que el factor de emisión calculado incluye datos más específicos como la temperatura promedio anual, el peso promedio de los animales, la cantidad y la composición del alimento que se suministra, su estado libre en pastoreo o confinado en establos, los fines de producción del ganado, entre otras variables.

Utilizando el censo realizado por el SIAP en el año 2021, en el distrito de Tulancingo, se generaron 228,099.84 kg de CH<sub>4</sub> por la gestión del estiércol, equivalente a 6,386.79 Ton de CO<sub>2eq</sub>. Del mismo modo, se estimó que en Hidalgo se generaron 29,343.5 Ton de CO<sub>2eq</sub> durante el año 2021.

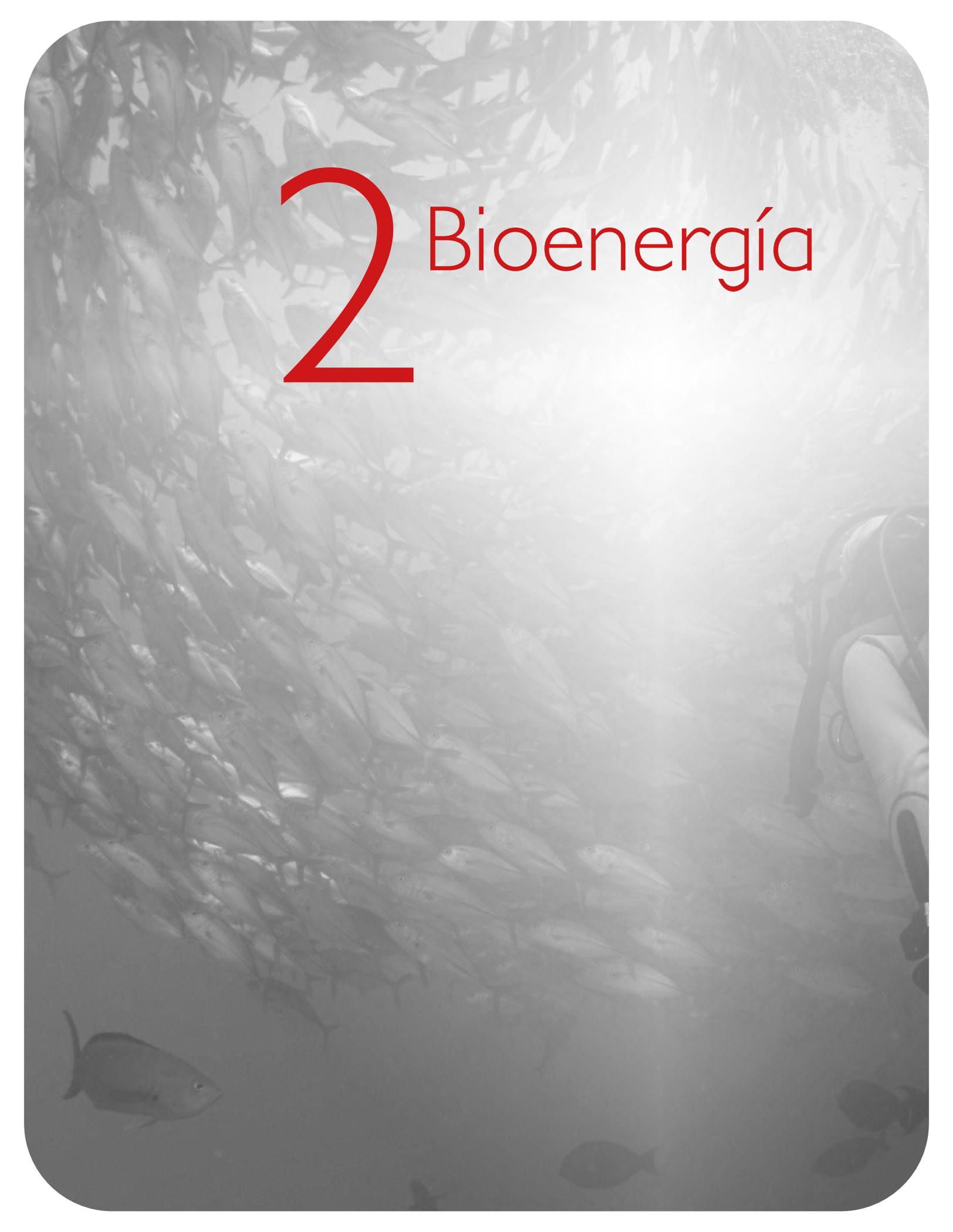
En cuanto a la viabilidad que pudieran tener los establecimientos encuestados para participar en el mercado de créditos de carbono, después de hacer un análisis de los costos que conlleva la implementación de biodigestores para el tratamiento del estiércol, y los costos asociados a la certificación del proyecto para estar en posibilidad de ofertar los créditos de carbono, ninguno lo podría hacer por sí mismo. Sin embargo, la rentabilidad se podría ver beneficiada si existiera una coordinación entre los establecimientos de la región para concentrar en un centro de acopio las excretas producidas.

Con base en el análisis del estado del mercado voluntario del carbono, realizado por la organización Ecosystem Marketplace, el precio de compra de la tonelada de carbono en el sector de disposición de residuos es de 7.48 dólares por tonelada, lo que significa en el mejor de los escenarios y la existencia de la coordinación entre los establecimientos, el distrito de Tulancingo podría recibir anualmente un aproximado de \$955,000.0 pesos mexicanos por la venta de CER.

## Literatura citada

- Minichiello C., 2023, Pathways towards lower emissions – A global assessment of the greenhouse gas emissions and mitigation options from livestock agrifood systems, Food and Agriculture Organization (FAO).
- Jackson E., R. B. Jackson, E. I. Solomon, J. G. Canadell, M. Cargnello and C. B. Field, Methane removal and atmospheric restoration, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2016, Protocolo de Kioto sobre cambio climático, <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/protocolo-de-kioto-sobre-cambio-climatico?idiom=es>
- Procton A., Calderón C., Weatherer L., 2024, Estado del mercado voluntario de carbono, Ecosystem Marketplace, Forest Trends Association.
- Eggleston H., Dong, H., Mangino J. y McAllister A. 2006, Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero, vol. 4, Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra, 4:10.36-10.53.
- INECC, SEMARNAT, 2021, Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGyCEI), <https://datos.gob.mx/busca/dataset/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero-inegycei>.
- SIAP, 2021, Estadística de producción ganadera, <http://infosiap.siap.gob.mx/gobmx/datosAbiertos.php>.
- Forest Trends' Ecosystem Marketplace. 2024. State of the Voluntary Carbon Market 2024. Washington DC: Forest Trends Association.
- Barbara K. Haya, Aline Abayo, Xinyun Rong, Ivy S. So., Micah Elias. (2024). Voluntary Registry Offsets Database v2024-10, Berkeley Carbon Trading Project, University of California, Berkeley, <https://gspp.berkeley.edu/research-and-impact/centers/cepp/projects/berkeley-carbon-trading-project/offsets-database>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de Hidalgo, Instituto Nacional de Ecología y de Cambio Climático, 2015, Acuerdo que establece las particularidades técnicas y las fórmulas para la aplicación de metodologías para el cálculo de emisiones de gases o compuestos de efecto invernadero, [https://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5406149&fecha=03/09/2015&print=true](https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5406149&fecha=03/09/2015&print=true)



A large school of fish swimming in the water, with a diver's equipment visible on the right side.

# 2 Bioenergía

## 2.1. Uso de estufas ecológicas como alternativa para la reducción de emisiones de GEI en zonas rurales

García-Martínez R.<sup>1,\*</sup>; Rodríguez-Soto J.M.<sup>2</sup>; Pérez-Suárez M.<sup>3</sup>; Carrillo-Arizmendi L.<sup>3</sup> y Montoya-Jiménez, J.C.<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.

<sup>2</sup>División de Ingeniería Industrial, 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.

<sup>3</sup>Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx). El Cerrillo Piedras Blancas, Estado de México 50200, México.

\*Autor para correspondencia: rgml117@gmail.com.

### Resumen

En las comunidades rurales de México se utiliza como fuente de energía para las actividades domésticas, la combustión de leña de diferentes especies de árboles y arbustos de acuerdo con el tipo de vegetación predominante en la zona geográfica donde se localiza la población. Históricamente, los implementos para la combustión de esta leña han sido principalmente los fogones de tres piedras, sin embargo, estos tienen el inconveniente de generar una gran cantidad de humo que afecta la salud humana, además de emitir cantidades considerables de GEI. Las estufas ecológicas mejoradas representan una mejor opción, ya que optimizan la combustión de madera reduciendo las emisiones de CO<sub>2</sub> a la par de mejorar las condiciones de vida de las personas que las utilizan. Sin embargo, aún es necesario extender su uso a una mayor cantidad de familias en la zona rurales. La energía proveniente de la quema de biomasa seguirá utilizándose en un futuro debido al incremento en el precio de los hidrocarburos, por lo que es necesario continuar mejorando la eficiencia energética de las estufas ecológicas a través de la implementación de mejoras tecnológicas que reduzcan las emisiones de GEI. Lo anterior permitirá reducir la sobre-extracción de leña de los bosques; y mejor aún si de manera simultánea se crean planes de suministro eficiente de leña a través del uso de los residuos de aprovechamientos forestales, se establecen plantaciones dendroenergéticas y se aprovechan los residuos de la actividad agrícola. Esto con la finalidad de contribuir al aprovechamiento sustentable de los recursos forestales maderables.

**Palabras clave:** *dendroenergía, energía de biomasa, ecoestufas, gases de efecto invernadero*

### Abstract

In rural communities in Mexico, the combustion of firewood from various species of trees and shrubs, depending on the predominant vegetation in the geographical area where the population is located, is used as an energy source for domestic activities. Historically, the tools for burning this firewood have been primarily three-stone hearths; however, these have the drawback of generating a large amount of smoke, which affects human health, as well as emitting considerable quantities of greenhouse gases (GHGs). Improved ecological stoves represent a better option, as they optimize wood combustion, reducing CO<sub>2</sub> emissions while improving the living conditions of the people who use them. Nonetheless, there is still a need to extend their use to more families in rural areas. Energy from biomass burning will continue to be used in the future due to rising hydrocarbon prices, so it is necessary to continue enhancing the energy efficiency of ecological stoves by implementing technological improvements that reduce GHG emissions. This will help reduce the over-extraction of firewood from forests, and it would be even better if, simultaneously, efficient firewood supply plans are created through the use of forest residues,

hydroenergy plantations are established, and agricultural residues are utilized. This aims to contribute to the sustainable use of timber forest resources.

**Keywords:** *wood energy, biomass energy, eco-stoves, greenhouse gases*

## Introducción

México destaca entre los primeros 20 países con mayor uso de leña, ya que alrededor de 4 millones de hogares (11% del total) la usan como combustible para cocinar y calentar alimentos (CONABIO, 2020). En las comunidades rurales del país, muchas especies de árboles, arbustos y otras plantas se utilizan para la obtención de leña (Gual-Díaz *et al.*, 2020). Entre las más comunes se encuentran el huizache (*Acacia pennatula*), encino (*Quercus* spp.), madroño (*Arbutus xalapensis*), chacá (*Bursera simaruba*), coco (*Cocos nucifera*), nopal (*Opuntia* spp.), maguey verde (*Agave salmiana* ssp. *crassispina*), y diversas especies de mezquite (*Prosopis articulata*, *P. glandulosa*, *P. laevigata*, *P. odorata*, *P. tamaulipana*, *P. velutina* y *P. yaquiiana*), entre otros. También es común el uso de especies como el elite (*Alnus acuminata*), pino ocote (*Pinus* sp.) y café (*Coffea arabica*) (Mozo-Ocegueda & Silva-Aparicio, 2022). La leña se obtiene de desperdicios de aserradero o desmonte, derribo de árboles en el bosque, y recolección de ramas pequeñas (Escobar-Ocampo *et al.*, 2009).

Socialmente, el uso de la leña tiene ciertas implicaciones ya que el segmento de la población dedicado a la recolección de leña se conforma por personas mayores, mientras que la población joven no se involucra activamente en esta actividad. De esta manera, en México el paisaje cultural y la preservación de los recursos forestales deberían ser atendidos con estrategias de fomento y capacitación para los jóvenes sobre el uso de leña como recurso energético importante que logre el involucramiento de toda la comunidad (Aguirre-Cortés *et al.*, 2018). Aunado a esto, el fogón se utilizó y se sigue utilizando como implemento para la combustión de leña, sin embargo, su baja eficiencia térmica provoca que genere emisiones de GEI a la atmósfera, provocando además problemas de salud a las personas que las utilizan. La población de áreas rurales y urbanas usan la leña por alguna de las siguientes razones (Mazzone *et al.*, 2021): (1) está disponible y es abundante en zonas forestales; (2) algunos alimentos deben cocinarse en fuegos abiertos debido a las características particulares, (3) los elementos simbólicos de ciertos alimentos y prácticas alimentarias “mágicas” y (4) por la dimensión económica de cocinar con fuego. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es analizar mediante la revisión documental el efecto del uso de estufas ecológicas en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

## Materiales y Métodos

Para identificar el impacto del uso de estufas ecológicas en comunidades rurales, como implemento para la generación de energía a partir de biomasa para las actividades domésticas, se realizó una revisión documental (artículos científicos, artículos de divulgación y manuales técnicos). Se realizó la búsqueda en la base de datos de Redalyc, ScienceDirect y Google académico. Adicionalmente se consultaron manuales técnicos sobre estufas ecológicas publicados por universidades nacionales e instituciones gubernamentales. Lo anterior, con la finalidad de identificar aspectos relacionados con el consumo de leña, características de los implementos para la combustión de biomasa, emisiones de GEI generadas por esta actividad y los datos sobre reducción del consumo de energía por la utilización de estufas ecológicas.

## Resultados

### *Implementos utilizados para la combustión de leña*

Quiroz-Carranza *et al.* (2009) reportan que el consumo de leña a nivel mundial oscila entre 2.4 y 2.8 kg hab<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> y de acuerdo con la FAO (2006) en América Latina y el Caribe se ha estimado un total de 271.1 millones de m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>. En México la zona centro y sur son las regiones con mayor cantidad de usuarios de leña (COFEPRIS, 2017) y se estima que el uso de madera (leña y carbón vegetal) es de 30 millones de metros cúbicos al año (SEMARNAT, 2009), que equivale a un promedio de consumo de 2.1 a 3.0 kg hab<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Quiroz-Carranza *et al.*, 2009). Los combustibles con mayor eficiencia (como el gas LP) producen mayor cantidad de calor con menores cantidades, produciendo menor nivel de polución en el ambiente. Sin embargo, tienden a ser más caros, por lo que en las zonas rurales se usa en mayor medida los combustibles de biomasa, considerados de baja eficiencia por generar baja capacidad de producir calor y producción de altos niveles de compuestos tóxicos (Juneman y Legarreta, 2007).

El uso de leña implica para las familias la construcción de fogones o adquisición de estufas ecológicas. En las comunidades rurales se utiliza como implemento principal para la combustión de leña en actividades domésticas el fogón tradicional, seguido de la estufa Lorena y por último la estufa de gas (Vázquez-Calvo *et al.*, 2016). El fogón, tecnología tradicional, está constituido por tres piedras colocadas sobre el piso y arriba de éstas se colocan ollas y tinas sobre un comal grande o parrilla (Quiroz-Carranza y Cantú-Jiménez, 2012). Sin embargo, tiene el inconveniente de que cocinar con combustible sólido (carbón o madera), en fuegos abiertos o cocinas tradicionales genera altos niveles de contaminación del aire dentro de los hogares (Cortés y Ridley, 2013). Las estufas ecológicas domésticas, por su parte, son dispositivos que aprovechan el calor liberado por la combustión de la leña para la cocción de alimentos, son una alternativa al fogón tradicional ampliamente utilizado en zonas rurales para la cocción de alimentos, calefacción y calentamiento de agua (UNAM, 2022). Estas, además, disponen de una chimenea que ayuda a reducir las emisiones de partículas contaminantes en la cocina y su concentración en el interior del hogar (Loyola-Leyva *et al.*, 2023), de tal manera que disminuyen los efectos adversos a la salud como las enfermedades respiratorias (Aristizábal-Hernández, 2010). En este sentido una de las estufas mejoradas difundida en México es el modelo “Lorena”, construido a base de lodo y arena, cuyas principales ventajas son (Mancilla-Villa, 2008): reducir los accidentes caseros producidos por el fogón tradicional o de tres piedras, el consumo de leña hasta en 60 %, y el impacto hacia las zonas forestales pequeñas; además de mejorar la calidad del aire dentro de las viviendas a través de la reducción de las emisiones de hollín.

En las zonas rurales, en general, los equipos usados en la cocción de alimentos se caracterizan por tener baja eficiencia en la transformación de la energía debido a que no se logra una combustión completa. Esto último debido a que gran parte de la energía se pierde en los gases de chimenea debido a las elevadas temperaturas, uso de maderas inapropiadas y la mala ubicación de las cocinas (Sierra-Vargas, *et al.*, 2014). En el caso de las estufas Lorena, los materiales con los que se construyen (tierra, ladrillo y concreto) ocasiona que tenga una eficiencia energética baja (García-Martínez *et al.*, 2023) comparado con modelos más tecnificados como los que produce la empresa Ecostufa® (Ecostufa, 2023).

Con respecto al consumo de leña por dispositivo de cocción, Parúas-Cuza *et al.* (2007) encontraron que es mayor en el fogón de tres piedras, el cual alcanza los 15.1 kg de leña por día. Esto se debe a la ausencia de paredes que conserven el calor y a la exposición directa de la llama y gases con el medio exterior. En un estudio realizado en una comunidad rural de Guerrero, se estimó que la tasa de consumo promedio obtenida con el método indirecto es de 2.11 kg persona<sup>-1</sup>día<sup>-1</sup>, y 2.01 kg persona<sup>-1</sup>día<sup>-1</sup> de manera directa, de tal manera que el gasto de leña es mayor en el mes agosto (2.34 kg persona<sup>-1</sup>día<sup>-1</sup>) y en los meses con mayor precipitación y temperaturas más bajas (Mozo-Ocueda y Silva-Aparicio, 2022).

### *Emisiones GEI en actividades domésticas*

Como ya se mencionó, la quema de leña genera emisiones de GEI. En un estudio realizado en Chiapas por Diaz-Nigenda *et al.* (2021) hacen énfasis en la relevancia que tiene el consumo de leña y carbón en la preparación de pollos asados y los gases con emisiones más altas fueron el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ , 5 312.12 t año<sup>-1</sup>) y el monóxido de carbono ( $\text{CO}$ , 290.13 t año<sup>-1</sup>). En Durango, se calculó que las emisiones de  $\text{CO}_2$  liberado a la atmósfera en el estado de Durango, provenientes del uso de la leña, es de 268.05 Kt año<sup>-1</sup>, lo cual equivale a 268,050 toneladas por año, representando el 1.52% de las emisiones a nivel nacional (Briseño-Contreras y Valenzuela, 2013). Por otro lado, el humo que genera la leña contiene una mezcla compleja de gases y partículas finas (también llamada contaminación por partículas, material particulado o PM), así como, contaminantes como benceno, formaldehído, acroleína e hidrocarburos aromáticos policíclicos (EPA, 2024).

### *Reducción de emisiones GEI por el uso de estufas*

El uso de estufas reduce los consumos de leña entre el 30% y el 50%, esto se traduce en menores impactos en los bosques, además el uso de una estufa de leña evita emisiones de GEI equivalentes a las generadas por dos automóviles típicos (Gobierno de México, 2023). Aunado a lo anterior, las emisiones de monóxido de carbono, compuestos orgánicos volátiles, partículas totales en suspensión, carbono orgánico y carbono elemental en las estufas domésticas de leña tecnificadas son sustancialmente menores comparadas con modelos antiguos o fogones (Brandelet *et al.*, 2017).

Por otra parte, en comunidades con mucha población, la tasa de consumo supera a la capacidad de producción del bosque lo que lleva a la pérdida de cobertura forestal. Los impactos del uso de leña en el ambiente se pueden enmarcar en tres aspectos (Benoist *et al.*, 2024): 1) emisiones de GEI por quema de leña, considerando si la leña proviene o no de fuentes renovables, 2) emisiones no GEI provenientes de la quema de madera, 3) transformaciones del suelo asociadas a la potencial deforestación por usos de leña no renovable y sus consecuencias ambientales. En este sentido, es crucial extender el uso de dispositivos ahorradores para reducir el consumo de leña y conservar la capacidad de los bosques para la producción de biomasa.

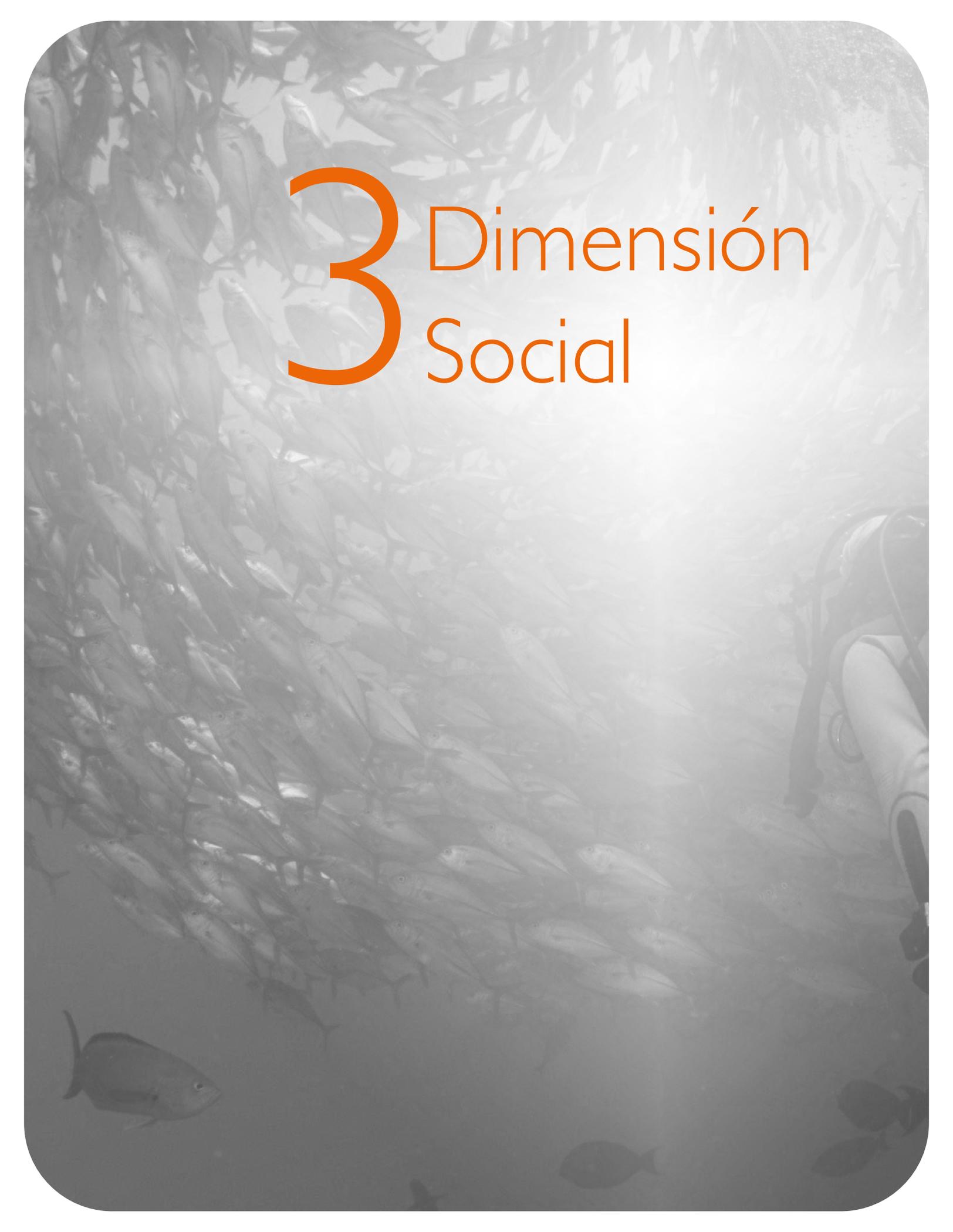
### **Conclusión**

El uso del fogón tradicional, además del inconveniente de la emisión de gases tóxicos a la salud, tiene una baja eficiencia energética, lo que deriva en un consumo elevado de leña que deriva en un impacto en los bosques en torno a las comunidades que hacen uso de dicho combustible. La implementación de estufas ecológicas no solo incrementa la eficiencia energética y reduce el consumo de leña, sino que genera menores emisiones GEI. Por tal razón es necesario extender el uso de estos equipos en hogares que usan la leña como combustible principal o alternativo. Esto ayuda a mitigar los efectos del  $\text{CO}_2$  en el cambio climático y favorece la conservación de los bosques al reducir la extracción de biomasa dendroenergética.



## Literatura citada

- EPA. 2024. El humo de la leña y la salud. Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. <https://espanol.epa.gov/espanol/el-humo-de-la-lena-y-su-salud>. 14 de agosto de 2024.
- Ecostufa. 2023. Ventajas y beneficios de usar una ecostufa. <https://www.ecostufa.com/hacemos.php>. (14 de agosto de 2024).
- Mazzone, A.; Cruz, T.; Bezerra, P. 2021. Firewood in the forest: Social practices, culture, and energy transitions in a remote village of the Brazilian Amazon. *Energy Research & Social Science*. 74. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.erss.2021.101980>
- Escobar-Ocampo, M.C.; Niños-Cruz, J.A.; Ramírez-Marcial, N.; Yépez-Pacheco, C. 2009. *Revista Ra Ximhai*. 5(2):201-223. <https://www.redalyc.org/pdf/461/46111507006.pdf>
- Aguirre-Cortés, E., López-Martínez, J., Vargas-Legorreta, B., Pat-Fernández, J., & Macario-Mendoza, P. (2018). Preferencias de uso de leña en un paisaje cultural en el sur de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(2), 148-160.
- Aristizábal-Hernández, J. D. 2010. Estufas mejoradas y bancos de leña: una alternativa de dependientes de los bosques de roble de la Cordillera Oriental. *Revista Colombia Forestal*, 13(2):245-256.
- Benoist, A.; Lanvin, C.; Lefebvre, O.; Godard, C.; Ouedraogo, H.; Riesgo, S.M.; Martz, P.; Ringeissen, S.; Blin, J. 2024. Better practices for including traditional firewood in LCA: Lessons from a shea butter case study in Burkina Faso. *Environmental Impact Assessment Review*. 105. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107414>
- Brandelet, B.; Rose, Ch.; Rogaume, C.; Rogaume, Y. 2017. Investigation of the organic carbon ratio analysis on particles from biomass combustion and its evolution in three generations of firewood stoves.
- Briseño-Contreras, E., & Valenzuela, L. (2013). *Cuantificación de emisiones de CO2 por consumo de leña*. México: Editorial Académica Española.
- CONABIO. 2020. Combustible. <https://www.biodiversidad.gob.mx/diversidad/combustible>. (6 de agosto de 2024).
- Díaz-Nigenda, E.; Vázquez-Morales, W.; Venegas-Sandoval, A.; Morales-Iglesias, H.; Hernández-Jiménez, S. 2021. Emisiones generadas por el consumo de leña y carbón en la preparación de comida rápida. 8(2): <https://www.scielo.org.mx/pdf/era/v8n2/2007-901X-era-8-02-e2962.pdf>
- García-Martínez, R.; Hernández-Soto, F.N.; Rodríguez-Soto, J.M. 2023. Uso de leña y estufas ecológicas en comunidades rurales de la región de Valle de Bravo. *Ciencia Latina Científica Multidisciplinar*, 7(6): 2376-2387.
- Gobierno de México. 2023. Manual de buenas prácticas para la implementación de proyectos de estufas ecológicas de leña. UNAM-Ciudad de México, México. 29 p. [https://conahcyt.mx/wp-content/uploads/publicaciones\\_conacyt/estufas\\_ecologicas/Manual\\_de\\_estufas\\_ecologicas\\_version-web.pdf](https://conahcyt.mx/wp-content/uploads/publicaciones_conacyt/estufas_ecologicas/Manual_de_estufas_ecologicas_version-web.pdf)
- Gual-Díaz, M., Redón-Correa, A., & Mariaca-Méndez, R. (2020). Especies Vegetales con uso combustible. *Revista etnobiología*, 113-135.
- Loyola-Leyva, A.; Lugo-Pérez, L.I.; González-Contreras, F.J. 2023. Uso de estufas ecológicas para el aprovechamiento de calor. *Revista Universitarios Potosinos*. 274:26-30. <https://leka.uaslp.mx/index.php/universitarios-potosinos/article/view/502>.
- Mozo-Ocegueda, A., & Silva-Aparicio, M. (2022). Caracterización del aprovechamiento de leña en unacomunidad Me'phaade la Montaña de Guerrero. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(70), 114-135.
- Parías-Cuza, R.; Núñez-Bosch, O.; Almarales-Arceo, A.; Torres-Céspedes, G.; Arias-Chalico, T. 2007. Algunas consideraciones sobre el uso eficiente de la leña para la cocción de alimentos en el sector doméstico en la provincia de Guantánamo. *Tecnología-Química*, 27(1):70-76. <https://www.redalyc.org/pdf/4455/445543752010.pdf>
- Quiroz-Carranza, J.; Cantú-Gutiérrez, C. 2012. El fogón abierto de tres piedras en la península de Yucatán: Tradición y transferencia de tecnología. *Revista pueblos y fronteras digital*, 7(13): 270-301. <https://www.redalyc.org/pdf/906/90624811010.pdf>
- Quiroz-Carranza J, Cantú-Gutiérrez C, Díaz-Jiménez R, Orellana-Lanza R. 2009. Uso de la leña en Yucatán y tecnología para su aprovechamiento sustentable. Yucatán, México: Centro de Investigación Científica de Yucatán. ISBN: 9789686532289
- COFEPRIS. 2017. Usuarios de leña en México. Gobierno de México. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios. <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/3-usuarios-de-lena-en-mexico>. (14 de agosto de 2024).
- SEMARNAT. 2009. Instructivo para el aprovechamiento de leña en comunidades rurales. Gobierno de México. SEMARNAT. <http://www.conafor.gob.mx/biblioteca/Manual-de-la-Lena.pdf>. (14 de agosto de 2024).
- Sierra-Vargas, F.E.; Guerrero-Fajardo, C.A.; Mejía-Barragán, F. 2014. Determinación de la eficiencia de la cocción con leña en las veredas de Usme, Bogotá. *Ingeniería Mecánica*, 17(2): 185-194. <http://scielo.sld.cu/pdf/im/v17n2/im10214.pdf>

An underwater photograph showing a large school of fish swimming in a dimly lit environment. In the lower right corner, the back of a diver is visible, including a scuba tank and part of a wetsuit. The overall scene is hazy and blue-toned, with light filtering from above.

# 3 Dimensión Social



### 3.1. Clarificar agua y fuente de alimento, una propuesta de servicios ecosistémicos del nopal para Argentina

**González-Maldonado Ma. Guadalupe<sup>1,\*</sup>**; Silos-Espino Héctor<sup>1</sup>; Torres-Ruiz Sandra M.<sup>1</sup>; Rigalli Alfredo<sup>2</sup>; Lupo Maela<sup>2</sup>; De Fazio-Seris Natalia<sup>2</sup>; Baron Carolina M.<sup>2</sup>; Luquez Mariel A.<sup>2</sup>; Ghione-Avram Ana E.<sup>2</sup>; Segura-Bernal Gerardo<sup>3</sup>; Torres-González Jorge A.<sup>3</sup> y Acero-Godínez Ma. Guadalupe<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico El Llano Aguascalientes. Kilómetro 18 carretera Aguascalientes a San Luis Potosí, El Llano. C.P. 20330. Aguascalientes, México.

<sup>2</sup>Centro Universitario de Estudios Medioambientales (CUEM), Facultad de Ciencias Médicas, Universidad Nacional de Rosario. Santa Fe 3100. C.P. 2000. Rosario, Argentina.

<sup>3</sup>Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes. Posta Zootécnica C.P. 20920. Jesús María, Aguascalientes, México.

\*Autor para correspondencia: gpemaldonado2016@gmail.com

#### Resumen

México cuenta con nopaleras silvestres, de verdura, de tuna y de forraje que suman alrededor de 1.6 millones de hectáreas. Ellas tienen un gran potencial para captar CO<sub>2</sub>, además de que reducen las emisiones de este gas en suelos de baja fertilidad. Son muy variados los servicios ecosistémicos que se aprovechan del nopal (tuna): regula la calidad del aire, captura carbono en tierras agrícolas, es alimento para humanos y ganado debido a que fija CO<sub>2</sub> en la fase nocturna de su ciclo metabólico, transformándolo en carbohidratos y clarifica el agua turbia. Este último es un conocimiento ancestral transmitido por grupos originarios de zonas áridas y semiáridas. En contraste, en la Argentina los cultivos de nopal son escasos, destinándolos solamente como forraje. Con la expansión de este cultivo, los argentinos pudieran beneficiarse del nopal como una alternativa para remediar los suelos empobrecidos por el cultivo de la soja; integrarlo en su dieta, ya que además de ser un excelente alimento, tiene componentes benéficos para la salud; o bien, utilizarlo para clarificar fuentes de abastecimiento de agua. Hay comunidades en el Delta del río Paraná que no cuentan con servicio de potabilización del agua para consumo. El objetivo de este trabajo fue encontrar las mejores condiciones para clarificar el agua del río Paraná en su trayecto por Rosario, Argentina y el agua de la Presa San Antonio en Parras, Coahuila, México, empleando especies locales de nopal, realizando además el análisis de las propiedades nutricionales de dichas especies. Estos conocimientos pueden incrementar los argumentos para hacer extensivo el cultivo de nopal en Argentina.

**Palabras clave:** *coagulante natural; Río Paraná; Presa San Antonio; Brasilopuntia brasiliensis; Opuntia rastrera.*

#### Abstract

Mexico has different kinds of nopal patches: wild, for human consumption "nopalitos", fruit-producing (tuna) and those for animal consumption. They cover a total of around 1.6 million hectares. They have great potential to capture CO<sub>2</sub>, in addition to reducing emissions of this gas in low-fertility soils. The ecosystem services nopal provides are very varied (in Argentina, they call it "tuna"). It regulates air quality, captures carbon in agricultural lands and is food for humans and livestock. It sequesters CO<sub>2</sub> in the nocturnal phase of its metabolic cycle, transforming it into carbohydrates and other nutrients, and clarifies cloudy water. The latter is ancestral knowledge transmitted by ethnic groups that have inhabited

arid and semi-arid areas. In contrast, in Argentina, nopal crops are limited and are used only as forage. With the expansion of crops, Argentine people could benefit from the cactus as an alternative to remedy soils impoverished by soybean cultivation; integrate it into their diet, since in addition to being an excellent food, it has beneficial health or use it to clarify water supply sources. There are communities in the Paraná River Delta that do not have a water purification service for consumption. The objective of this work was to find the best conditions to clarify the water of the Paraná River on its way through Rosario, Argentina and the water of the San Antonio Dam in Parras, Coahuila, Mexico, using local species of nopales, also carrying out the analysis of the nutritional properties of these species. This knowledge may increase the arguments for expanding the cultivation of nopal in Argentina.

**Key words:** *natural coagulant; Río Paraná; Presa San Antonio; Brasilopuntia brasiliensis; Opuntia rastrera.*

## Introducción

El delta del Paraná se extiende por 300 km en Argentina, constituyendo un gran sistema de almacenamiento de agua dulce. Alrededor de 12 millones de personas lo habitan (WETLANDS-Argentina, 2019). Los sedimentos que arrastra el río dan un color marrón y un aspecto turbio al agua (Fundación Aquae, 2024). Los habitantes del Delta frecuentemente le agregan sulfato de aluminio, lo que representa riesgo para la salud, por las dificultades en su racionamiento (Tamashiro, 2019). En otro contexto, la Presa San Antonio se ubica en el ejido del mismo nombre, dentro del municipio de Parras de la Fuente, en el estado de Coahuila de Zaragoza, México. Es una zona de clima seco (Mendoza-Hernández, 2010; INEGI, 2011; CONAGUA, 2024). El agua es de color café claro y de aspecto turbio, por la gran cantidad de limo y arcilla. La población depende del agua almacenada en la presa para el riego de sus cultivos. Adicionalmente, la Región Hidrológica 36, Cuenca Nazas-Aguanaval, a la cual pertenece la Presa San Antonio, tiene acuíferos sobreexplotados, por lo que tener disponible un suministro de agua superficial de buena calidad para uso y consumo humano, representa una alternativa para el abastecimiento del recurso hídrico a las comunidades aledañas a la presa (INEGI-CONAGUA, 2007; Mendoza-Hernández, 2010; CONAGUA-UJED, 2014). El mucílago de nopal puede dar un servicio potabilizador de las aguas turbias ya que tiene la capacidad de remover colorantes y mantener el pH, entre otras. Sin embargo, estos trabajos se han realizado con mucílago extraído mediante técnicas que implican el uso de solventes químicos (Sandoval-Bautista, *et al.*, 2022; Terán-Sánchez, 2022). Adicional al servicio ecosistémico, el consumo de nopal genera efectos positivos a la salud debido a su contenido de fitoquímicos (Inglese *et al.*, 2018; Izuegbuna *et al.*, 2019; Ramzan y Saed, 2020). En México el nopal es ingrediente de platillos consumidos por la población y es una fuente de alimento para el ganado (SIAP, 2023). En contraste, el nopal en Argentina es una planta poco utilizada, existiendo solo escasas plantaciones de nopal forrajero en el noroeste de ese país (Infocampo, 2023, Mich, 2023). Este trabajo tiene el propósito de resaltar dos servicios ecosistémicos de abastecimiento que nos brinda el nopal: como fuente de alimento y como agente clarificador de agua, aprovechados en México y de importancia para Argentina, como argumento para proponer que se incrementen las plantaciones de nopal, siendo un cultivo que tiene gran potencial de reducir emisiones de CO<sub>2</sub> en suelos con baja fertilidad.

## Materiales y Métodos

Se tomaron muestras de agua del Río Paraná en tres puntos de su trayecto por la ciudad de Rosario, Provincia de Santa Fe, Argentina en el mes de noviembre de 2023. Las muestras se obtuvieron Rambla Catalunya lat:  $-32^{\circ}53'19''$ , long:  $-60^{\circ}41'9''$ ; Paseo del Caminante lat:  $-32^{\circ}52'38''$ , long:  $-60^{\circ}41'15''$  y la Estación Fluvial lat:  $-32^{\circ}56'56''$ , long:  $-60^{\circ}37'36''$ . Para realizar las pruebas de jarras se emplearon nopales de la especie *Brasilopuntia brasiliensis* y nopales de *Opuntia ficus-indica*. En las muestras de agua se midió pH, color, turbidez, conductividad eléctrica (Gutiérrez-Medina, 2024) y sólidos disueltos totales, antes y después del tratamiento con pulpa de nopal en base húmeda. Los análisis se realizaron en el Centro Universitario de Estudios Medioambientales (CUEM) de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad Nacional de Rosario, Rosario, Argentina. Se emplearon técnicas puestas a punto en el CUEM (Rigalli, 2021) de acuerdo con las “Guías para la calidad del agua potable” emitidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018), la Ley Nacional 18284 (CAA, 1969), y ley 11220 (LP Santa Fe, 1994) y la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Límites permisibles de la calidad del agua (NOM 127, 2021). El proceso de la pulpa de nopal consistió en eliminar las espinas y la piel de cladodios mayores a un año (pencas). La pulpa se cortó de manera manual en cubos de 0.5 cm. Se realizaron pruebas de jarras a razón de 1, 2, 4, 8 y 16 g de pulpa por litro de agua. Se realizaron tres réplicas de cada tratamiento. Se determinó la mínima cantidad para clarificar el agua, el tiempo de agitación y de reposo óptimo para obtener la clarificación. Las pruebas se realizaron a temperatura ambiente de 22 a 30°C. El tratamiento del agua de la Presa San Antonio se realizó en el mes de marzo de 2024, con el nopal *Opuntia rastrera*, especie silvestre de la región sur del municipio de Parras de la Fuente, Coahuila, México. Los cladodios se obtuvieron de zonas pertenecientes al Ejido Presa San Antonio. Se midieron los mismos parámetros que para el agua del Paraná. Se realizó el análisis químico proximal de las 3 especies de nopal, en el Laboratorio de Nutrición Animal del Centro de Ciencias Agropecuarias (La Posta Zootécnica) de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA), determinando humedad, materia seca, proteína cruda, fibra cruda, grasa cruda, cenizas, extracto libre de nitrógeno. En *Opuntia rastrera* se agregó la cuantificación de fibra detergente neutra y fibra detergente ácida. El análisis se realizó de acuerdo con los métodos oficiales de la AOAC Internacional, en los cuales se indica que las mediciones deben hacerse por duplicado (AOAC, 2019).

## Resultados y Discusión

Determinación del tiempo de agitación: la formación de flóculos fue inmediata, a los 5 min de agitación (40 rpm) se formaron flóculos de mayor tamaño y a los 15 min, ya estaban en el fondo del recipiente, junto con los trozos de nopal. Entonces el agua, ya transparente, estaba lista para decantarse. El comportamiento fue similar para las tres especies de nopal. En el Cuadro 1 se muestran los análisis realizados).

**Cuadro 1. Prueba de Jarras con agua del río Paraná empleando *Brasilopuntia Brasiliensis* y *Opuntia ficus indica* como coagulante**

ID	Nopal ( $\text{g L}^{-1}$ )	pH	CE ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	SDT (ppm)	Densidad ( $\text{g mL}^{-1}$ )	Sabor	Apariencia
Agua Cruda	0	$8.25 \pm 0.03$	$100 \pm 25$	$60 \pm 14$	$0.998 \pm 0.003$	no se probó	lechosa
1	1	$7.49 \pm 0.04$	$110 \pm 14$	$85 \pm 12$	$1.004 \pm 0.003$	insípida	líquida
2	2	$7.02 \pm 0.02$	$110 \pm 08$	$81 \pm 10$	$1.000 \pm 0.002$	insípida	líquida
3	4	$7.00 \pm 0.04$	$108 \pm 16$	$89 \pm 07$	$0.998 \pm 0.003$	insípida	líquida
4	8	$7.04 \pm 0.04$	$110 \pm 23$	$93 \pm 15$	$0.994 \pm 0.004$	clorofila suave	poco viscosa
5	16	$6.97 \pm 0.02$	$107 \pm 19$	$99 \pm 17$	$1.004 \pm 0.006$	clorofila intenso	muy viscosa

ID: identificación de la solución, CE: conductividad eléctrica, SDT: Sólidos disueltos totales. Los resultados son promedios de cuatro mediciones con su Desviación Estándar, dos de ellas con *Brasilopuntia brasiliensis* y otras dos empleando *Opuntia ficus-indica*. Se identificó como Agua Cruda del río Paraná a la mezcla de agua obtenida de los tres puntos de muestreo.

Cuando se agregaron 2 gramos de nopal a un litro de agua se obtuvo un agua con características fisicoquímicas que se encontraron dentro de las normas que establece la OMS. Las aguas tratadas con nopal fueron inodoras a partir de  $1 \text{ g L}^{-1}$  e incoloras para 2 y  $4 \text{ g L}^{-1}$ . En cuanto a los SDT, los valores fueron incrementando conforme se aumentó la cantidad de nopal, aunque el agua se mostraba transparente. Si bien la pulpa de nopal aglutinó los sólidos presentes en el agua cruda para ser retirados, los carbohidratos que componen al mucílago del nopal pudieron haberse disuelto en el agua. Se identificó que, a los 8 y  $16 \text{ g L}^{-1}$  de nopal, se modificaron las características del agua, haciéndola viscosa e imprimiendo un sabor a clorofila agradable al gusto. Se observó que la especie *Brasilopuntia brasiliensis* da origen a que el agua adquiera una tonalidad verde clara, cuando se agregan dichas cantidades de pulpa de nopal. En el Cuadro 2 se muestran los resultados de las Pruebas de Jarras realizadas con agua de la Presa San Antonio y empleando como coagulante el nopal rastrero (*Opuntia rastrera*).

**Cuadro 2. Prueba de Jarras con agua de la Presa San Antonio empleando el nopal *Opuntia rastrera* como coagulante.**

ID	Nopal ( $\text{g L}^{-1}$ )	pH	CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	SDT (ppm)	Densidad ( $\text{g mL}^{-1}$ )	Sabor	Apariencia
Agua Cruda	0	$8.14 \pm 0.2$	$430 \pm 5.0$	$470 \pm 5.0$	$0.977 \pm 0.03$	No se probó	lechosa
1	1	$7.74 \pm 0.3$	$410 \pm 2.0$	$430 \pm 8.0$	$0.989 \pm 0.02$	insípida	líquida
2	2	$7.71 \pm 0.5$	$400 \pm 3.0$	$370 \pm 7.0$	$0.984 \pm 0.03$	insípida	líquida
3	4	$7.70 \pm 0.6$	$440 \pm 15.0$	$390 \pm 6.0$	$0.992 \pm 0.03$	insípida	líquida
4	6	$7.73 \pm 0.3$	$420 \pm 7.0$	$400 \pm 11.0$	$1.000 \pm 0.02$	clorofila suave	líquida
5	8	$7.69 \pm 0.5$	$390 \pm 5.0$	$420 \pm 7.0$	$0.998 \pm 0.04$	clorofila suave	poco viscosa

ID: identificación de la solución, CE: conductividad eléctrica, SDT: Sólidos disueltos totales. Los resultados son promedios de dos mediciones con su Desviación Estándar.

La cantidad mínima de pulpa de nopal que clarificó el agua de la Presa San Antonio fue  $2 \text{ g L}^{-1}$ . Las mediciones realizadas en este tratamiento estuvieron dentro de las normas establecidas por la OMS (2018) para agua potable. Las aguas tratadas con nopal fueron inodoras partir de  $1 \text{ g L}^{-1}$  e incoloras a partir de  $2 \text{ g L}^{-1}$ . Se presentó dificultad para filtrar el agua tratada con  $8 \text{ g L}^{-1}$  debido a su viscosidad.

Comparando los valores de turbidez del agua cruda con el agua tratada con nopal a  $2 \text{ g L}^{-1}$ , se observó que este parámetro hace más evidente la eficiencia del nopal en la clarificación del agua (Cuadro 3).

**Cuadro 3. Turbidez y Color Verdadero del agua, antes y después de ser tratada con pulpa de nopal a  $2 \text{ g L}^{-1}$ .**

Sitios de muestreo	Turbidez (NTU)		Color (UCV)		Remoción de
	Agua Cruda	Agua+Nopal	Agua Cruda	Agua+Nopal	Turbidez (% de NTU)
Rambla Catalunya. Argentina	$17.92 \pm 0.04$	$0.32 \pm 0.055$	10	10	98
Costa Alta. Argentina	$20.65 \pm 0.27$	$0.37 \pm 0.028$	10	10	98
Estación Fluvial. Argentina	$20.44 \pm 2.16$	$0.43 \pm 0.063$	10	10	89
Presa San Antonio. México	$33.30 \pm 0.09$	$4.00 \pm 0.030$	12	12	88
°Norma OMS	5	--	15	--	
°Código Alimentario Argentino	3	--	5	--	
°Norma Oficial Mexicana: NOM-127-SSA1-2021	4	--	15	--	

UCV: Unidades de Color Verdadero. Los valores son el promedio de las determinaciones realizadas por duplicado más su desviación estándar. °Valor de referencia: es la concentración o medida de un componente que no ocasiona un riesgo para la salud superior al tolerable cuando se consume durante toda una vida (OMS, 2018).

En el Cuadro 3 se muestra como los valores de turbidez disminuyeron cuando el agua cruda fue tratada con pulpa de nopal a  $2 \text{ g L}^{-1}$ . Se obtuvo una remoción de turbidez desde el 88% hasta el 98%, a diferencia de estudios realizados con mucílago de nopal en gel extraído con etanol, con el cual se obtuvo

el 60% (Carhuas-Rojas, 2023) o con harina de nopal 79% en la remoción de la turbidez (Vargas-Rodríguez *et al.*, 2016; Terán-Sánchez, 2022). La turbidez visible reduce la aceptabilidad del agua potable, puede indicar la presencia de contaminantes químicos y microbianos peligrosos y los consumidores asocian la turbidez con su seguridad para beber (OMS, 2022). Por otra parte, no se encontró diferencia en el color, medido antes y después del tratamiento con nopal, ya que la técnica establece hacer un filtrado de las muestras. El agua de uso doméstico tiene como parámetro de aceptación la de ser incolora. Las aguas superficiales pueden estar coloridas debido a la presencia de hierro y manganeso, humus, materia orgánica y contaminantes domésticos e industriales. El color que en el agua produce la materia suspendida y disuelta, se le denomina "Color aparente", una vez eliminado el material suspendido, al color remanente se le conoce como "Color verdadero", siendo este último el que se mide en la determinación. Se consideran aceptables, niveles debajo de 15 UCV. En general, no se pueden establecer relaciones claras entre el color y el tipo de contaminación (OMS, 2018). Las características nutricionales de las tres especies de nopal empleadas en el presente trabajo se presentan en el Cuadro 4.

**Cuadro 4. Propiedades nutricionales de especies de nopal crecidas en Argentina (*Opuntia ficus-indica* y *Brasilopuntia brasiliensis*) y en México (*Opuntia rastrera*).**

Especie de nopal Tipo de análisis	<i>Opuntia ficus-indica</i>		<i>Brasilopuntia brasiliensis</i>		<i>Opuntia rastrera</i>	
	*BTC	**BMS	BTC	BMS	BTC	BMS
Humedad (%)	81.25	---	76.93	---	87.83	---
Materia Seca (%)	18.75	100	23.07	100	12.17	100
Proteína cruda (%)	2.86	15.28	3.26	14.14	0.49	4.05
Fibra Cruda (%)	3.44	18.38	4.54	19.82	1.93	15.88
Grasa cruda (%)	1.32	7.04	1.74	7.56	0.66	5.45
Cenizas (%)	4.90	26.14	6.96	30.20	4.46	36.72
ELN (%)	6.23	33.16	6.57	28.28	4.63	37.90
<sup>β</sup> FDN (%)					2.19	18.07
<sup>γ</sup> FDA (%)					0.59	4.90

\*BTC: Base Tal Cual o Base Húmeda, \*\*BMS: Base Materia Seca, <sup>α</sup>ELN: Extracto Libre de Nitrógeno, <sup>β</sup>Fibra Detergente Neutra: es la porción compuesta por celulosa, hemicelulosa y lignina. <sup>γ</sup>Fibra Detergente Ácida: contenido de celulosa y lignina.

El nopal de Brasil (*Brasilopuntia brasiliensis*) fue la especie con un porcentaje de proteína mayor en base húmeda, así también mostró un contenido importante de fibra cruda y de grasa cruda. El porcentaje de cenizas representa el contenido de minerales, el cual fue mayor en esta especie que en las otras dos especies de nopal analizadas. El Extracto Libre de Nitrógeno corresponde al porcentaje de carbohidratos contenidos, el cual también fue mayor con respecto al nopal común y al nopal rastrero. Los principales carbohidratos que conforman el mucílago del nopal son arabinosa 44.04%, xilosa 22.13%, galactosa 20.43%, ramnosa 7.02% y ácido galacturónico 6.38% (Medina-Torres *et al.*, 2000). Es importante mencionar que las especies de nopal empleadas fueron aquellas adaptadas a las condiciones climáticas de cada región. Así se puede tener una idea de los cultivos que pueden prosperar al hacerlos de manera extensiva. Uno de los vegetales más consumidos en Argentina es el Tomate (Alimentos argentinos, 2018). Sus características nutricionales en base húmeda son las siguientes: 94% de humedad, 1.0% de proteína, 1.40% de fibra, 0.11% de grasa y 3.5% de carbohidratos. Si se comparan los valores del tomate con aquéllos de las especies estudiadas de nopal, se puede observar claramente que el nopal tiene ventaja. Se debe considerar además que el nopal tiene efectos benéficos para la salud como antiinflamatorio, cicatrizante, antiviral, acción reductora de colesterol, anticáncer, protector del ADN, antígenotóxico, neuroprotector, hepatoprotector, hipoglucemiante, antiulcerogénico, antihiperlipidémico y antiobesidad (Torres-Ponce *et al.*, 2015, Inglese *et al.*, 2018).

## Conclusiones

Bajo condiciones de tiempo de agitación media de 40 rpm durante 10 min, tiempo de sedimentación de 15 min y de pulpa fresca de nopal 2 g L<sup>-1</sup> de agua, se pudo clarificar el agua de la Presa San Antonio en México y el agua del Río Paraná. Los hallazgos anteriores se pueden proponer para clarificar fuentes de agua no tratada y así satisfacer una necesidad crítica en comunidades del Delta del río Paraná que carecen de servicios de potabilización del agua. El agua resultante del tratamiento se encuentra dentro de las normas establecidas por la OMS en cuanto a conductividad, pH, SDT, turbidez y color.

Si bien en México ya se utilizan las especies locales de nopal como alimento y como agente coagulante para clarificar agua superficial, es necesario hacer extensivos estos conocimientos, sobre todo a comunidades rurales donde hay escasez de agua de lluvia y las fuentes de nutrientes son limitadas.

Los servicios ecosistémicos que brinda el nopal como agente clarificante de agua y fuente de alimento pueden fortalecer la propuesta de incrementar las zonas de cultivo de nopal en Argentina, ya que los agroecosistemas de nopal tienen el mismo potencial de captura de CO<sup>2</sup> que los bosques de pino y encino. Es decir, se propone el cultivo del nopal para reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> en suelos con baja fertilidad.

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACyT), al Centro Universitario de Estudios Medioambientales, Facultad de Ciencias Médicas, Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Argentina. Al Instituto Tecnológico El Llano, El Llano, Aguascalientes, México. Al Centro de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Jesús María, Aguascalientes, México. Al personal del Laboratorio de Investigación-Análisis de Aguas Industriales del Instituto Tecnológico de Aguascalientes. Aguascalientes, Aguascalientes, México.

## Literatura citada

- Alimentos Argentinos. 2018. Secretaría de alimentos y bioeconomía. Subsecretaría de alimentos y bebidas. Ministerio de Agroindustria. Presidencia de la Nación. 73:84 p. [https://alimentosargentinos.magyp.gov.ar/HomeAlimentos/difusion-y-publicaciones/Revistas/AA\\_73.pdf](https://alimentosargentinos.magyp.gov.ar/HomeAlimentos/difusion-y-publicaciones/Revistas/AA_73.pdf) (Consulta: julio 13, 2024).
- AOAC (Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists International). 2019. 21<sup>st</sup> Edition. AOAC, Washington DC. ISBN 0-935584-89-7. 700 p.
- Rigalli Alfredo, 2021. Libro digital, PDF Archivo Digital: descarga ISBN 978-987-88-0853-6 1. Agua Potable. 2. Medio Ambiente Acuático. 3. Técnicas de Laboratorio. I. Badín, Julieta. CDD 663.61. 431 p.
- CAA (Código Alimentario Argentino). 1969. Ley Nacional 18.284 del Código alimentario argentino. Normas para la producción, elaboración y circulación de alimentos de consumo humano en todo el país. Poder ejecutivo nacional (P.E.N.) 1969-07-28. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-18284-21841>.
- Carhuas-Rojas, K. G. 2023. Aplicación del mucílago de nopal en la remoción de turbidez en aguas contaminadas del río Chilca por efluentes domésticos en la provincia de Huancayo 2020. Tesis de Licenciatura. Universidad Continental. Huancayo, Lima, Perú. 144 p.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2024. Calidad del Agua en México. Blog de la Comisión Nacional del Agua. México. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua> (Consulta: julio 06, 2024).
- CONAGUA-UJED (Comisión nacional del agua y la Universidad Juárez del estado de Durango). 2014. Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía (PMPMS) en el consejo de cuenca Nazas-Aguanaval. Torreón, Coahuila. 129 p.
- Fundación Aqueae. 2024. Características generales del río Paraná. <https://www.fundacionaqueae.org/wiki/rio-parana/#:~:text=Caracter%3%ADsticas%20generales%20del%20R%C3%ADo%20Paran%C3%A1&text> (Consulta: junio 28, 2024).
- Gutiérrez-Medina C. 2024. Conductimetría, fundamentos y metodologías. Centro Universitario de Estudios Medioambientales (CUEM). Facultad de Ciencias Médicas. Universidad Nacional de Rosario (UNR). <https://rephip.unr.edu.ar/server/api/core/bitstreams/420cb67b-2e55-47e0-a60b-adf2201e4467/content> (Consulta: junio 30, 2024).



- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 2011. Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales 2011. México. <https://beta.cuentame.inegi.org.mx/descubre/geografia/climas/> (Consultado: julio 12, 2024).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática)-CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2007. Atlas del Agua. Regiones hidrológicas administrativas. México. 26 p. [https://gisviewer.semarnat.gob.mx/geointegrador/enlace/atlas2010/atlas\\_agua.pdf](https://gisviewer.semarnat.gob.mx/geointegrador/enlace/atlas2010/atlas_agua.pdf) (Consultado junio 30, 2024).
- Izuegbuna O, G. Otunola y G. Bradley. 2019. Chemical composition, antioxidant, anti-inflammatory, and cytotoxic activities of *Opuntia stricta* cladodes. PLoS One 14(1): e0209682. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209682>. PMID: 30695064; PMCID: PMC6350967.
- LP Santa FE (Ley Provincial Santa Fe). 1994. Ley provincial N° 11 220. Prestación y regulación de servicios sanitarios. Transformación del sector público de agua potable, desagües cloacales y saneamiento. Boletín oficial 12 de diciembre de 1994. <https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/>.
- Mendoza-Hernández J. M. 2010. Escenarios Climáticos para Coahuila. Descripción de las proyecciones climáticas: 2020, 2050 y 2080 del clima de Coahuila por los modelos PRECIS, ECHAMPS y GFDL. Depto. de Agrometeorología. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. 125 p.
- Mich, L. 2023. Tuna: el cultivo multipropósito que busca su norte en Argentina. infocampo. Argentina. <https://www.infocampo.com.ar/tuna-el-cultivo-multiproposito-que-busca-su-norte-en-argentina> (Consulta: junio 27, 2023).
- NOM 127 (Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021). 2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Diario Oficial de la Federación 02/05/2022. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0).
- OMS. 2018. Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda [Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum]. Ginebra. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 636 p.
- OMS. 2022. Desarrollo de reglamentos y normas de calidad del agua de consumo humano: orientación general con especial atención a los países con recursos limitados [Developing drinking-water quality regulations and standards: general guidance with a special focus on countries with limited resources]. Ginebra: Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. 69 p.
- Ramzan, S and M. Saeed. 2020. *Opuntia ficus-indica* as Nutritious Food Ingredient; Prevalence for Therapeutic Speciality. RADS. Journal of Biological Research and Applied Sciences. 11(2):144-153.
- Sandoval-Bautista A., K. X. Ávalos-García, A. M. Llamas-Cervera, F. M. Vázquez-Domínguez, D. G. Hernández-Guerrero, N. E. Pacheco-Guerra, Y. M. Morales-Padilla. 2022. Uso del mucílago del nopal en el tratamiento de aguas para su potabilización. XXVII Verano de la Ciencia. Vol. 16. ISSN 2395-9797. [www.jovenesenlicencia.ugto.mx](http://www.jovenesenlicencia.ugto.mx). 9 p.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera) 2023. ¡Y el nopal ingresó en la dieta simbólica y real de los mexicanos! Cifras y datos sobre esta ancestral planta. México. <https://www.gob.mx/siap/articulos/y-el-nopal-ingreso-en-la-dieta-simbolica-y-real-de-los-mexicanos> (Consulta: julio 02, 2024).
- Tamashiro, S. 2019. Delta del Paraná: los tratamientos caseros no potabilizan el agua. Revista Sobre la Tierra (SLT), Facultad de Agronomía de Buenos Aires (UBA). Av. San Martín 4453 (1417), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. <http://sobrelatierra.agro.uba.ar> (Consulta: junio 10, 2024).
- Terán-Sánchez, J. L. 2022. Evaluación de la eficiencia del nopal (*Opuntia ficus-indica*) para la disminución de la turbidez del río carrizal en época lluviosa. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria De Manabí, Manuel Félix López. Calceta, Ecuador. 75 p.
- Vargas-Rodríguez, L., G. Arroyo-Figueroa, C. H. Herrera-Méndez, A. Pérez-Nieto, M. I. García-Vieyra y J. R. Rodríguez-Núñez, J. 2016. Propiedades físicas del mucílago de nopal. Acta Universitaria. 26(NE-1):8-11. DOI: 10.15174/ au.2016.839.
- WETLANDS International Argentina, Fundación Humedales. 2019. El Delta del Paraná. [https://lac.wetlands.org/wp-content/uploads/sites/2/dlm\\_uploads/2019/04/El-Delta-del-Parana.pdf](https://lac.wetlands.org/wp-content/uploads/sites/2/dlm_uploads/2019/04/El-Delta-del-Parana.pdf) (Consulta: julio 01, 2024).

### 3.2. Lechuguilla y servicios ecosistémicos, ejido Presa de San Antonio: El camino hacia el desarrollo sostenible

Torres-Ruiz Sandra M.<sup>1,\*</sup>; González-Reyes Mónica<sup>1</sup>; González-Maldonado Ma. Guadalupe<sup>1</sup>; De Velasco-Reyes Isabel<sup>1</sup>; Cruz-Vázquez Carlos<sup>1</sup> y Torres-González Jorge A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Tecnológico Nacional de México. Instituto Tecnológico el Llano Aguascalientes. Km 18 carretera Aguascalientes a San Luis Potosí. El Llano. C.P. 20330. Aguascalientes, México.

<sup>2</sup>Centro de Ciencias Agropecuarias. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Km 8.5 Carretera Jesús María a La Posta Zootécnica. C.P. 20920 Jesús María, Aguascalientes, México.

\*Autor para correspondencia: sandra.torres.ruiz84@gmail.com

#### Resumen

El suelo es un gran almacén de carbono. El servicio ecosistémico (SE) que ofrece como sostén de la vegetación es por demás importante cuando se trata de zonas áridas y semiáridas. El objetivo de este trabajo fue conocer el tipo de suelo e identificar los SE ofrecidos por la planta lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.) cuyo hábitat es el ejido Presa de San Antonio, en Parras de la Fuente, Coahuila, México. Como primer paso, se realizó una regionalización morfoedafológica del área. Se utilizaron técnicas de análisis espacial y los softwares ArcGIS y R. Se obtuvo que los suelos del ejido son principalmente Leptosol (77.8 %) y Calcisol (22.2 %), con vegetación predominante de matorral desértico rosetófilo (57%) y micrófilo (34%). La biomasa de carbono varió entre 1 y 32 T C ha<sup>-1</sup>. La lechuguilla tiene un papel preponderante, ya que uno de los SE que aporta es el de abastecimiento, como fuente de alimento sobre todo en la época de estiaje. En su centro crece un escape floral (quiote) que consume el ganado caprino y principalmente el bovino, siendo una de las escasas fuentes de nutrientes a las cuales tienen acceso. Otros SE son: captación de CO<sub>2</sub>, evitar la erosión del suelo, ser soporte de formas de vida, ser depósito de agua y ser proveedora de ixtle. La forestación con lechuguilla y el control del pastoreo, pudieran ser medidas para la gestión sostenible de la tierra, haciendo frente a la degradación del suelo, antes de que este proceso sea irreversible.

**Palabras claves:** *erosión del suelo; ejido; Quiote; Agave lechuguilla Torr; zonas áridas.*

#### Abstract

Soil is a great carbon storage. The ecosystem service (ES) that it offers as support for vegetation is extremely important when it comes to arid and semi-arid areas. The objective of this work was to know the type of soil and identify the ES offered by the lechuguilla plant (*Agave lechuguilla* Torr.) whose habitat is the Presa de San Antonio common land, in Parras de la Fuente, Coahuila, Mexico. As a first step, a morphoedaphological regionalization of the area was carried out. Spatial analysis techniques and ArcGIS and R software were used. It was found that the soils of the study area are mainly Leptosol (77.8%) and Calcisol (22.2%), with predominant vegetation of rosetophilous desert scrub (57%) and microphyllous (34%). Carbon biomass varied between 1 and 32 T C ha<sup>-1</sup>. The lechuguilla plant has a predominant role, since one of the SEs it provides is supply, as a source of food, especially in the dry season. In its center grows a floral scape (quiote) that is consumed by goats and mainly cattle, being one of the few sources of nutrients to which they have access. Other SEs are: CO<sub>2</sub> capture, avoiding soil erosion, supporting life forms, being a water reservoir and being a supplier of ixtle. Forestation with lechuguilla plant and control of grazing could be measures for sustainable land management, addressing soil degradation, before this process becomes irreversible.

**Key Words:** *soil erosion; ejido; Quiote; Agave lechuguilla Torr; arid zones.*

## Introducción

México ha desarrollado políticas públicas para mejorar el bienestar de las comunidades que viven en regiones áridas. También ha desarrollado una Estrategia Nacional de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal (ENAREDD+), donde se busca desacelerar, detener y revertir la pérdida de la cubierta forestal y aumentar la captura de carbono y los SE mediante una gestión sostenible (Flores-Hernández *et al.*, 2020). Por lo anterior, la gestión eficaz no debe pasarse por alto, el compromiso a nivel local, y que las evaluaciones de los SE centradas en la defensa de la biodiversidad deben incorporar diversas escalas (O'Farrell *et al.*, 2010). El suministro de productos forestales no madereros es un servicio ecosistémico que comprende materiales biológicos (distintos de la madera) de plantas y animales silvestres (por ejemplo, frutas, frutos secos, verduras, caza, plantas medicinales, resinas, cortezas, fibras, palmeras y hierbas, así como pequeños productos de madera y leña) extraídos de los bosques y las zonas boscosas (Shackleton *et al.*, 2011). En México, el *Agave lechuguilla* Torr., se distribuye en los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Hidalgo y Oaxaca, (Martínez, 2013). Su área de distribución nacional cubre una superficie aproximada de 20 millones de hectáreas. El Ejido Presa de San Antonio es caracterizado por un clima árido, con temperaturas extremas, escasa precipitación pluvial y vegetación de matorral desértico. Cuenta con un importante recurso biológico no maderable que tiene una cobertura de aproximadamente diez mil hectáreas. A partir del mes de marzo, en la lechuguilla aparece un escape floral, llamado quiote, el cual crece justo al comienzo de la época de estiaje. Los pobladores de esta zona atribuyen a su consumo la sobrevivencia del ganado bovino en pastoreo durante la época de sequía, un porcentaje adecuado de concepción en las hembras vacunas y el mantenimiento de una condición corporal aceptable. Sin embargo, existe poca información sobre el aprovechamiento óptimo de un recurso natural renovable como la lechuguilla y los SE que ofrece en esta comunidad. Se requiere conocer con más detalle tanto las características propias de la especie como el ambiente en que se desarrolla (Reyes-Agüero *et al.*, 2000). En este trabajo se planteó conocer el tipo de suelo donde se desarrolla e identificar los SE ofrecidos por la planta lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.) en el ejido Presa de San Antonio, en Parras de la Fuente, Coahuila, México.

## Materiales y Métodos

El área de estudio se localizó en el ejido Presa de San Antonio, municipio de Parras de la Fuente, Coahuila de Zaragoza, México, en las coordenadas 25.4721N, 101.73842W. El ejido se caracteriza por un clima árido y una topografía irregular. La vegetación predominante es el matorral desértico (Figura 1).

### *Mapas geográficos*

Se utilizó el marco geoestadístico de México del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 2023), el mapa de uso de suelo y vegetación del INEGI serie VII, el mapa de suelos y el stock de carbono de México (raster file). Los rásteres son fotografías aéreas digitales, imágenes de satélite, imágenes digitales o incluso mapas escaneados. Los datos almacenados en formato ráster representan fenómenos del mundo real. Los datos temáticos (también conocidos como discretos) representan entidades como datos de la tierra o de uso de la tierra. También se empleó el polígono del ejido Presa de San Antonio en el Registro Nacional Agrario (RAN, 2023).

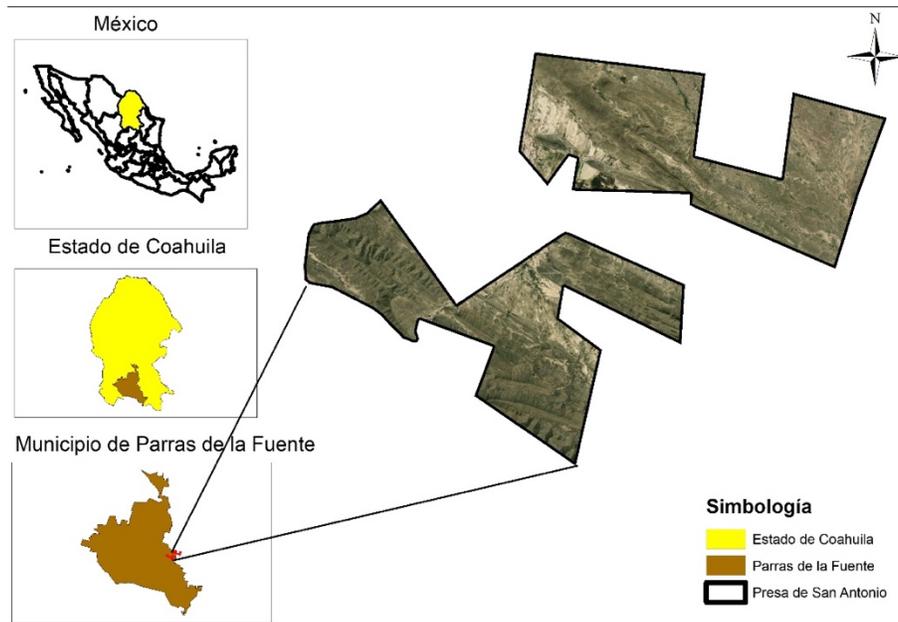


Figura 1. Ejido Presa de San Antonio, municipio de Parras, Coahuila. (El mapa es elaboración propia a partir de los datos de INEGI, 2023 y RAN 2023)

### *Grupo de suelo en el área de estudio*

Se utilizaron técnicas de análisis espacial como la superposición de mapas, la generación de mapas derivados y el análisis estadístico espacial. La superposición de mapas se utilizó para integrar la información de los mapas de uso de suelo y vegetación, tipos de suelos y el polígono del área de estudio. La generación de mapas derivados se usó para crear nuevos mapas que mostraran la distribución de los tipos de vegetación, los grupos según los tipos de suelo y el uso del suelo en el área de estudio. Se usó un análisis estadístico espacial para identificar patrones espaciales en los datos y para evaluar la relación entre las variables estudiadas. Se utilizó el software ArcGIS 10.2.2 y R Project 4.1.1.

### *Intersección de grupo de suelo y vegetación*

Se realizó la intersección de los grupos de suelo presentes en el ejido Presa de San Antonio y la vegetación que se desarrolla en ellos y así poder relacionar la interrelación del suelo con la vegetación.

### *Almacenamiento de carbono en biomasa*

Se utilizó el mapa detallado de stock de carbono de México (rasterfile), el cual fue publicado por el Centro de Investigación Woods Hole (WHRC), por sus siglas en inglés y la alianza M-REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation). A partir de este, se obtuvieron los datos de carbono procedentes de la biomasa aérea de la vegetación.

## **Resultados y Discusión**

Los grupos de suelos detectados en el ejido de Presa de San Antonio fueron Leptosol y Calcisol, abarcando 77.8 % y 22.2 % respectivamente de la superficie del ejido. El matorral desértico rosetófilo ocupó el 57 % de la superficie, seguido del matorral desértico micrófilo con un 34 % (Figura 2).

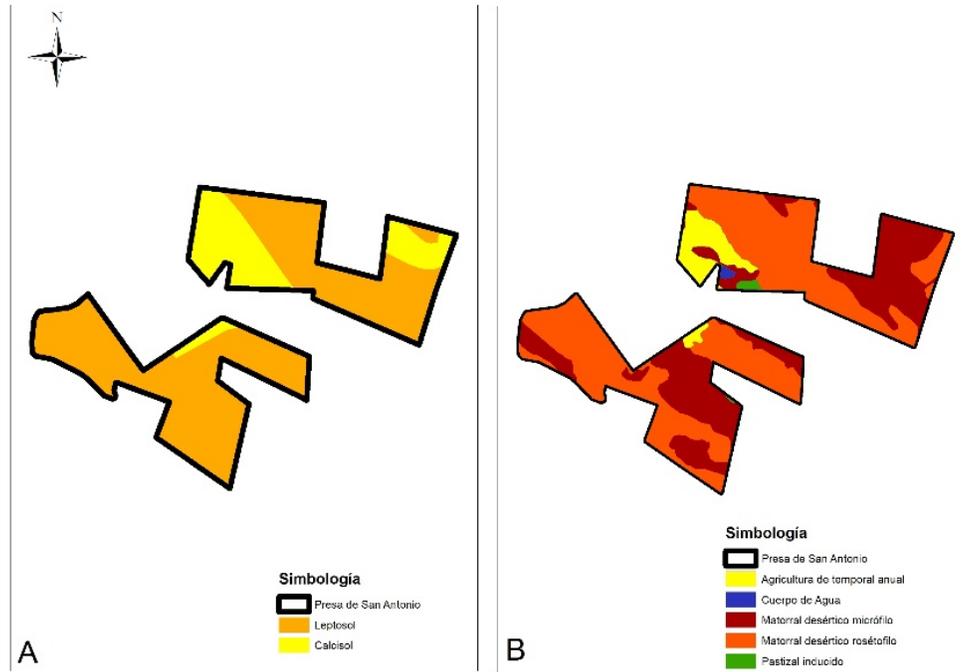


Figura 2. Grupo de suelo (A) y el uso de suelo y vegetación (B) del ejido Presa de San Antonio. (Mapas de elaboración propia a partir de datos del INEGI).

*Servicios ecosistémicos por grupo de suelo*

Los suelos proporcionan múltiples servicios ecosistémicos como soporte físico y de infraestructura para la agricultura, actividades forestales, recreativas, agropecuarias, y socioeconómicas como vivienda, industria y carreteras; son el hábitat de miles de organismos y el escenario donde ocurren los ciclos biogeoquímicos, (Smith *et al.*, 2016). Dependiendo del grupo de suelo, se tiene diferentes capacidades para ofrecer algún servicio ecosistémico y se estima en escala de cero a cinco. En el ejido Presa de San Antonio se tienen dos y estos coinciden en cuanto a los SE. Se tiene una suma de 5 puntos (Hiederer y Köchy, 2011) (Figura 3). Cabe destacar que el mejor servicio que ofrece el tipo de suelo Leptosol, es evitar el escurrimiento del suelo. Para el caso del Calcisol, se marca como muy poco el servicio que ofrece. Sin embargo, en este grupo de suelos puede haber pastizales y matorrales de desierto, aunque pueden ser cultivados con éxito si se dispone de agua para riego (Castellanos *et al.*, 2000).

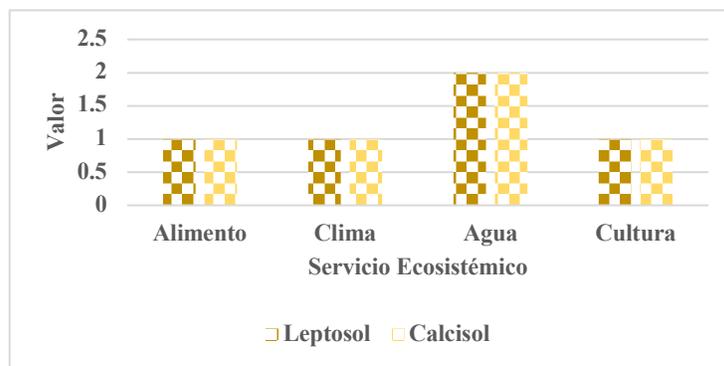


Figura 3. Servicios ecosistémicos de los grupos de suelo. (Hiederer y Köchy, 2011).

*Intersección suelo-vegetación*

El matorral desértico rosetófilo y el micrófilo presenta un mayor desarrollo en el grupo de suelo Leptosol (Cuadro 1).

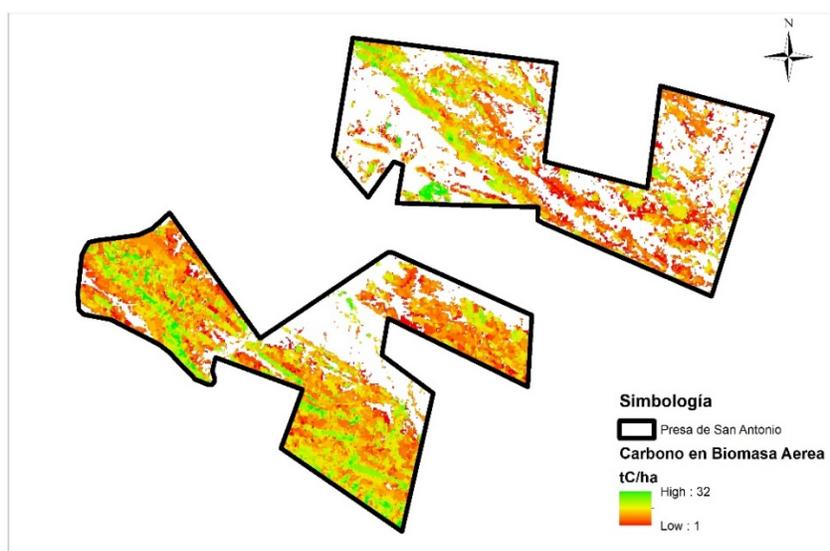
**Cuadro 1. Intersección grupos de suelo y vegetación presentes en el ejido Presa de San Antonio.**

Uso de Suelo y vegetación	Leptosol	Calcisol
	-----%-----	
Matorral desértico micrófilo	36.00	30.51
Matorral desértico rosetófilo	63.91	36.38
Pastizal	0.05	2.07
Agricultura de Temporal	0.05	29.52
Cuerpo de Agua	0	1.51
Total	100.00	100.00

(Uso de Suelo y vegetación serie VII. y Mapa de suelos de México).

### Carbono en biomasa área

Los valores que se presentaron fueron de 32 como máximo y una t C/ha como valor mínimo (Figura 4). Toda esta información es necesaria para que las personas del ejido Presa de San Antonio conozcan el valor del suelo y sus interacciones con la vegetación, en relación con los servicios ecosistémicos que deben cuidar y valorar. Se detectaron algunos problemas en el manejo de los agostaderos y del ganado vacuno en pastoreo, lo cual provoca pérdida de vegetación y como consecuencia la erosión de suelo. Con la información obtenida se busca que los habitantes de esta comunidad valoren, protejan y puedan incrementar los servicios ecosistémicos que obtienen del suelo.



**Figura 4. Almacenamiento de carbono en biomasa del ejido Presa de san Antonio. (Stock de carbono de México).**

### Servicios ecosistémicos de *Agave lechuguilla*

Este agave ofrece servicios ecosistémicos como los de provisión por las fibras que se extraen de la planta. La lechuguilla es uno de los recursos forestales no maderables con mayor valor socioeconómico de las zonas áridas y semiáridas del noreste del país (Narcia *et al.*, 2019). Esta planta aporta importantes beneficios socioeconómicos a los pobladores del área rural, debido a que la extracción de su fibra ha constituido una actividad de subsistencia familiar por generaciones (más de 70 años) y representa empleos directos; además de las ventajas que significa la comercialización de la materia prima que de ella se obtiene (Castillo *et al.*, 2011). Los habitantes de regiones áridas y semiáridas de México cosechan

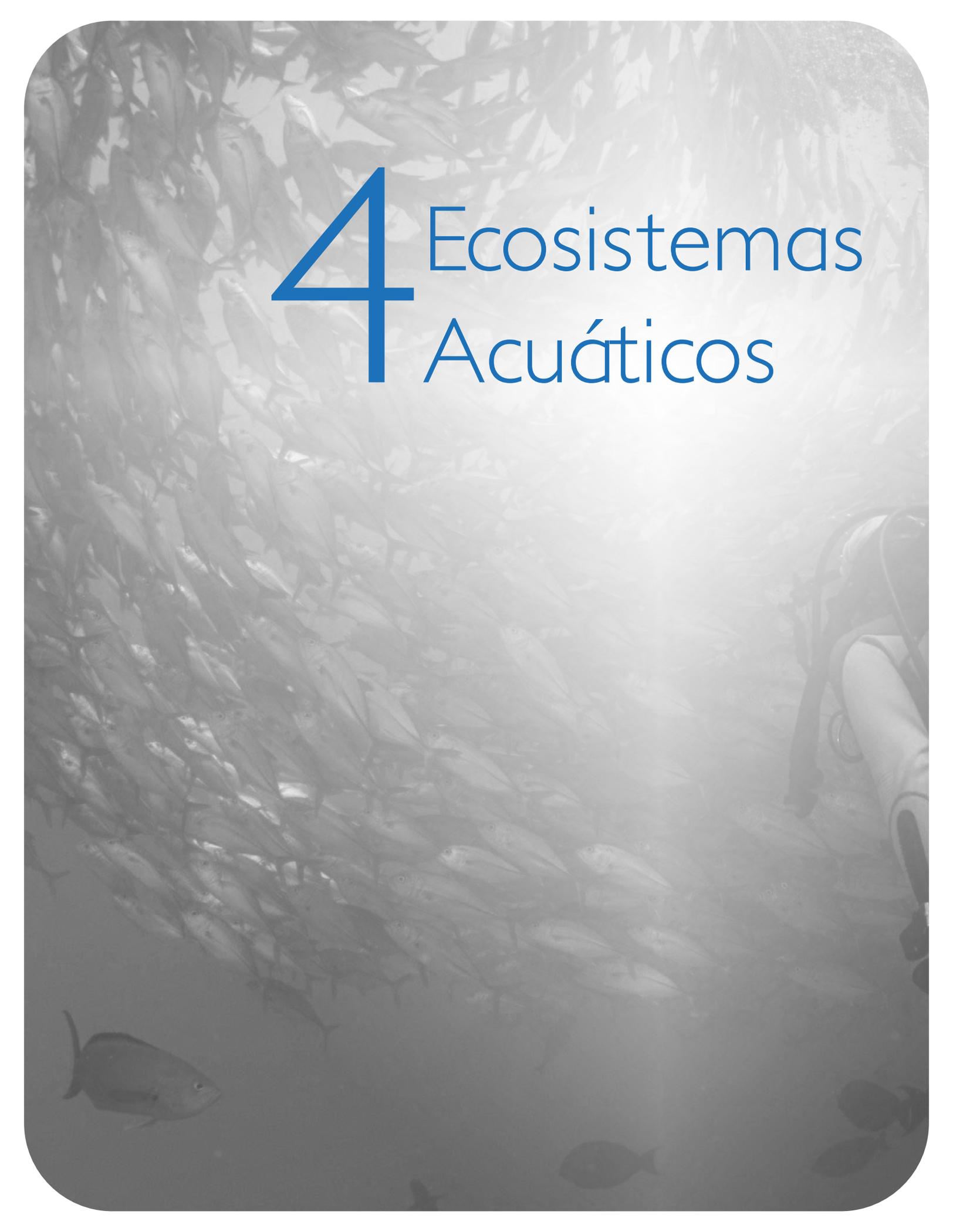
empíricamente la lechuguilla, como recurso de uso común por su fibra (ixtle), con la que se fabrican diversos artículos, cepillos, cuerdas, alfombras y textiles, (Díaz-Jiménez *et al.*, 2019). Un SE que los ejidatarios utilizan de la lechuguilla es su quiole para la alimentación del ganado. Muchos de ellos desconocen que esta práctica constituye un SE, ya que indirectamente se benefician al obtener de la planta una fuente de alimento para el ganado, en un entorno árido donde los recursos forrajeros son limitados.

## Conclusiones

El ejido Presa de San Antonio ofrece distintos servicios ecosistémicos para la comunidad, por lo que es de suma importancia dar un manejo adecuado al suelo y vegetación pues se cuenta con ganado vacuno el cual depende de estos recursos, por lo tanto, la correcta administración y preservación permitirá mantener sostenibilidad y buenas relaciones entre ejidatarios. La información obtenida en este trabajo con respecto a la captación de CO<sup>2</sup> por el matorral desértico rosetófilo y micrófilo puede ser valiosa con respecto al conocimiento del ciclo del carbono que se lleva a cabo en zonas de clima desértico y semidesértico ya que se cuenta con información escasa al respecto.

## Literatura citada

- Castellanos, J. Z., J. X. Uvalle-Bueno y A. Aguilar-Santelises. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas agrícolas, plantas y ECP. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. Segunda Edición 226p.
- Castillo-Quiroz, D., O. Mares-Arreola y E. E. Villavicencio-Gutiérrez. 2011. Lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.) planta suculenta de importancia económica y social de las zonas áridas y semiáridas de México. Boletín de la Sociedad Latinoamericana y del Caribe de Cactáceas y otras Suculentas. 8(2):6-9 p.
- Díaz-Jiménez, L., S. Carlos-Hernández, D. Jasso-De Rodríguez and R. Rodríguez-García, 2019. Conceptualization of a biorefinery for gushe revalorization. *Industrial Crops and Products*, 138, 111441. ISSN 0926-6690. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.06.004>
- Flores-Hernández, C. D. J., J. Méndez-González, F. D. J. Sánchez-Pérez, F. M. Méndez-Encina, O. M. López-Díaz and P. M. López-Serrano. 2020. Allometric Equations for Predicting *Agave lechuguilla* Torr. Aboveground Biomass in Mexico. *Forests*. 11(7):784. <https://doi.org/10.3390/f11070784>.
- Hiederer, R. and M. Köchy. 2011. Global soil organic carbon estimates and the harmonized world soil database. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg, Publication Office of the European Union. 90pp.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2018. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463842781> (Consulta: junio 18, 2024).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2023a. Conjunto de datos edafológicos. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267636> (Consulta: junio 18, 2024).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2023b. Marco Geoestadístico. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=794551067314> (Consulta: junio 18, 2024).
- Martínez-Salvador, M. 2013. Ecología y usos de especies forestales de interés comercial de las zonas áridas de México: 217-217, INIFAP, México. [https://www.researchgate.net/publication/261323618\\_Libro\\_zonas\\_aridas](https://www.researchgate.net/publication/261323618_Libro_zonas_aridas) (Consulta: junio 19, 2024).
- Narcia-Velasco, M., N. D. Castillo-Quiroz, J. A. Vázquez-Ramos, y C. A. Berlanga-Reyes. 2019. Turno técnico de la lechuguilla (*Agave lechuguilla* Torr.) en el noreste de México. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales* 3 (9). México, ME:81-88. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v3i9.531>.
- O'Farrell, P. J., B. Reyers, D. C. Le Maitre, S. J. Milton, B. Egoh, A. Maherry, C. Colvin, D. Atkinson, W. De Lange, J.N. Blignaut and R. M. Cowling. 2010. Multi-functional landscapes in semi-arid environments: Implications for biodiversity and ecosystem services. *Landscape Ecology*, 25(8): 1231–1246 p. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9495-9>.
- RAN (Registro Agrario Nacional). 2023. Perimetales núcleos agrarios entidad federativa Coahuila. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/datos-geograficos-perimetales-de-los-nucleos-agrarios-certificados-por-estado--formato-shape/resource/77427a96-4295-4f5e-bc4f-4b38dbac0576> (Consulta: junio 18, 2024).
- Reyes-Agüero, J. A., J. R. Aguirre-Rivera y C. B. Peña-Valdivia. 2000. Biología y aprovechamiento de *Agave lechuguilla* Torrey. *Botanical Sciences*, 67: 75–88 p. <https://doi.org/10.17129/botsci.1626>.
- Shackleton, S., C. Shackleton and P. Shanley (eds.). 2011. Non-Timber Forest Products in the Global Context (Vol. 7). Tropical Forestry. Springer Berlin Heidelberg. 224 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9>.
- Smith, P., J.I. House, M. Bustamante, J. Sobočká, R. Harper, G. Pan, P.C. West, J.M. Clark, T. Adhya, C. Rumpel, K. Paustian, P. Kuikman, M. F. Cotrufo, J.A. Elliott, R. McDowell, R.I. Griffiths, S. Asakawa, A. Bondeau, A.K. Jain, and T.A.M. Pugh, 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*. 22(3): 1008–1028 p. <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>

The background of the slide is a grayscale underwater photograph. It features a large, dense school of fish, likely sardines or a similar species, swimming in a coordinated pattern. In the lower right corner, the equipment of a diver is visible, including a scuba tank and a regulator. The overall scene is dimly lit, with light rays filtering through the water, creating a serene and naturalistic atmosphere.

# 4 Ecosistemas Acuáticos



## 4.1. Materia orgánica disuelta cromofórica en lagos kársticos tropicales con diferente estado trófico

Soria-Reinoso Ismael<sup>1,2</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>4</sup>; Rivera-Herrera E. Montserrat<sup>1</sup>; Fernández Rocío<sup>2</sup>; 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, 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, 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.

<sup>4</sup>Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, México.

\*Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

La materia orgánica disuelta cromofórica (CDOM) es crucial en el ciclo global del carbono, sin embargo, su dinámica en lagos tropicales mexicanos y su relación con la eutrofización sigue siendo poco conocida. Este estudio utilizó espectroscopía de absorción para analizar las variaciones estacionales y espaciales de la CDOM en tres lagos kársticos con diferente estado trófico (Tzisco, San José y San Lorenzo) del Parque Nacional "Lagunas de Montebello", Chiapas. Los resultados revelaron un incremento de la CDOM con la eutrofización. En Tzisco, durante la estratificación, la transparencia del agua fomenta la fotodegradación de la CDOM alóctona, promoviendo la acumulación de compuestos de bajo peso molecular y menor aromaticidad en el epilimnion. Durante la circulación, en la capa media se registró una acumulación de CDOM asociada a la actividad microbiana, y en la zona profunda compuestos refractarios de alto peso molecular debido a la resuspensión del sedimento. En lluvias, los lagos San José y San Lorenzo presentaron una CDOM alóctona y más aromática derivada de la escorrentía superficial, mientras que en secas prevalece la CDOM autóctona. San Lorenzo destacó por las elevadas concentraciones de CDOM en el epilimnion, asociada a escorrentía agrícola y biomasa fitoplanctónica.

**Palabras clave:** *CDOM; eutrofización; propiedades ópticas; Chiapas; México.*

### Abstract

Chromophoric dissolved organic matter (CDOM) is crucial in the global carbon cycle, yet its dynamic in Mexican tropical lakes and its relationship with eutrophication, remains poorly understood. This study utilized absorption spectroscopy to investigate the seasonal and spatial dynamics of CDOM properties in three karst lakes of varying trophic states (Tzisco, San José, and San Lorenzo) within the "Lagunas de Montebello" National Park, Chiapas. Results revealed an increase in CDOM with eutrophication. In Tzisco, during stratification, the photodegradation of allochthonous CDOM led to the accumulation in the epilimnion of low molecular weight compounds with reduced aromaticity. While, during the circulation, an accumulation of CDOM was observed in the middle layer due to microbial activity, and high molecular weight refractory compounds in the deep zone due to sediment resuspension. During the rainy season, San José and San Lorenzo exhibited predominantly allochthonous, aromatic CDOM from surface runoff, while the dry season showcased autochthonous CDOM. San Lorenzo, stood out for the high concentrations of CDOM in the epilimnion, linked to agricultural runoff and phytoplankton biomass.

**Keywords:** *CDOM; eutrophication; optical properties; Chiapas; Mexico*

## Introducción

La materia orgánica disuelta (DOM) de los lagos consiste en una mezcla compleja de componentes de origen autóctono (p.ej., derivadas del fitoplancton y de los restos de la vegetación acuática en descomposición) y alóctono (p.ej., sustancias húmicas terrígenas) que difieren en sus características químicas según su fuente (Zhang et al., 2021). Una fracción de la DOM se caracteriza por ser ópticamente activa y absorber la luz, por lo que se denomina DOM coloreada o cromofórica (CDOM) (Li y Hur, 2017). La CDOM desempeña un papel fundamental en el ciclo y presupuesto del carbono (C) de los sistemas acuáticos debido a que su mineralización por procesos biológicos y fotoquímicos condiciona el metabolismo acuático e influye directamente en las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> hacia la atmósfera (Tranvik et al., 2009).

El Parque Nacional “Lagunas de Montebello” (PNLM), ubicado en la región montañosa del estado de Chiapas, es un complejo hidrológico kárstico constituido por 139 cuerpos de agua (Alcocer et al., 2024). Desde hace dos décadas, los lagos ubicados en la planicie sufren un proceso de eutrofización alarmante por diversas actividades antrópicas, a diferencia de los lagos de montaña, que aún permanecen prístinos (Alcocer et al., 2018). El presente estudio planteó evaluar el efecto de la eutrofización en la concentración y tipo de CDOM comparando tres lagos del PNLM con diferente estado trófico: Tzisco (oligotrófico; TZ), San José (mesotrófico; SJ) y San Lorenzo (eutrófico; SL).

## Materiales y Métodos

El PNLM (Figura 1) presenta un clima tropical lluvioso, con una temperatura y precipitación media anual de 18.7 °C y 1960 mm, respectivamente. Se distinguen dos temporadas, una fría y seca (enero a mayo) y otra cálida y lluviosa (de junio a noviembre) (Alcocer et al., 2024).

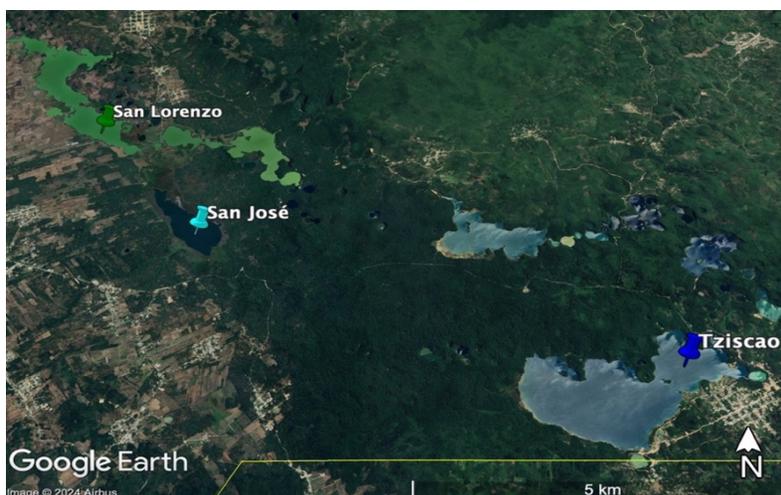


Figura 1. Lagos San Lorenzo (eutrófico), San José (mesotrófico) y Tzisco (oligotrófico), Chiapas. Imagen: Google Earth-2024.

## Metodología

Se realizaron dos muestreos, uno en noviembre 2021 (temporada cálida de lluvias, C/L) y otro en febrero 2022 (temporada fría de secas, F/S). En la porción central y más profunda de cada lago se seleccionaron tres profundidades que representaron la heterogeneidad de la columna de agua (presencia de termo y/o oxiclina). Se tomaron muestras de agua utilizando una botella UWITEC de 5 L para determinar la CDOM y el carbono orgánico disuelto (DOC); la concentración de clorofila-a (Clor-a), nutrientes y seston se describen en Vargas-Sánchez et al. (2023a).

Para la medición del DOC se filtraron 60 ml de agua a través de filtros Whatman GF/F (0.7  $\mu\text{m}$ ) previamente calcinados. Las muestras se fijaron con  $\text{H}_3\text{PO}_4$  (40%) y se almacenaron en frascos ámbar. El DOC se midió en un Analizador TOC Shimadzu.

Las muestras por duplicado para el análisis de CDOM (40 ml) se filtraron sucesivamente por filtros pre-combustionados Whatman GF/F (0.7  $\mu\text{m}$ ) y por filtros Millipore (0.22  $\mu\text{m}$ ). Las muestras se almacenaron en oscuridad y frío (4  $^\circ\text{C}$ ) en frascos ámbar para evitar reacciones microbianas y de fotooxidación (Helms et al., 2008). Los espectros de absorbancia (A) UV-Vis entre 200 nm y 800 nm se realizaron utilizando un espectrofotómetro de doble haz (Perkin Elmer, Lambda-35) con cubetas de cuarzo (L: 1 cm) y agua ultrapura Milli-Q como blanco. Se realizó la corrección de la línea base instrumental (Helms et al., 2008) y se obtuvieron los coeficientes de absorción neperianos  $a_{\text{CDOM}}$  ( $\text{m}^{-1}$ ):

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

Las pendientes espectrales  $S_{275-295}$  y  $S_{350-400}$  se calcularon mediante una regresión lineal de los  $a_{\text{CDOM}}$  del rango de longitud de onda transformados con el logaritmo natural y se expresaron como número positivo ( $\mu\text{m}^{-1}$ ). El coeficiente de pendiente espectral  $S_R$  se calculó como  $S_{275-295}$  dividido por  $S_{350-400}$  y el cociente  $E_2/E_3$  es la relación de  $a_{250}/a_{365}$  (M) (Helms et al., 2008). Finalmente, se calculó el  $\text{SUVA}_{254}$ , dividiendo la A de 254 nm por la concentración de DOC (Weishaar et al., 2003).

Las diferencias temporales entre lagos se determinaron mediante un análisis factorial de varianza (lago x temporada); del mismo modo, se realizó un ANOVA para verificar las diferencias de las variables de CDOM en la columna de agua. Se realizó la prueba de Shapiro-Wilk y el test de Levene para corroborar la normalidad y homocedasticidad de varianzas utilizando el programa SigmaPlot V14.0.

## Resultados y Discusión

Durante la temporada C/L, los tres lagos presentaron estratificación térmica con hipolimnion anóxico; de forma diferente, en la temporada F/S, TZ y SJ estaban circulando y la columna de agua se encontró completamente oxigenada, a diferencia de SL que mantuvo anoxia debajo de los 8 m. La fisicoquímica de los lagos se detalla en Vargas-Sánchez et al. (2023a).

### *Variación de CDOM según el nivel trófico*

La concentración y propiedades de la CDOM presentaron amplios rangos de variación en función del estado trófico, temporada y profundidad (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Caracterización de la CDOM de los lagos durante las épocas cálida/lluvias (C/L) y fría/seca (F/S).**

Época	Lago	$a_{254}$		M		$S_{275-295}$	$S_R$	$\text{SUVA}_{254}$
		X $\pm$ DE	rango	X $\pm$ DE	rango	X $\pm$ DE	X $\pm$ DE	X $\pm$ DE
C/L	TZ	6.48 $\pm$ 0.34	5.94-6.94	31.59 $\pm$ 6.97	24.39-42.38	30.83 $\pm$ 2.46	1.58 $\pm$ 0.49	2.31 $\pm$ 0.21
	SJ	17.43 $\pm$ 0.25	17.18-17.81	9.97 $\pm$ 0.31	9.55-10.41	21.28 $\pm$ 0.39	0.98 $\pm$ 0.04	2.78 $\pm$ 0.20
	SL	33.56 $\pm$ 3.54	30.25-38.29	7.77 $\pm$ 1.54	6.26-9.66	18.55 $\pm$ 1.51	0.95 $\pm$ 0.05	3.00 $\pm$ 0.29
F/S	TZ	4.81 $\pm$ 1.84	2.86-7.53	19.39 $\pm$ 10.6	5.99-36.83	23.37 $\pm$ 5.93	1.75 $\pm$ 0.48	1.24 $\pm$ 0.37
	SJ	14.58 $\pm$ 0.96	13.47-16.37	10.65 $\pm$ 1.32	8.52-12.71	22.27 $\pm$ 1.14	1.08 $\pm$ 0.12	2.13 $\pm$ 0.22
	SL	26.19 $\pm$ 2.03	23.65-29.05	8.89 $\pm$ 1.87	6.74-11.71	20.74 $\pm$ 1.53	1.04 $\pm$ 0.08	1.04 $\pm$ 0.67

X: promedio, DE: desviación estándar.  $a_{254}$  [ $\text{m}^{-1}$ ];  $S_{275-295}$  [ $\mu\text{m}^{-1}$ ];  $\text{SUVA}_{254}$  [ $\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ ]; M y  $S_R$  son adimensionales.

El  $a_{CDOM}$  a 254 nm ( $a_{254}$ ), indicador del grado de eutrofización (Zhang et al., 2018), varió entre 2.86 y 38.29  $m^{-1}$ , con una tendencia creciente significativa ( $p < 0.001$ ) desde el lago oligotrófico Tz ( $5.56 \pm 1.59 m^{-1}$ ), al mesotrófico SJ ( $16.00 \pm 1.60 m^{-1}$ ), hasta el eutrófico SL ( $30.21 \pm 4.73 m^{-1}$ ) (Figura 2a). Este patrón coincide con estudios previos (Shang et al., 2019; Zhang et al., 2018) que relacionan el aumento del  $a_{254}$  con mayores niveles tróficos debido a la acumulación de nutrientes que promueven el crecimiento de fitoplancton y la producción de DOM en lagos eutróficos. Los valores de  $a_{254}$  fueron diferentes entre temporadas y entre lagos (interacción;  $F = 13.8$ ;  $p < 0.0001$ ), siendo mayores durante la temporada C/L en SJ y SL ( $p < 0.01$ ). Tz no mostró diferencias temporales de  $a_{254}$  ( $p > 0.05$ ) atribuibles a la baja variabilidad estacional de Clor-a y transparencia ( $Z_{DS}$ ) (Vargas-Sánchez et al., 2023b).

Según la clasificación del estado trófico basada en el  $a_{254}$  (Zhang et al., 2018), se categoriza a Tz como mesotrófico ( $4 < a_{254} < 10$ ), a SJ como eutrófico moderado ( $15 < a_{254} < 23$ ) y ligero ( $10 < a_{254} < 15$ ) según la temporada, y a SL como hipereutrófico ( $a_{254} > 23$ ) en ambas temporadas. Lo anterior coincide con la alta concentración de Clor-a registrada en SL, hasta 80 y 50 veces mayor que Tz y SJ, respectivamente (Vargas-Sánchez et al., 2023b). Esto sugiere que la CDOM en los lagos de montaña del PNLM ya refleja un claro impacto asociado al incremento de su nivel trófico, tal como mencionan Alcocer et al. (2024).

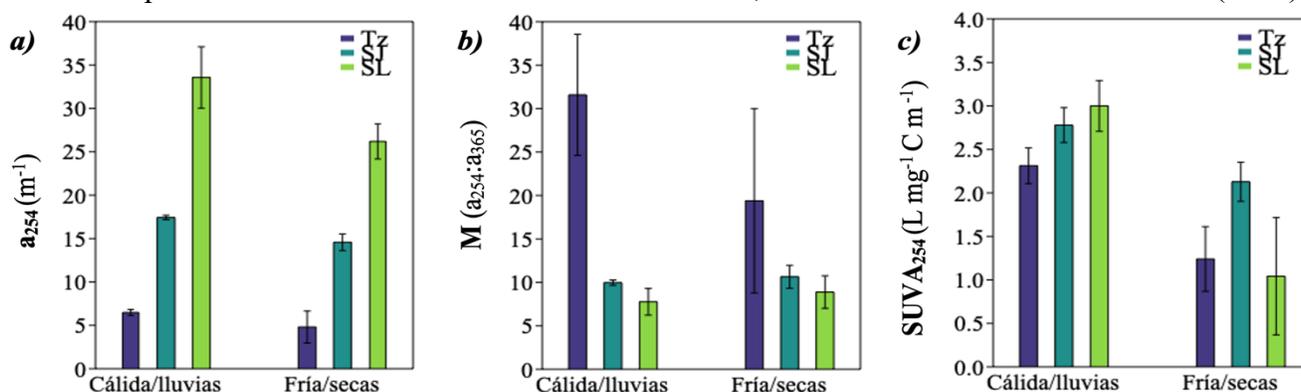


Figura 2. Gráfico de barras del promedio ( $\pm$ d.e) de la (a) absorción de CDOM a 254 nm ( $a_{254}$ ), (b) peso molecular (M) y (c) absorbancia UV específica a 254 nm ( $SUVA_{254}$ ) de los lagos Tzisco, San José y San Lorenzo en ambas temporadas.

Las propiedades ópticas como M,  $S_{275-295}$ ,  $S_R$  y  $SUVA_{254}$  son indicadores de la composición y fuentes del DOM (Li y Hur, 2017). M disminuyó con el aumento del nivel trófico (Cuadro 1; Figura 2b), con diferencias significativas entre lagos ( $F = 50.6$ ;  $p < 0.001$ ), pero no entre temporadas ( $p > 0.05$ ), salvo en Tz, donde M fue mayor en la temporada C/L (*post hoc de Tukey*;  $p < 0.001$ ; Figura 2b).  $S_{275-295}$  y  $S_R$  también disminuyeron con el nivel trófico, sin variación temporal significativa (Cuadro 1). Sin embargo,  $S_R$  en SJ y SL no fueron significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ).  $SUVA_{254}$  mostró diferencias significativas entre temporadas y lagos según el estado trófico (interacción;  $F = 19.6$ ;  $p < 0.0001$ ; Figura 2c).

M y  $S_{275-295}$  disminuyeron con el nivel trófico, contrario que  $SUVA_{254}$ , indicando que SJ y SL tienen una DOM de alto PM y más aromática que Tz. Lo anterior sugiere que los lagos de montaña del PNLM, oligotróficos y transparentes (Alcocer et al., 2024), tienen menos CDOM que los de planicie y está dominada por compuestos autóctonos ( $S_R > 1$ ) de bajo PM ( $< 1000$  Da) y menor aromaticidad ( $< SUVA_{254}$ ). La alta transparencia de Tz ( $Z_{DS}$ : 7 m) favorece la penetración de la radiación solar y la oxidación fotoquímica del DOM ( $> S_{275-295}$ ), acumulando compuestos de bajo PM (An et al., 2023). Así, se estaría procesando CDOM terrestre, más susceptible a la fotodegradación (Catalán et al., 2013) y acumulando CDOM de origen autóctono, más biolábil y de materiales alifáticos (Cory et al., 2014). Durante la temporada C/L, los lagos de planicie presentan mayor DOM alóctona ( $S_R < 1$ ) de alto PM ( $> 1000$  Da) y más aromática ( $> SUVA_{254}$ ), asociado a la escorrentía agrícola y aportes de la cuenca del río Grande de Comitán (SL) y a la descomposición de los macrófitos del litoral (SJ). En la temporada F/S, la CDOM en SL es más autóctona ( $S_R > 1$ ), menos aromática ( $< SUVA_{254}$ ) y biolábil, producto de la elevada producción primaria y alta concentración de Clor-a (Vargas-Sánchez et al., 2023a).

### Variación vertical de CDOM en la columna de agua

Durante la estratificación térmica, el intercambio vertical disminuye y aumenta el tiempo de residencia del agua, generando diferentes etapas de degradación de la DOM según la profundidad. Sin embargo, la DOM se estratifica independientemente de la estratificación térmica debido a la fotodegradación (Wei *et al.*, 2024). En lagos oligotróficos, la oxidación fotoquímica procesa del 70 al 95% del DOC total (Cory *et al.*, 2014). En Tz, durante la temporada C/L, el menor valor de  $a_{254}$  se registró en el epilimnion ( $F=34.5$ ;  $p<0.001$ ); mientras que en la temporada F/S, el mayor  $a_{254}$  apareció en la capa media del lago ( $F=27.7$ ;  $p<0.001$ ; Figura 3a). La intensa fotodegradación de la CDOM en la superficie de Tz disminuye su concentración y promueve la acumulación de compuestos de bajo PM ( $>S_{275-295}$ ). Según Wei *et al.* (2024), la DOM que “evade” este proceso se acumula en la capa intermedia, favoreciendo la actividad microbiana y generando un pico de  $a_{254}$  de menor PM (F/S; Figura 3a-b), incluso sin estratificación. Por otro lado, el DOM liberado desde los sedimentos (Wei *et al.*, 2024) genera un bajo M ( $F=15.4$   $p<0.05$ ) en la zona profunda de Tz (F/S; Figura 3b), evidenciando la acumulación de compuestos refractarios y de alto PM. Alcocer *et al.* (2021), mencionan que los sedimentos de los lagos de montaña tienen mayor contenido de C orgánico recalcitrante, el cual podría resuspenderse durante la circulación, aumentando la MOD de alto PM en el fondo (Wei *et al.*, 2024).

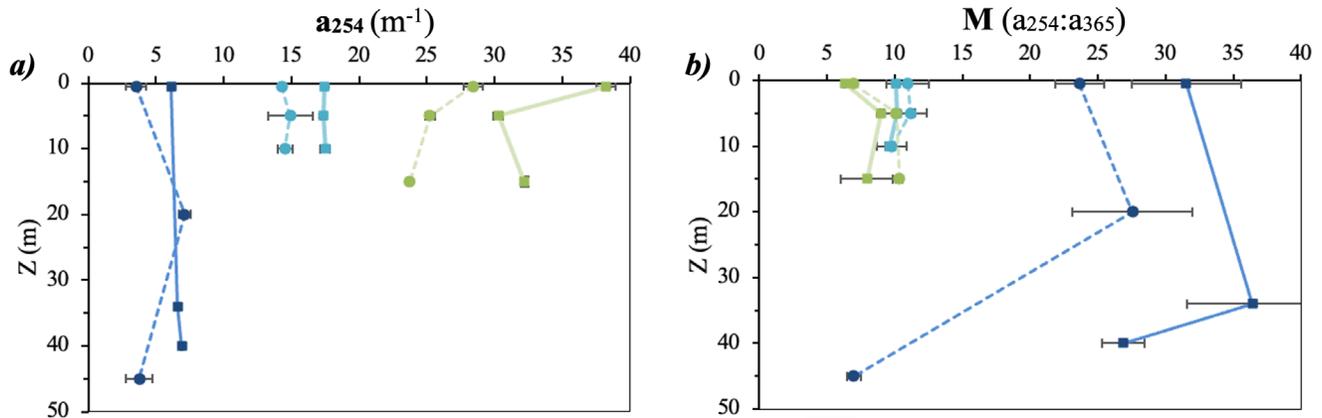


Figura 3. Distribución vertical de la (a) absorción a 254 nm ( $a_{254}$ ) y (b) peso molecular (M) de los lagos Tzisco (azul), San José (celeste) y San Lorenzo (verde). Líneas continuas corresponden a la temporada cálida/lluvias y líneas discontinuas a la fría/seca.

En SL, los valores más altos de  $a_{254}$ , se registraron en la superficie ( $p<0.001$ ) en ambas temporadas, disminuyendo hacia el fondo. SJ no mostró variación vertical del  $a_{254}$  en ninguna temporada ( $p>0.05$ ). En lagos eutróficos, la alta CDOM superficial se asocia con un mayor arrastre de materia orgánica por escorrentía superficial y con la elevada biomasa fitoplanctónica en la zona eufótica (Wei *et al.*, 2024). El mayor  $a_{254}$  superficial de SL durante la temporada lluviosa (Figura. 3a) se relaciona con la escorrentía agrícola y la alta concentración de Clor-a (Alcocer *et al.*, 2024). En el hipolimnion de SL, los valores más bajos de  $a_{254}$  reflejan una mayor actividad bacteriana heterotrófica en condiciones anóxicas, que consume DOM (Berg *et al.*, 2022) y produce  $CH_4$  (Vargas-Sánchez *et al.*, 2023b).

## Conclusiones

Las propiedades ópticas y la composición de la CDOM están influenciadas significativamente por el estado trófico de los lagos y su ubicación. En el PNLM, la estacionalidad tropical afecta de manera diferenciada a los lagos de planicie y montaña. En lagos oligotróficos como Tzisco, la alta transparencia favorece la oxidación fotoquímica y la acumulación de compuestos autóctonos de bajo peso molecular y menor aromaticidad. En contraste, en lagos de planicie como San José y San Lorenzo, con mayor estado trófico, la CDOM es mayoritariamente alóctona y más aromática en lluvias, mientras en secas predomina la CDOM autóctona y más alifática. La evaluación de la CDOM se propone como herramienta diagnóstica para monitorear el estado trófico y los procesos biogeoquímicos.

## Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la DGAPA-UNAM (PAPIIT IV200319, IV200122), por el Programa de Investigación en Cambio Climático (proyectos PINCC 2020, 2021 y 2023), por el CONAHCYT (proyecto CF-2023-G-221) y el Ministerio de Ciencia e Innovación (MCIN/AEI) de España a través de los proyectos PID2020-116147GB-C21/AEI/10.13039/501100011033 “DAMOLAKE” de la “European Union NextGenerationEU/PRTR Funds” y COOPA20433 del Programa ICOOP-CSIC. 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. Asimismo, al equipo de Limnología Tropical de la FES Iztacala (UNAM) por su apoyo en el trabajo de campo.

## Literatura citada

- Alcocer, J., M. Merino-Ibarra, L.A. Oseguera and O. Escolero. 2018. Anthropogenic impacts on tropical karst lakes: “Lagunas de Montebello,” Chiapas. *Ecology* 11:1-13. <https://doi.org/10.1002/eco.2029>.
- Alcocer, J., B. Prado, L. Mora, L.A. Oseguera y M. Caballero. 2021. Sediment characteristics of tropical, karst lakes and their relationship with watershed topography, lake morphometry, and human activities. *J Paleolimnol* 66:333–353. <https://doi.org/10.1007/s10933-021-00210-z>.
- Alcocer, J., M. Vargas-Sánchez, E.M. Rivera-Herrera, L.A. Oseguera and S. Sánchez-Carrillo. 2024. Limnological comparison of pristine and impacted lakes from a tropical, high-altitude karst region in southern Mexico. *Inland Waters* 1–33. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2351324>.
- An, S.L., F.Z. Chen, S. Chen, M.H. Feng, M.L. Jiang, L.G. Xu, S.L. Wen, Q.Y. Zhang, J.D. Xu, Y.X. Du and Y.L. Zhang. 2023. In-lake processing counteracts the effect of allochthonous input on the composition of color dissolved organic matter in a deep lake. *STOTEN* 856:158970. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.158970>.
- Berg, S.M., B.D. Peterson, K.D. McMahon and C.K. Remucal. 2022. Spatial and Temporal Variability of Dissolved Organic Matter Molecular Composition in a Stratified Eutrophic Lake. *J Geophys Res Biogeosci* 127:e2021JG006550. <https://doi.org/10.1029/2021JG006550>.
- Catalán, N., B. Obrador, M. Felip and J.L. Pretus. 2013. Higher reactivity of allochthonous vs. autochthonous DOC sources in a shallow lake. *Aquat Sci* 75:581–593. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0302-y>
- Cory, R.M., C.P. Ward, B.C. Crump and G.W. Kling. 2014. Sunlight controls water column processing of carbon in arctic fresh waters. *Science* 345:925–928. DOI: 10.1126/science.1253119.
- 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. *Limnol Oceanogr* 53:955–969. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>.
- Li, P. and J. Hur. 2017. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 47:131–154. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>.
- Shang, Y., K. Song, P.A. Jacinthe, Z. Wen, L. Lyu, C. Fang and G. Liu. 2019. Characterization of CDOM in reservoirs and its linkage to trophic status assessment across China using spectroscopic analysis. *J Hydrol* 576:1–11. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.06.028>.
- 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 and G.A. Weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol Oceanogr* 54: 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).



- Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer, S. Sánchez-Carrillo, L.A. Oseguera, E.M. Rivera-Herrera, I. Soria-Reinoso, A. Guzmán-Arias, F. García-Oliva and M. Merino-Ibarra. 2023a. Carbon Dioxide Concentration and Emissions along a Trophic Gradient in Tropical Karst Lakes. *Water* 15(1):13. <https://doi.org/10.3390/W15010013>.
- Vargas-Sánchez, M., J. Alcocer, S. Sánchez-Carrillo y L.A. Oseguera. 2023b. Variación espacial y temporal de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O disuelto en lagos kársticos tropicales, en: Hernández Ayón, J.M., M. Bolaños González, C.O. Norzagaray López, L. Coronado Álvarez y P. Ibarra Alonso. (Eds.), *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. pp. 52–58.
- Wei, M., S. Huang and W. Akram. 2024. Dissolved organic matter (DOM) is independently stratified in thermally stratified water bodies. *J Environ Manage* 356:120582. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.120582>.
- 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. *Environ Sci Technol* 37:4702–4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- 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. *STOTEN* 759:143550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143550>.
- Zhang, Y., Y. Zhou, K. Shi, B. Qin, X. Yao and Y. Zhang. 2018. Optical properties and composition changes in chromophoric dissolved organic matter along trophic gradients: Implications for monitoring and assessing lake eutrophication. *Water Res* 131:255–263. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.05.1>.

## 4.2. Biomasa fitoplanctónica en dos lagos tropicales de alta montaña

Fernández Rocío<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>1,\*</sup>; Oseguera Luis A.<sup>1</sup> y Zúñiga Catriona<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación en Limnología Tropical, FES Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnepantla, México.

\*Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

### Resumen

Los lagos de alta montaña (LAM) son ecosistemas remotos y extremadamente sensibles a los cambios ambientales. Los LAM El Sol y La Luna se ubican a 4,200 m s.n.m. al interior del cráter del volcán Nevado de Toluca. Son ecosistemas que imponen condiciones extremas a la biota acuática como bajas temperaturas, intensa radiación solar y ultravioleta, aguas muy diluidas y con pocos nutrientes. Este trabajo evaluó la dinámica temporal de la biomasa y abundancia de las comunidades fitoplanctónicas de estos dos ecosistemas extremos. Al mismo tiempo, se midieron las principales variables meteorológicas y limnológicas. A pesar de su cercanía, los lagos resultan ser físicoquímica y biológicamente diferentes. La biomasa promedio en El Sol ( $19.3 \pm 45.5 \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$ ) fue el doble del de La Luna ( $8.1 \pm 11.6 \mu\text{m}^3 \text{L}^{-1}$ ). Estacionalmente, en El Sol la biomasa fitoplanctónica aumentó en la época cálida de lluvias con un máximo en abril, mientras que en La Luna lo hizo en la época fría de secas con un máximo en octubre. La mayor biomasa en El Sol la aportaron las especies *Peridinium willei*, *Fragilaria crotonensis* y *Botryococcus braunii*, mientras que en La Luna fueron *Gymnodinium lacustre* y *Mougeotia viridis* las especies que más biomasa aportaron.

**Palabras clave:** *fitoplancton; biomasa; limnología; ambientes extremos; Estado de México; México*

### Abstract

High mountain lakes (LAM) are remote ecosystems susceptible to environmental changes. The LAM El Sol y La Luna are located at 4,200 m a.s.l. in the interior of the crater of the Nevado de Toluca volcano. They are ecosystems that impose extreme conditions on aquatic biota, such as low temperatures, intense solar and ultraviolet radiation, and very diluted water with few nutrients. This work evaluated the temporal dynamics of biomass and the abundance of phytoplankton communities in these two extreme ecosystems. At the same time, the main meteorological and limnological variables were measured. Despite their proximity, the lakes are physicochemically and biologically different. The average biomass at El Sol ( $19.3 \pm 45.5 \mu\text{m}^3/\text{L}$ ) was twice that at La Luna ( $8.1 \pm 11.6 \mu\text{m}^3/\text{L}$ ). Seasonally, the phytoplankton biomass increased at El Sol during the warm rainy season, with a maximum in April, while at La Luna, it did so during the cold dry season, with a maximum in October. The species *Peridinium willei*, *Fragilaria crotonensis*, and *Botryococcus braunii* provided the largest biomass at El Sol. At the same time, *Gymnodinium lacustre* and *Mougeotia viridis* were the species that contributed the most biomass at La Luna.

**Key words:** *phytoplankton; biomass; limnology; extreme environments; Estado de México; Mexico*

### Introducción

El fitoplancton representa el 0.2% de la biomasa de los productores primarios en la biosfera, su contribución a la fijación de carbono a través de la productividad primaria en la biosfera es aproximadamente del 50% (Siegel *et al.*, 2013; Sanders *et al.*, 2014). En aguas epicontinentales, el papel del fitoplancton en el balance del carbono y los ciclos biogeoquímicos es menor en comparación con los

sistemas marinos, pero pueden incidir directamente en los ecosistemas acuáticos que se encuentran más estrechamente vinculados con la supervivencia humana y el desarrollo social (Gao *et al.*, 2021). Por lo tanto, es fundamental comprender los factores dominantes que afectan la biomasa del fitoplancton, en particular en las aguas epicontinentales. En general, el fitoplancton responde y se adapta a la dinámica estacional recurrente en las aguas en las que habitan (Mustapha, 2010; Padisak y Naselli-Flores, 2021). Los cambios en su composición, abundancia y biomasa están relacionados con variaciones en los factores ambientales locales como es la estacionalidad, la variabilidad climática y las actividades humanas locales. Pero también son afectados por los fenómenos oceánicos-atmosféricos que controlan el clima global (Reynolds, 2006; Winder y Sommer, 2012; Caballero *et al.*, 2016; Kumar *et al.*, 2018). Las comunidades fitoplanctónicas de los lagos de alta montaña están sujetas a condiciones extremas, que generalmente están representadas por temperaturas bajas, una elevada radiación solar y ultravioleta, concentraciones de sales y nutrientes bajas y generalmente un pH ácido (Sommaruga, 2001; Häder *et al.*, 2015; Cuna *et al.*, 2022).

En México existen solo dos lagos de alta montaña: El Sol y La Luna, ambos ubicados al interior del volcán Nevado de Toluca, a una altitud de 4,200 m s.n.m. Estos lagos se encuentran a una distancia entre ellos de 600 m, separados por un domo dacítico. Comparten el mismo origen, clima y régimen hídrico. En general, la dinámica estacional de las comunidades biológicas de los lagos de alta montaña están gobernadas por las fluctuaciones del pH y la temporalidad de lluvias y secas (p. ej., Alcocer *et al.*, 2004; Alcocer *et al.*, 2021).

Tomando en cuenta que la comunidad fitoplanctónica es sensible a los cambios ambientales, el objetivo fue evaluar la variación temporal de la biomasa y la abundancia de las comunidades de fitoplancton de ambos lagos y su relación con los parámetros meteorológicos y limnológicos con el objetivo de determinar cuáles funcionan como los principales moduladores de estas y si la respuesta es similar en ambos lagos.

## Material y Métodos

### *Área de estudio*

Los LAM El Sol y La Luna se encuentran al interior del cráter del volcán Nevado de Toluca (19°06'N, 99°45'W, 4,200 m s.n.m.). El clima de la región es frío con oscilaciones de temperaturas diarias entre 10 a 20 °C con una temperatura máxima promedio de  $20.9 \pm 1.4$  °C y una temperatura mínima promedio de  $4.0 \pm 1.0$  °C y una precipitación anual de 1,277 mm con sus valores máximos durante los meses de junio a septiembre y una evaporación anual de 971 mm (Estación SMN-15062 del Servicio Meteorológico Nacional). La litología está caracterizada por feldespatos plagioclasas, dacita y andesita, cuyas composiciones químicas son albita ( $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ ) y anortita ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ ); la vegetación predominante es de páramo de altura compuesto por pastizales, musgos y líquenes (Bloomfield y Valastro, 1974; Rzedowski, 1981; Armienta *et al.*, 2000; García-Palomo *et al.*, 2002). El Sol tiene un área de captación de 2.17 km<sup>2</sup>, una superficie de 230,000 m<sup>2</sup>, longitud de 795 m y 482 m de ancho, un perímetro de 2,363 m, una profundidad máxima de 12 m y media de 6 m. Su régimen térmico es de polimíctico discontinuo. La Luna tiene un área de captación es de 1.1 km<sup>2</sup>, una superficie de 30,500 m<sup>2</sup>, una longitud de 227 m y 209 m de ancho, un perímetro de 675 m, una profundidad máxima de 10 m y media de 5 m. Su régimen térmico es de polimíctico continuo (Alcocer *et al.*, 2004, 2020, 2021; Ibarra-Morales *et al.*, 2022; Filonov *et al.*, 2022).

## Metodología

Se realizaron muestreos mensuales de febrero 2022 a enero 2023, en la parte central y más profunda de los lagos. Se midieron variables fisicoquímicas [temperatura (T), pH, oxígeno disuelto, potencial redox (ORP), conductividad eléctrica ( $K_{25}$ ) y profundidad máxima] utilizando una sonda multiparamétrica marca Hydrolab modelo DS5. Además, se obtuvieron datos meteorológicos (temperatura máxima y mínima, precipitación diaria para el año de estudio) de la EMA Nevado de Toluca (SMN-CONAGUA, 2023). El fitoplancton se colectó con una botella muestreadora de 5 L marca UWITEC. Se seleccionaron dos profundidades, a un metro por debajo de la superficie y a un metro por encima del fondo. Adicionalmente, se realizó un arrastre vertical con una red de planctón con una apertura de poro de 20  $\mu\text{m}$  a lo largo de la columna de agua. Las muestras tomadas de la botella en las dos profundidades se colectaron directamente en botellas de 600 mL, mientras que la muestra obtenida del arrastre se concentró en un frasco de 50 mL. Ambas muestras fueron fijadas con solución de yodo acético de Lugol al 1%.

El fitoplancton fue identificado y contado siguiendo el método de Utermöhl usando un microscopio invertido. Se usaron claves taxonómicas especializadas y literatura para cada grupo de microalgas (Prescott; 1964; Tiffany y Britton, 1971; Bourrelly, 1972; Ettl, 1983; Tell y Conforti, 1986; Bourrelly, 1987; Round *et al.*, 1990; Cox y Cox, 1996; González, 1996; Baker y Fabbro, 1999; Cronberg y Annadotter, 2006; Dillard, 2007; Hindák y Hindáková, 2008; Cuna *et al.*, 2022). La biomasa se calculó como biovolumen de acuerdo con los modelos geométricos propuestos por Sun y Liu (2003).

## Resultados y Discusión

### Variables meteorológicas

De forma general se pueden apreciar tres épocas, la de secas/cálidas que va de febrero a abril y se caracteriza por precipitación estacional pluvial baja ( $0.9 \pm 0.0$  mm). La  $T_{\text{max}}$  fue de  $14 \pm 3$  °C, la  $T_{\text{min}}$  de  $-4 \pm 1$  °C con oscilaciones térmicas diarias de  $16 \pm 3$  °C y  $T_{\text{prom}}$  de  $17.9 \pm 2.1$  °C. La segunda estación corresponde a lluvias y abarca de mayo a septiembre, con una precipitación durante la estación de  $7 \pm 8$  mm, y

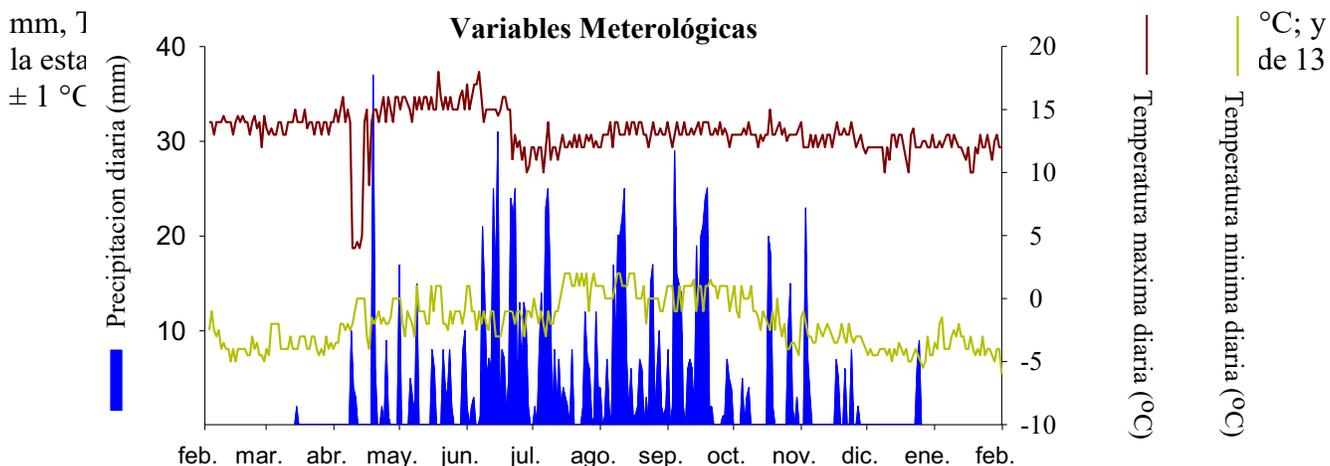


Figura 1. Valores diarios de las variables de precipitación y temperatura del aire máxima y mínima en el cráter del Nevado de Toluca.

### VARIABLES Físicoquímicas

En los cuadros 1 y 2 se reportan las variables ambientales limnológicas de ambos lagos. De las variables seleccionadas, el oxígeno disuelto, el potencial redox y la turbidez se encuentran en valores similares en ambos lagos. La conductividad en El Sol oscila a lo largo del año entre valores de 39 a 46  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mientras que en la Luna los valores oscilaron entre 9.2 y 10.5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Los valores más elevados de clorofila-a en ambos lagos fueron durante la época de lluvias, en El Sol con valores de  $1.3 \pm 0.2 \mu\text{g}/\text{L}$  y en La Luna de  $0.3 \pm 0.0 \mu\text{g}/\text{L}$ .

La Clorofila-a ha sido un parámetro ampliamente utilizado para aproximarse a la biomasa fitoplanctónica, en este sentido, las concentraciones obtenidas en ambos lagos son bajas pero similares a otros lagos de alta montaña ubicados en los Alpes, Pirineos y la Patagonia (Alcocer *et al.*, 2004).

En la Figura 2 se grafican la temperatura, pH y profundidad máxima. El pH de El Sol siempre tuvo valores más altos que los registrados en la Luna, durante la época seca/cálida el promedio fue de  $8.5 \pm 0.7$ , durante lluvias  $8.3 \pm 0.3$  y los valores más bajos durante la época seca/fría ( $7 \pm 0.1$ ). Con respecto a La Luna, el pH fue más ácido en la época seca/cálida que, en lluvias, con valores de  $5 \pm 0.1$  y  $6 \pm 0.2$  respectivamente, y al igual que El Sol, seca /frías registró los valores más ácidos  $4 \pm 0.07$ .

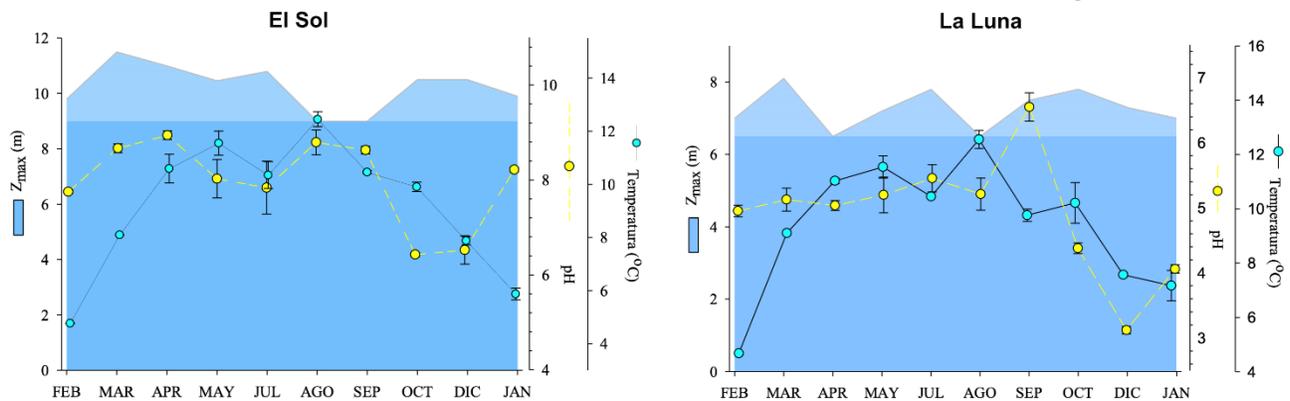


Figura 2. Dinámica estacional del pH y temperatura con respecto a la máxima profundidad en ambos lagos.

La profundidad máxima varió en ambos lagos y también fue asincrónica entre ambos lagos. En El Sol la profundidad máxima fue durante la época secas/cálidas con  $10.8 \pm 0.9 \text{ m}$ , la menor profundidad y con mayor oscilación fue durante lluvias  $9.8 \pm 1 \text{ m}$  y la menor oscilación durante la época secas/frías  $10.3 \pm 0.3 \text{ m}$ . Por el contrario, en La Luna la menor profundidad y mayor oscilación fue durante la temporada de secas/cálidas con  $7.2 \pm 0.8 \text{ m}$ , seguida de la época de lluvias con  $7.3 \pm 0.6 \text{ m}$  y la mayor profundidad en época de secas/frías con  $7.4 \pm 0.4 \text{ m}$ .

**Cuadro 1. Variables fisicoquímicas (promedio  $\pm$  desviación estándar) de El Sol, OD = oxígeno disuelto,  $K_{25}$  = conductividad eléctrica, ORP = potencial de óxido reducción. Los tres colores azules corresponden al periodo seco/cálida (feb-abr), lluvias (may-sep) y seco/frío (oct-ene).**

El Sol										
	Feb	Mar	Abr	May	Jul	Ago	Sep	Oct	Dic	Ene
OD (mg/L)	7.9 $\pm$ 0.0	7.9 $\pm$ 0.0	7.8 $\pm$ 0.3	6.4 $\pm$ 0.9	5.6 $\pm$ 1.9	6.6 $\pm$ 1.7	5.6 $\pm$ 0.4	8.0 $\pm$ 0.4	7.6 $\pm$ 1.9	8.6 $\pm$ 0.0
$K_{25}$ ( $\mu$ S/cm)	44.4 $\pm$ 0.1	45.4 $\pm$ 0.1	46.1 $\pm$ 0.3	45.9 $\pm$ 0.3	42.6 $\pm$ 0.3	41.8 $\pm$ 0.7	40.7 $\pm$ 0.1	39.3 $\pm$ 0.2	38.9 $\pm$ 1.1	39.2 $\pm$ 0.2
ORP (mV)	373 $\pm$ 3	346 $\pm$ 2	434 $\pm$ 9	281 $\pm$ 5	388 $\pm$ 27	343 $\pm$ 26	234 $\pm$ 5	268 $\pm$ 3	259 $\pm$ 6	224 $\pm$ 1
Turbidez (NTU)	0.0 $\pm$ 0.0	0.4 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0							
Clorofila-a ( $\mu$ g/L)	0.3 $\pm$ 0.00	0.4 $\pm$ 0.0	0.5 $\pm$ 0.0	1.2 $\pm$ 0.3	1.3 $\pm$ 0.1	1.4 $\pm$ 0.2	1.2 $\pm$ 0.1	1.1 $\pm$ 0.1	1.2 $\pm$ 0.0	0.7 $\pm$ 0.0

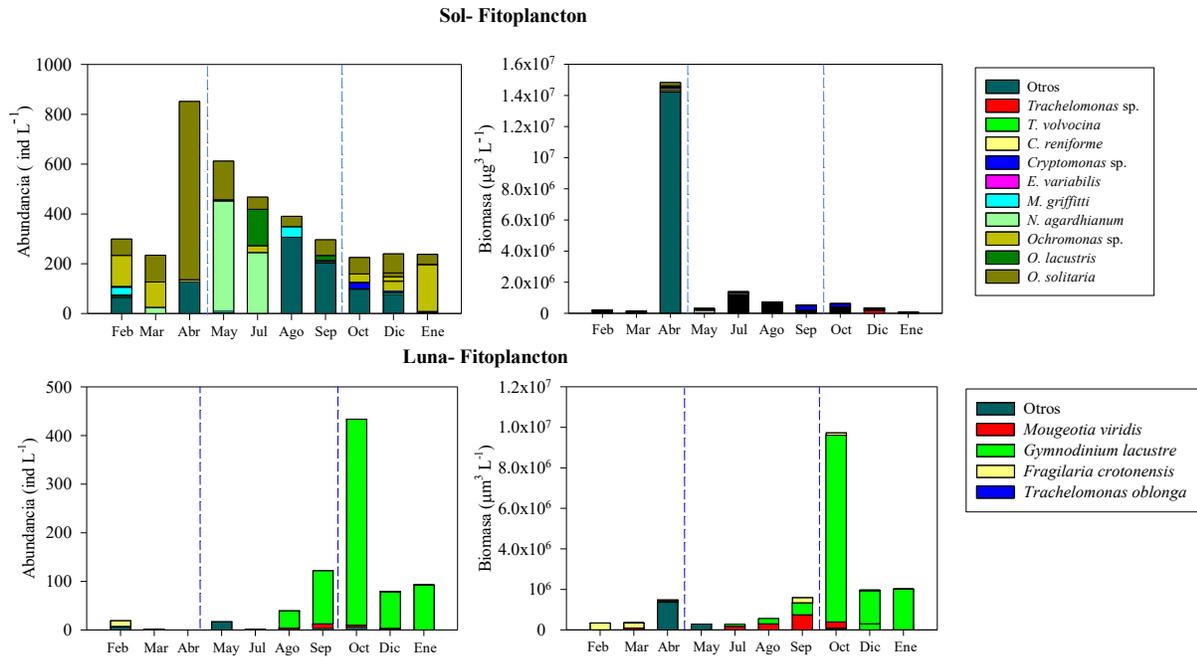
**Cuadro 2. Variables fisicoquímicas (promedio  $\pm$  desviación estándar) de La Luna, OD = oxígeno disuelto,  $K_{25}$  = conductividad eléctrica, ORP = potencial de óxido reducción. Los tres colores azules corresponden al periodo seco/cálida (feb-abr), lluvias (may-sep) y seco/frío (oct-ene).**

El Sol										
	Feb	Mar	Abr	May	Jul	Ago	Sep	Oct	Dic	Ene
OD (mg/L)	7.5 $\pm$ 0.0	6.8 $\pm$ 0.0	6.5 $\pm$ 0.0	6.1 $\pm$ 0.0	6.6 $\pm$ 0.0	6.4 $\pm$ 0.0	6.2 $\pm$ 0.0	7.0 $\pm$ 0.0	7.1 $\pm$ 0.0	7.4 $\pm$ 0.1
$K_{25}$ ( $\mu$ S/cm)	9.3 $\pm$ 0.1	9.6 $\pm$ 0.1	9.9 $\pm$ 0.1	10.6 $\pm$ 0.0	10.4 $\pm$ 0.3	10.3 $\pm$ 0.07	10.5 $\pm$ 0.0	10.1 $\pm$ 0.1	9.9 $\pm$ 0.1	10.2 $\pm$ 0.1
ORP (mV)	458 $\pm$ 21	459 $\pm$ 3	482 $\pm$ 10	344 $\pm$ 6	408 $\pm$ 63	449 $\pm$ 6	334 $\pm$ 12	361 $\pm$ 5	421 $\pm$ 4	360 $\pm$ 22
Turbidez (NTU)	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0	0.0 $\pm$ 0.0
Clorofila-a ( $\mu$ g/L)	0.2 $\pm$ 0.00	0.2 $\pm$ 0.0	0.3 $\pm$ 0.0	0.3 $\pm$ 0.0	0.2 $\pm$ 0.0	0.4 $\pm$ 0.1	0.3 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.0	0.4 $\pm$ 0.1	0.2 $\pm$ 0.0

### Fitoplancton

La riqueza específica del fitoplancton registrada en El Sol comprende 50 taxones y en La Luna 29 taxones. Solo se comparten 9 taxones entre ambos lagos. Con respecto a la dinámica temporal de la biomasa fitoplanctónica durante la época de secas/cálidas la biomasa osciló de 1.6 a 148.3  $\mu$ m<sup>3</sup>/L que corresponde al 84.8% del total de la biomasa durante todo el año, compuesto por 5  $\pm$  3 taxones por mes. En el mes de abril se registró el pico máximo de biomasa de fitoplancton, que representó el 77% del total registrado durante todo el estudio.

Durante la época de lluvias la biomasa registrada representó el 11.6% (de 3.3 a 13.9  $\mu$ m<sup>3</sup>/L) y estuvo compuesto por 8  $\pm$  4 taxones; finalmente, durante la época secas/frías la biomasa osciló de 0.8 a 6.3  $\mu$ m<sup>3</sup>/L y corresponde al 3.5% del total, compuesto por 7  $\pm$  5 taxones.



**Figura 3.** Variación temporal de las abundancias (izquierda) y biomásas (derecha) del fitoplancton en El Sol (arriba) y La Luna (abajo). Otros: suma de las abundancias/biomásas de taxones no dominantes.

La biomasa total de La Luna representó el 48% del total de la biomasa fitoplanctónica de El Sol. En relación con la temporalidad, durante las secas/cálidas la biomasa del fitoplancton osciló entre 0.9 a 5.5  $\mu\text{m}^3/\text{L}$  y corresponde al 11.8% del total de la biomasa registrada durante todo el año, con un promedio mensual de  $2.4 \pm 2.7 \mu\text{m}^3/\text{L}$  y compuesta por  $5 \pm 1$  taxones por mes. Durante las lluvias varió 0.7 a 6.8  $\mu\text{m}^3/\text{L}$  (14.7%), con un promedio mensual de  $2.6 \pm 2.7 \mu\text{m}^3/\text{L}$  compuesta por  $3 \pm 1$  taxones por mes; y en la época de secas/fría fueron los valores más altos de biomasa con valores de 5 a 34  $\mu\text{m}^3/\text{L}$  (73.5%) con un promedio mensual de  $21.2 \pm 15 \mu\text{m}^3/\text{L}$  compuesta por  $3 \pm 1$  taxones por mes. Nuestros resultados sugieren que la biomasa fitoplanctónica en los lagos El Sol y La Luna son sensibles a la estacionalidad ambiental y a los cambios en el pH.

## Conclusiones

La biomasa total de La Luna constituyó un notable 48% del total de la biomasa fitoplanctónica observada en El Sol. La biomasa fitoplanctónica de El Sol y La Luna experimentan variaciones que dependen de las fluctuaciones estacionales de las condiciones ambientales, así como de los cambios en el nivel de pH del agua. El pH juega un papel crucial, ya que ciertas especies de fitoplancton son más resilientes a variaciones en el pH que otras, lo que afecta directamente su biomasa en estos lagos.

## Referencias bibliográficas

- Alcocer, J., C. N. Delgado and R. Sommaruga. 2020. Photoprotective compounds in zooplankton of two adjacent tropical high mountain lakes with contrasting underwater light climate and fish occurrence. *Journal of Plankton Research* 42(2): 105-118. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbaa001>.
- Alcocer, J., L.A. Oseguera, E. Escobar, L. Peralta and A. Lugo. 2004. Phytoplankton biomass and water chemistry in two high-mountain tropical lakes in Central Mexico. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36(3): 342-346. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2004\)036\[0342:PBAWCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2004)036[0342:PBAWCI]2.0.CO;2).
- Alcocer, J., L.A. Oseguera, D. Ibarra-Morales, E. Escobar and L. Garcia-Cid. 2021. Responses of benthic macroinvertebrate communities of two tropical, high-mountain lakes to climate change and deacidification. *Diversity* 13(6): 243. <https://doi.org/10.3390/d13060243>.
- Alcocer, J., J. Roberson, L.A. Oseguera and W.M. Lewis. 2020. 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>.
- Armienta, M. A., S. De la Cruz-Reyna, and J.L. Macias. 2000. Chemical characteristics of the crater lakes of Popocatepetl, El Chichon, and Nevado de Toluca volcanoes, Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 97(1-4): 105-125.
- Baker, P.D. and L. Fabbro. 1999. A guide to the identification of common blue-green algae (Cyanoprokaryotes) in Australian freshwaters. CQUniversity. 60p.
- Bloomfield, K. and Jr.S. Valastro. 1974. Late Pleistocene eruptive history of Nevado de Toluca volcano, central Mexico. *Geological Society of America Bulletin*, 85(6): 901-906.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique (No. 582.26 BOU).
- Bourrelly, P. 1987. Algues d'eau douce des mares d'alpage de la région de Lunz am See, Autriche.
- Caballero, M., G. Vázquez, B. Ortega, M.E. Favila and S. Lozano-García. 2016. Responses to a warming trend and “El Niño” events in a tropical lake in western Mexico. *Aquatic Sciences*, 78: 591-604. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0444-1>.
- Cox, E.J. and E.J. Cox. 1996. Identification of freshwater diatoms from live material (Vol. 158). London: Chapman y Hall. 158 p.
- Cronberg, G. and H. Annadotter. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photo guide and a synopsis of their toxicology. Intergovernmental Oceanographic Commission, Unesco. 106 p.
- Cuna, E., J. Alcocer, M. Gaytán and M. Caballero. 2022. Phytoplankton biodiversity in two tropical, High Mountain lakes in Central Mexico. *Diversity* 14(1): 42. <https://doi.org/10.3390/d14010042>.
- Dillard, G.E. 2007. Freshwater algae of the Southeastern United States, part 7.
- Ettl, H. 1983. Chlorophyta I. Phytomonadina. *Subwasserflora Von Mitteleuropa*,
- Filonov, A., M.R. Barba-López, L. Ladah, I. Tereshchenko, E. Palacios-Hernández, J. Alcocer and D. Ávalos-Cueva. 2022. The dynamics and temperature regime of the crater lakes in the Nevado de Toluca volcano, Mexico. *Limnologia* 92: 125938. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125938>
- Gao, Y., J. Jia, Y. Lu, T. Yang, S. Lyu, K. Shi and G. Yu. 2021. Determining dominating control mechanisms of inland water carbon cycling processes and associated gross primary productivity on regional and global scales. *Earth-Science Reviews*, 213, 103497. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103497>
- García-Palomo, A., J.L. Macias, J.L. Arce, L. Capra, V.H. Garduño and J.M. Espíndola. 2002. Geology of the Nevado de Toluca volcano and surrounding areas, Central Mexico. *Geol. Soc. Am. Map Chart Ser.*
- González, A.C. 1996. Las chlorococcales dulciacuicolas de Cuba. 269 p.
- Häder, D.P., C.E. Williamson, S.Ä. Wängberg, M. Rautio, K.C. Rose, K. Gao, H. Walter, P. Rajeshwar, P. Sinha and R. Worrest. 2015. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with other environmental factors. *Photochemical and Photobiological Sciences* 14(1): 108-126. <https://doi.org/10.1039/C4PP90035A>
- Hindák, F. and A. Hindáková. 2008. Morphology and taxonomy of some rare chlorococcalean algae (Chlorophyta). *Biologia* 63(6): 781-790.
- Ibarra-Morales, D., R.A. Silva-Aguilera, L.A. Oseguera, M. Merino-Ibarra and 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>.
- Kumar, P.S., M. Kumaraswami, G.D. Rao, P. Ezhilarasan, R. Sivasankar, V.R. Rao and K. Ramu. 2018. Influence of nutrient fluxes on phytoplankton community and harmful algal blooms along the coastal waters of southeastern Arabian Sea. *Continental Shelf Research* 161: 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.04.012>.
- Mustapha, M.K. 2010. Seasonal influence of limnological variables on plankton dynamics of a small, shallow, tropical African reservoir. *Asian Journal of Experimental Biological Sciences* 1(1): 60-79.
- Padisak, J. and L. Naselli-Flores. 2021. Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency. *Hydrobiologia* 848(1): 157-176. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04353-4>.
- Prescott, G.W. 1964. How to know the freshwater algae. How to know the freshwater algae. 224 p.
- Reynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press. 552 p.
- Round, F.E., R.M. Crawford and D.G. Mann. 1990. Diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge university press.
- Rzedowski, J. E. R. Z. Y. (1978). Vegetación de México. Limusa. México DF, México.
- SMN–CONAGUA .2023. Información Estadística Climatológica. México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacionclimatologica/informacion-estadistica-climatologica>.
- Sanders, R., S.A. Henson, M. Koski, L. Christina, S. Painter, A.J. Poulton and A.P. Martin. 2014. The biological carbon pump in the North Atlantic. *Progress in Oceanography* 129: 200-218. <https://doi.org/10.1016/j.pocan.2014.05.005>
- Siegel, D. A., M. Behrenfeld, S. Maritorena, C. McClain, D. Antoine, S. Bailey and J. Yoder. 2013. Regional to global assessments of phytoplankton dynamics from the SeaWiFS mission. *Remote Sensing of Environment*, 135, 77-91. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.03.025>



- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 62(1-2): 35-42. [https://doi.org/10.1016/S1011-1344\(01\)00154-3](https://doi.org/10.1016/S1011-1344(01)00154-3).
- Soto, V. 2021. Cryotic climate conditions and their eventual implication in the high-mountain surface of the Nevado de Toluca volcano, Mexico. *Journal of Mountain Science* 18(9): 2273-2286. <https://doi.org/10.1007/s11629-021-6740-4>.
- Sun, J. and D. Liu. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research* 25(11): 1331-1346. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>.
- Tell, G. and V. Conforti. 1986. *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. 301 p.
- Tiffany, L.H. and M.E. Britton. 1971. *Algae of Illinois*. 407 p.
- Winder, M. and U. Sommer. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5-16. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>.

### 4.3. Carbono orgánico disuelto en dos lagos tropicales de alta montaña

Rivera-Herrera Montserrat<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2,\*</sup>; Soria-Reinoso Ismael<sup>1</sup>; Vargas-Sánchez Mariana<sup>3</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 Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México.

\*Autor para correspondencia: jalcocer@unam.mx

#### Resumen

Se evaluó la concentración del carbono orgánico disuelto (COD) en los únicos lagos de alta montaña (LAM) en México: El Sol y La Luna, en el Nevado de Toluca, durante un periodo anual de marzo de 2022 a marzo de 2023. Las muestras fueron tomadas mensualmente en superficie y fondo de cada lago, así como también el registro de variables ambientales. Las concentraciones de COD en El Sol fueron 4 veces mayores ( $7.9 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$ ) a los de La Luna ( $1.8 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$ ), debido, probablemente, al mayor aporte de carbono orgánico autóctono, es decir, a que El Sol presenta condiciones de oligotrofia en comparación con las de ultraoligotrofia de La Luna. Durante la época de secas las concentraciones de COD se encontraron por encima de la media de cada lago,  $8.3 \pm 1.7 \text{ mg L}^{-1}$  en El Sol y  $2.1 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$  en la Luna, debido a los vientos que en esta temporada aportan compuestos orgánicos provenientes de tierras agrícolas que rodean la base del volcán.

**Palabras clave:** COD; lagos de alta montaña; Nevado de Toluca; México.

#### Abstract

The concentration of dissolved organic carbon (DOC) was evaluated in the only high mountain lakes (HML) in Mexico, El Sol and La Luna, in Nevado de Toluca, during an annual period from March 2022 to March 2023. Samples were taken monthly on the surface and bottom of each lake, and environmental variables were recorded. The DOC concentrations in El Sol were 4 times higher ( $7.9 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$ ) than those in La Luna ( $1.8 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$ ), probably due to the greater contribution of autochthonous organic carbon; that is, El Sol presents conditions of oligotrophy compared to the ultra-oligotrophy of La Luna. During the dry season, COD concentrations were found to be above the average for each lake,  $8.3 \pm 1.7 \text{ mg L}^{-1}$  on El Sol and  $2.1 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$  on La Luna due to the winds of this season that carry organic compounds from agricultural lands that surround the base of the volcano.

**Keywords:** DOC; high mountain lakes; Nevado de Toluca; México.

## Introducción

El carbono orgánico disuelto (COD) es un modulador importante de la estructura y función de los ecosistemas, por ejemplo, como regulador de la producción primaria ya que sus propiedades de absorción impiden la fotosíntesis, mientras que al mismo tiempo sirve de sustrato para los organismos heterótrofos como bacterias (Sobek *et al.*, 2007). En muchos sistemas acuáticos epicontinentales (SAE), el COD constituye el reservorio más grande de carbono orgánico en la columna de agua, sobrepasando el del fitoplancton a excepción de los sistemas eutróficos (Prairie y Cole, 2022), por lo que constituye un componente muy importante del ciclo del carbono (C), ya que mantienen diversos procesos que involucran su mineralización y/o degradación (Catalán *et al.*, 2013). El COD es una mezcla muy heterogénea de diferentes compuestos orgánicos que son constituidos tanto por carbono autóctono como por carbono alóctono (Sobek *et al.*, 2007).

Los lagos de alta montaña (LAM) son ecosistemas situados sobre la línea de crecimiento arbóreo (> 4,000 m s.n.m.); debido a su alta sensibilidad a las variables ambientales, ya sea cambios en el paisaje o en la atmósfera circundante (Williamson *et al.*, 2008) son considerados como centinelas de cambio climático a nivel mundial (Adrian *et al.*, 2009). Los LAM se encuentran en cuencas aisladas, frecuentemente están alejados de los grandes desarrollos urbanos, razón por la cual es difícil que tengan influencia por el acarreo de material y por la contaminación de otras cuencas (Mosello *et al.*, 2002). Generalmente se caracterizan por tener un bajo contenido de nutrientes, pH y COD (Sommaruga, 2001). La mayoría de los estudios se han realizado en LAM de latitudes templadas y éstos han mostrado la relevancia del COD en la dinámica del C en estos ecosistemas. Sin embargo, se desconoce el papel del COD en los LAM tropicales, de esta manera, el objetivo del presente trabajo busca evaluar la dinámica anual de la concentración del COD en los dos únicos LAM en México: El Sol y La Luna.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

Los lagos El Sol y La Luna se ubican dentro del volcán Nevado de Toluca, Estado de México, a una altitud de 4,200 m s.n.m. (Figura 1). La zona presenta un clima frío a semifrío húmedo, con una temperatura entre 2 y 12 °C y precipitación anual de 1,067 mm (periodo 1964-2023; estación 15062; SMN, 2023). La precipitación debajo del promedio anual ocurre de octubre a abril (secas) y los valores con mayor precipitación ocurren entre julio y agosto (Ibarra-Morales *et al.*, 2022). Ambos lagos son pequeños (área máxima: El Sol, 229,836 m<sup>2</sup>; La Luna, 30,466 m<sup>2</sup>), someros (profundidad máxima: El Sol, 15 m; La Luna, 10 m), fríos (temperatura media de columna de agua: El Sol, 8.5 ± 1.9 °C; La Luna, 8.3 ± 2.1 °C) y transparentes (profundidad de disco de Secchi: El Sol, 5.4 ± 1.0 m; La Luna, 9.1 ± 1.8 m) (Ibarra-Morales *et al.*, 2022).

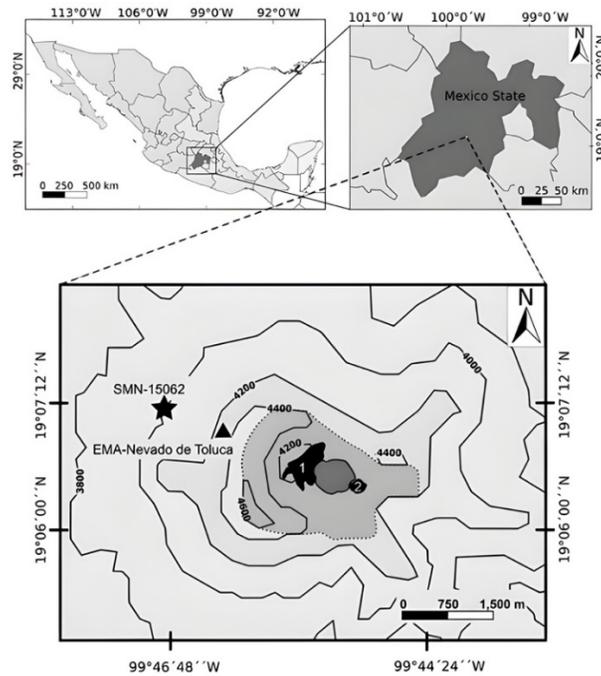


Figura 1. Lagos El Sol y La Luna, cráter del volcán Nevado de Toluca, Estado de México (tomado de Ibarra-Morales *et al.*, 2022).

### Metodología

Se realizaron muestreos mensuales a lo largo de un ciclo anual (marzo de 2022 a marzo de 2023). En éstos se registraron perfiles *in situ* metro a metro a lo largo de la columna de agua de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica ( $K_{25}$ ) con una sonda multiparamétrica Hydrolab DS5. Con una botella muestreadora UWITEC de 5L, se colectaron muestras de agua de superficie y fondo para medir la concentración de COD y clorofila *a* (Clor-*a*). El COD se obtuvo por duplicado a partir de filtrar 60 mL de agua a través de filtros pre-combustionados Whatman GF/F (0.7  $\mu\text{m}$ ), las muestras filtradas se guardaron en frascos ámbar; enseguida se acidificaron con  $\text{H}_3\text{PO}_4$  al 40% para posteriormente ser almacenados en oscuridad y frío. La concentración de COD se midió en un analizador Shimadzu TOC-L por el método de combustión a alta temperatura de compuestos no purgables (Dickson *et al.*, 2007) en el Centro de Ciencias Marinas de la Universidad de Carolina del Norte en Wilmington. La clorofila *a* (Clor-*a*) se determinó con el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) para determinar diferencias significativas de las variables ambientales y la concentración del COD entre temporadas y lagos.

## Resultados y Discusión

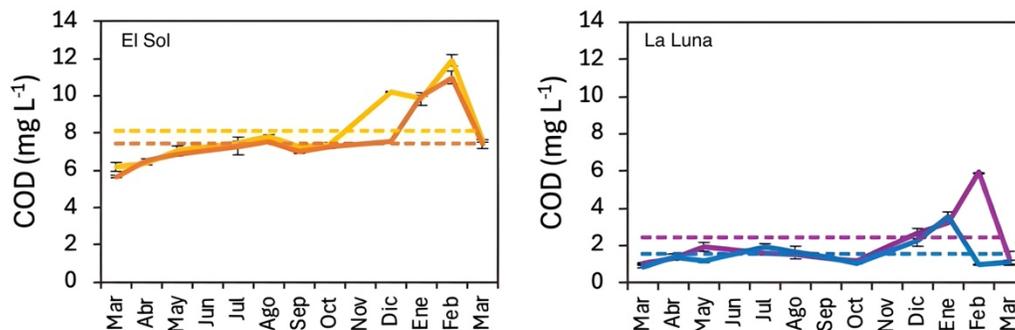
Las variables ambientales que no presentaron diferencias temporales significativas ( $p > 0.05$ ) en cada lago fueron la T y el OD. Por otro lado, El Sol y La Luna fueron diferentes en el pH, la  $K_{25}$  y la concentración de Clor-a (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Variables ambientales de los lagos El Sol y La Luna (marzo de 2022 a marzo de 2023).**

	El Sol					La Luna				
	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> )	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> )
Promedio	9.4	6.7	8.2	42.6	1.0	9.8	6.8	5.1	10.4	0.3
D.E.	2.0	1.7	0.8	2.8	0.4	1.7	0.6	1.0	0.7	0.1
Mínimo	5.9	4.6	6.3	38.7	0.4	7.6	6.0	3.2	9.6	0.2
Máximo	12.5	9.1	8.9	46.1	1.4	12.7	8.1	6.7	12.1	0.4

T = temperatura, OD = oxígeno disuelto, K<sub>25</sub> = conductividad eléctrica estandarizada a 25 °C, Clor-a = clorofila a, D.E. = desviación estándar.

Por lo que se refiere al COD, en El Sol la concentración promedio en agua superficial fue de  $8.1 \pm 1.8$  mg L<sup>-1</sup>, con un mínimo de  $6.2 \pm 0.2$  mg L<sup>-1</sup> en marzo de 2022 y un máximo de  $11.0 \pm 0.3$  mg L<sup>-1</sup> en febrero de 2023; mientras que el agua de fondo presentó un promedio de  $7.6 \pm 1.5$  mg L<sup>-1</sup>, un mínimo de  $5.7 \pm 0.1$  mg L<sup>-1</sup> en marzo de 2022 y un máximo de  $11.0 \pm 0.3$  mg L<sup>-1</sup> en febrero de 2023 (Fig. 2).



**Figura 2. Concentración del COD en El Sol (línea amarilla agua superficial; línea naranja agua de fondo) y La Luna (línea morada agua superficial; línea azul agua de fondo) a lo largo del año de estudio. Las líneas punteadas indican el promedio por profundidad del COD.**

En La Luna, en agua superficial la concentración promedio de COD fue  $2.1 \pm 1.4$  mg L<sup>-1</sup>, el mínimo  $1.1 \pm 0.02$  mg L<sup>-1</sup> durante marzo de 2022 y el máximo  $5.9 \pm 0.00$  mg L<sup>-1</sup> en febrero de 2023; mientras que en el agua de fondo la concentración promedio fue  $1.6 \pm 0.8$  mg L<sup>-1</sup>, la mínima  $0.9 \pm 0.1$  mg L<sup>-1</sup> en marzo de 2023 y la máxima  $3.6 \pm 0.2$  mg L<sup>-1</sup> en enero de 2023 (Figura 2).

No se presentaron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) en la concentración de COD entre superficie y fondo en los dos lagos. Las concentraciones de COD en El Sol fueron significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) a las de La Luna. En El Sol fueron 4 veces mayores ( $7.9 \pm 1.6$  mg L<sup>-1</sup>) que en La Luna ( $1.8 \pm 0.9$  mg L<sup>-1</sup>). Lo anterior se debe muy probablemente a que El Sol es más productivo que La Luna, esto es, El Sol se clasifica como oligotrófico a diferencia de La Luna que es ultraoligotrófico (Alcocer *et al.*, 2020). El fitoplancton y algas bentónicas al descomponerse resultan en un aumento de la concentración de COD. Soria-Reinoso *et al.* (2023) mencionan que la materia orgánica disuelta cromofórica (CMOD) en El Sol es de menor peso molecular (PM) en comparación con La Luna, esto se asocia a la acumulación y descomposición microbiana de la vegetación sumergida y al fitoplancton, por lo que la mayor contribución de materia orgánica disuelta (MOD) y por lo tanto del COD es autóctona.

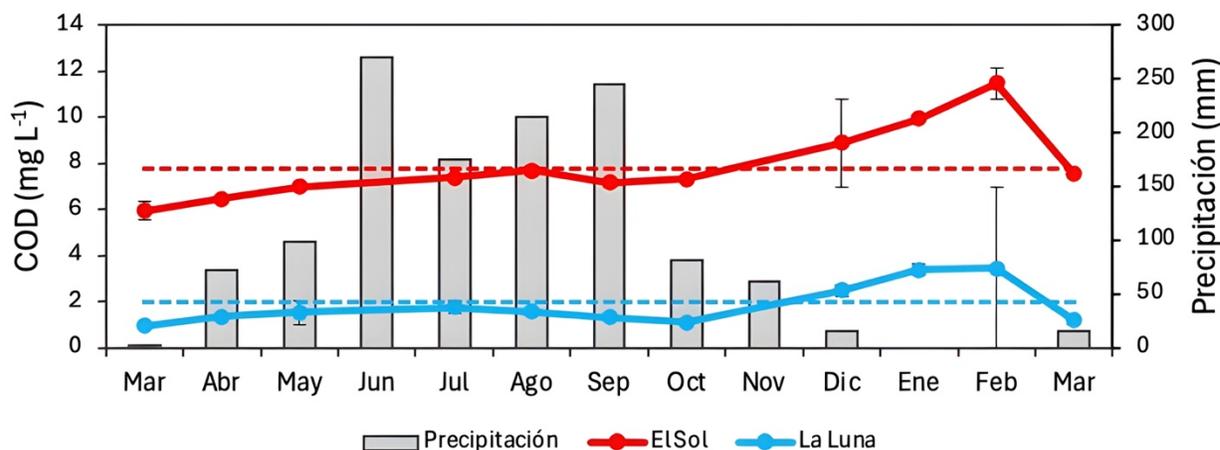


Figura 3. Concentración del COD promedio de la columna de agua a lo largo del año de estudio en El Sol (rojo) y La Luna (azul). Las líneas punteadas indican el promedio del COD en cada lago.

No se presentaron diferencias significativas entre las temporadas en ningún lago, no obstante, se observó que en la temporada de secas se presentaron concentraciones mayores de COD en ambos lagos. En El Sol, la temporada de secas presentó concentraciones mayores ( $8.3 \pm 1.7 \text{ mg L}^{-1}$ ) con respecto a la de lluvias ( $7.1 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ), siendo marzo de 2023 cuando se presentó la concentración mínima de  $5.9 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$  y en febrero de 2023 la concentración máxima de  $10.2 \pm 2.4 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 3). En La Luna, la temporada de secas presentó mayores concentraciones ( $2.1 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) con respecto a la de lluvias ( $1.9 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$ ), durante marzo de 2022 se presentó la concentración mínima ( $1.0 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) y en febrero de 2023 la concentración máxima ( $3.5 \pm 3.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Figura 3).

Las concentraciones mayores de COD tanto en El Sol como en La Luna en la temporada de secas pueden explicarse porque durante esta temporada, debido a los vientos dominantes que soplan en dirección SO-NE, existe un aporte de compuestos orgánicos provenientes de tierras agrícolas que rodean la base del volcán Nevado de Toluca (Ibarra-Morales *et al.*, 2020). Además, de acuerdo con Soria-Reinoso *et al.* (2023) la CMOD en la temporada de secas fue de alto PM, es decir MOD terrígena menos degradada y aromática, lo que puede a su vez aportar una mayor cantidad de COD durante estos meses de secas.

Las concentraciones del COD en El Sol y La Luna, son similares al de la mayoría de lagos alrededor del mundo  $< 30 \text{ mg L}^{-1}$ , con una media de  $7.58 \pm 0.19 \text{ mg L}^{-1}$  (Sobek *et al.*, 2007). De acuerdo con valores de COD en lagos de montaña, La Luna tiene valores similares a estos, en cambio El Sol presenta concentraciones mayores: lagos de Alpes Austriacos con un rango de  $0.24 - 2.48 \text{ mg L}^{-1}$  (Sommaruga *et al.*, 1999) y lagos de la zona noreste del estado de Wagshnton en Estados Unidos con un rango de  $0.3$  a  $2.2 \text{ mg L}^{-1}$  (Juetten *et al.*, 2022). A diferencia de estos lagos (y de La Luna) en donde las condiciones son de ultraoligotrofia y sin la presencia de otro tipo de productor primario, El Sol presenta condiciones de oligotrofia, además de la presencia de algas bentónicas que pueden estar aportando al reservorio del COD al descomponerse. Además, a diferencia de la Luna donde la MOD es rápidamente degradada por la alta radiación ultravioleta, El Sol puede presentar menores tasas de fotodegradación de la MOD (Soria-Reinoso *et al.*, 2023) y por lo tanto del DOC.



## Conclusiones

Las concentraciones de COD en El Sol fueron 4 veces mayores ( $7.9 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$ ) a los de La Luna ( $1.8 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$ ), esto es debido al mayor aporte de carbono orgánico autóctono, es decir a que El Sol presenta condiciones de oligotrofia en comparación con La Luna (ultraoligotrofia). A pesar de no presentar diferencias significativas entre temporadas, las mayores concentraciones de COD en ambos lagos se presentaron durante la temporada de secas (El Sol,  $8.3 \pm 1.7 \text{ mg L}^{-1}$ ; La Luna,  $2.1 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) con respecto a la temporada de lluvias (El Sol,  $7.1 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ; La Luna,  $1.9 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$ ) probablemente a que en esta temporada los vientos traen consigo compuestos orgánicos provenientes de tierras agrícolas que rodean la base del volcán Nevado de Toluca.

## Agradecimientos

El presente trabajo fue financiado por los proyectos PINCC 2020-2021 “Cuerpos Acuáticos Epicontinentales: Papel de la Dinámica del Carbono y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en México”, 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” y PAPCA 2022 “Dinámica de los almacenes de carbono de dos lagos tropicales de alta montaña y procesos biogeoquímicos involucrados”. Un agradecimiento a la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna de la Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México, que autorizó el desarrollo de esta investigación en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Asimismo, se agradece al Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM y a los colegas de la FES Iztacala por el trabajo de campo.

## 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, 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).
- Alcocer, J., J. Roberson., L. A. Oseguera and W. M. Lewis Jr. 2020. Rhythmic episodes of heating and cooling control thermal stratification of two tropical high mountain lakes. *Aquatic Sciences* 82:1-11.
- Arar, E. J., and Collins, G. B. 1997. *Method 445.0: In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence* (p. 22). Cincinnati: United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Exposure Research Laboratory.
- Catalán, N., B. Obrador, M. Felip, and 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>.
- Dickson, A. G., C. L. Sabine and J. R. Christian (eds.). 2007. Guide to Best Practices for Ocean CO<sub>2</sub> Measurements. PICES Special Publication 3. North Pacific Marine Science Organization. Canada. 191 p.
- Ibarra-Morales, D., J. Alcocer, L. A. Oseguera, and 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, and 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>.
- Juetten, K., Strecker, A. L., Harrison, A., Landram, Z., De Bruyn, W. J., and Clark, C. D. 2022. Chromophoric dissolved organic matter and dissolved organic carbon in lakes across an elevational gradient from the mountains to the sea. *Earth and Space Science*, 9(12), e2022EA002503.
- Mosello, R., A. Lami, A. Marchetto, M. Rogora, B. Wathne, L. Lien, J. Catalan, L. Camarero, M. Ventura, R. Psenner, K. Koinig, H. Thies, S. Sommaruga-Wögrath, U. Nickus, D. Tait, B. Thaler, A. Barbieri and R. Harriman. 2002. Trends in the water chemistry of high altitude lakes in Europe. *Water, Air and Soil Pollution. Focus* 2:75-89.
- Prairie, Y.T. and J. J. Cole. 2022. The Carbon Cycle in Lakes: A Biogeochemical Perspective. Editor(s): Thomas Mehner, Klement Tockner. *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)*, Elsevier. Pages 89-101, ISBN 9780128220412. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00055-4>.
- SMN-CONAGUA. 2023. Información Estadística Climatológica. México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=mex> (Consulta: agosto 5, 2024).
- Sobek, S., L. J. Tranvik, Y. T. Prairie, P. Kortelainen, and 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., R. Psenner., E. Schaffner., K. A. Koinig and S. Sommaruga-Wögrath. 1999. Dissolved Organic Carbon Concentration and Phytoplankton Biomass in High-mountain Lakes of the Austrian Alps: Potential Effect of Climatic Warming on UV Underwater Attenuation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 31:247-253.
- Sommaruga, R. 2001. The role of solar UV radiation in the ecology lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B Biology* 62:35-42.
- Soria-Reinoso, I., J. Alcocer, L.A. Oseguera-Pérez, E.M., Rivera-Herrera, M., Vargas-Sánchez y D. Ibarra-Morales. 2023. Dinámica de la materia orgánica cromofórica (CDOM) en dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México. 43-51. En: Hernández Ayón J. M.; Bolaños González M. A.; Norzagaray López C. O.; Coronado Álvarez L. e Ibarra Alonso P. (Editores). *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.
- Williamson, C. E., W. Doods., T. K. Kratz and M. A. Palmer. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:247-254.



#### 4.4. Influencia de la profundidad y el estado trófico en el flujo de gases de efecto invernadero (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) en lagos kársticos tropicales

Vargas-Sánchez Mariana<sup>1</sup>; Alcocer Javier<sup>2</sup>; Sánchez-Carrillo Salvador<sup>3</sup>; Oseguera-Pérez Luis<sup>2</sup>; Rivera-Herrera Montserrat<sup>4</sup> y Soria-Reinoso Ismael<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup>Grupo de Investigación en Limnología Tropical, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Tlalnequapantla, México.

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

<sup>4</sup>Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

\*Autor para correspondencia: marvargas@ciencias.unam.mx

##### Resumen

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales son fuentes importantes de gases de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera a nivel mundial. Las emisiones de GEI están estrechamente relacionadas con el estado trófico y con la profundidad de los cuerpos de agua. Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue estimar la emisión de GEI tanto en la zona litoral como en la profunda de tres lagos kársticos del Parque Nacional “Lagunas de Montebello” con distinto estado trófico. El estudio se llevó a cabo durante la temporada fría/seca (enero de 2022). Los flujos de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O se midieron utilizando cámaras flotantes dinámicas y la concentración dentro de cada cámara fue estimada por espectroscopia fotoacústica. Los tres lagos actuaron como fuente de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> y como sumidero de N<sub>2</sub>O. Únicamente el flujo de CH<sub>4</sub> presentó variación entre la zona profunda y el litoral. La estimación de emisiones en CO<sub>2eq</sub> muestra que Tziscaco contribuye significativamente a las emisiones de GEI en comparación con San Lorenzo y San José.

**Palabras clave:** GEI, lagos kársticos, eutrofización, Chiapas, México

##### Abstract

Epicontinental aquatic ecosystems are important sources of greenhouse gases (GHG) to the atmosphere worldwide. GHG emissions are closely related to the trophic status and depth of water bodies. Therefore, the objective of this study was to estimate GHG emissions in both the littoral and deep zones of three karst lakes of the “Lagunas de Montebello” National Park with different trophic statuses. The study was conducted during the cold/dry season (January 2022). CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O fluxes were measured using dynamic floating chambers, and the concentration within each chamber was estimated by photoacoustic spectroscopy. The three lakes functioned as a source of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> and as a sink of N<sub>2</sub>O. Only the CH<sub>4</sub> flux varied between the deep zone and the littoral. The estimation of emissions in CO<sub>2eq</sub> shows that Tziscaco contributes significantly to GHG emissions compared to San Lorenzo and San José.

**Keywords:** GHG, karst lakes, eutrophication, Chiapas, México

## Introducción

El ciclo del carbono (C) y del nitrógeno (N) representan un vínculo entre el ambiente acuático, el terrestre y la atmósfera (Butman *et al.*, 2018; Battin *et al.*, 2009). El C y el N que ingresa a los sistemas acuáticos epicontinentales (SAE) está sujeto a transformaciones que pueden resultar en la producción o consumo de gases de efecto invernadero (GEI; Ortiz-Llorente & Alvarez-Cobelas, 2012; Li *et al.*, 2021; Prairie & Cole, 2022). Se estima que las emisiones de GEI de los SAE *sensu lato* pueden superar los 3.9 Pg C al año, cifra equivalente al sumidero global de C del océano (Drake *et al.*, 2017; Tromboni *et al.*, 2022).

El intercambio de GEI en la interfaz aire-agua depende de varios factores, entre ellos se encuentran: a) cambios en la solubilidad del gas, b) procesos biogeoquímicos que producen o consumen los gases, c) la tasa física de intercambio del gas entre el aire y el agua y d) la morfometría y morfología de los cuerpos de agua. Las tasas de emisión de GEI difieren en lagos profundos y someros (Li *et al.*, 2020). El procesamiento de C y la emisión de GEI en los SAE están estrechamente relacionados con su estado trófico (Del Sontro *et al.*, 2018; Beaulieu *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2021) y se especula que los lagos someros emiten cantidades mayores de GEI en comparación con los profundos debido a que la metanogénesis es estimulada por un alto aporte de C proveniente de la vegetación acuática del litoral del lago (Loken *et al.*, 2019). Algunos trabajos sugieren que los SAE funcionan como sumideros de CO<sub>2</sub> si el nivel trófico se incrementa (p.ej., Pacheco *et al.*, 2014; Grasset *et al.*, 2020). En contraparte, otros autores sostienen que lagos que reciben efluentes ricos en nutrientes emiten más GEI a la atmósfera en comparación con los lagos que no han sido afectados por el impacto antropogénico (Huttunen *et al.*, 2003; Zhou *et al.*, 2020).

Los sistemas kársticos ocupan alrededor del 15% de la superficie continental de la Tierra y, en muchas regiones, los acuíferos kársticos son la principal fuente de abastecimiento de agua potable (Ford y Williams, 2007; Stevanovič, 2019). Las “Lagunas de Montebello” representan uno de los sistemas kársticos más importantes de México. La interacción entre las rocas y el agua (subterránea y la superficial) ha creado un paisaje con características específicas (producto de la disolución de las rocas y procesos de fractura; Zhou & Beck, 2011), dando lugar a más de 130 lagos con diferentes características morfométricas (Alcocer *et al.*, 2016) y ecológicas (Vargas-Sánchez *et al.*, 2022; Alcocer *et al.*, 2024). En el presente trabajo estudiamos la variación espacial (zona litoral y pelágica) de las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O en tres lagos kársticos con diferente estado trófico para elucidar la influencia de las características morfométricas, por un lado, así como el impacto de las actividades antropogénicas (*i.e.*, estado trófico) en la emisión de GEI.

## 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.) entre los municipios de La Independencia y La Trinitaria (CONANP, 2011). El sistema pertenece a la Región Hidrológica No. 30 Grijalva-Usumacinta (CONANP, 2007) y, aunque su principal fuente de agua superficial es el Río Grande de Comitán, 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). La temperatura media anual y la precipitación son de 18.67 °C y de 1,960 mm, respectivamente (Estación Meteorológica Automática N15DA7496 de CONANP, 16°06'52.5 N, 91°43'48.2 W). Para el estudio se seleccionaron tres lagos con estado trófico contrastante (Fig. 1): Tzisco (prístino/ultra-oligotrófico; TZ), San José (prístino/oligotrófico; SJ) y San Lorenzo (impactado-eutrófico; SL). Las principales características fisicoquímicas y biológicas de los lagos se enlistan en el Cuadro 1 (Vargas-Sánchez *et al.*, 2023).

El muestreo se llevó a cabo durante la temporada fría/seca (enero de 2022). Se estimaron los flujos de GEI desde la superficie del agua en la zona pelágica y en la litoral de cada cuerpo de agua utilizando cámaras flotantes dinámicas (polietileno de 5L).

**Cuadro 1. Valores promedio  $\pm$  desviación estándar de las principales fisicoquímicas y biológicas en los lagos Tzisco (TZ), San José (SJ) y San Lorenzo (SL) durante la temporada fría/seca (enero de 2022).**

Lago	T (°C)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	Z <sub>EU</sub> (m)	Clor-a (mg L <sup>-1</sup> )	NT (μmol L <sup>-1</sup> )	PT (μmol L <sup>-1</sup> )
TZ	19.2 $\pm$ 0.5	5.4 $\pm$ 0.6	21.7	0.5 $\pm$ 0.1	4.0 $\pm$ 2.6	39.4 $\pm$ 6.9
SJ	21.6 $\pm$ 0.7	6.1 $\pm$ 0.2	7.0	0.8 $\pm$ 0.1	2.3 $\pm$ 1.3	68.0 $\pm$ 25.6
SL	21.7 $\pm$ 0.1	10 $\pm$ 0.1	1.1	50.1 $\pm$ 1.1	16.3 $\pm$ 3.2	273.5 $\pm$ 41.8

La estrategia comprendió la selección de 3 sitios de muestreo: la zona litoral (1/3 de la Z<sub>MAX</sub>), pelágica media (2/3 de la Z<sub>MAX</sub>) y pelágica profunda (3/3 de la Z<sub>MAX</sub>) donde Z<sub>MAX</sub> es la profundidad máxima de cada lago. Para determinar *in situ* las variaciones de concentración dentro de la cámara de gas se utilizó un Gasera ONE PULSE basado en espectroscopia fotoacústica a través de tecnología NDIR-PAS (fuente de infrarrojos de banda ancha cortada mecánicamente con filtros de paso de banda ópticos). Las mediciones de gas utilizando el dispositivo Gasera se tomaron automáticamente cada 2 minutos a través de un tubo de teflón de 2 m, recirculando el gas medido de nuevo a las cámaras para evitar la presión negativa. Las cámaras fueron colocadas por un máximo de 35 minutos para evitar la sobresaturación de estas. El flujo de GEI (F<sub>GEI</sub>) se determinó a partir de la pendiente de la concentración (ppm) de cada gas con respecto al tiempo de muestreo (t) y se estandarizó al área (A<sub>C</sub>) y volumen (V<sub>C</sub>) de cada cámara (Ec. 1).

$$F_{GEI} = \frac{\Delta C}{\Delta t} \left( \frac{V_C}{A_C} \right) \quad (1)$$

Para estimar la emisión total de GEI en la zona profunda (F<sub>P</sub>) y en el litoral (F<sub>L</sub>) se extrapoló el flujo medido *in situ* al área (A) ocupada por cada zona (Fig. 1). El flujo en la zona media (F<sub>M</sub>) se asumió como el promedio de la zona profunda y el litoral. La emisión media de GEI (E<sub>m</sub>) de todo el lago se calculó de la siguiente manera:

$$E_m = F_L(A_L) + F_M(A_M) + F_P(A_P) \quad (2)$$

Finalmente, se realizaron análisis de varianza (Kruskal-Wallis) para comparar las emisiones entre la zona litoral y la pelágica y entre lagos. Las diferencias entre los niveles del factor Lago se probaron utilizando la prueba post-hoc de Dunn. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el software R Core Team (2016).

## Resultados y discusión

Los tres lagos en estudio presentaron flujos positivos de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>, lo que probó que funcionan como fuentes directas de estos GEI a la atmósfera. El flujo de CO<sub>2</sub> (F<sub>CO2</sub>) fue cerca de 4 veces mayor en TZ (1.14  $\pm$  0.79 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) y SJ (1.02  $\pm$  0.47 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) en comparación con SL (0.25  $\pm$  0.06 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) (*p* < 0.05). El flujo de CH<sub>4</sub> (F<sub>CH4</sub>) fue cerca de 3 ordenes de magnitud mayor en TZ (2,124.55  $\pm$  2964.81 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) en comparación con SJ (2.88  $\pm$  1.13 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) y SL (33.64  $\pm$  36.39 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) (*p* < 0.05). Los tres lagos en estudio presentaron flujos negativos de N<sub>2</sub>O a la atmósfera, sugiriendo que estos fungen como sumideros de N<sub>2</sub>O. El flujo de N<sub>2</sub>O (F<sub>N2O</sub>) fue más elevado en TZ (-0.83  $\pm$  0.17 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), seguido de SL (-0.15  $\pm$  0.37 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) y por último en SJ (-0.06  $\pm$  0.01 mg N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) (*p* < 0.05).

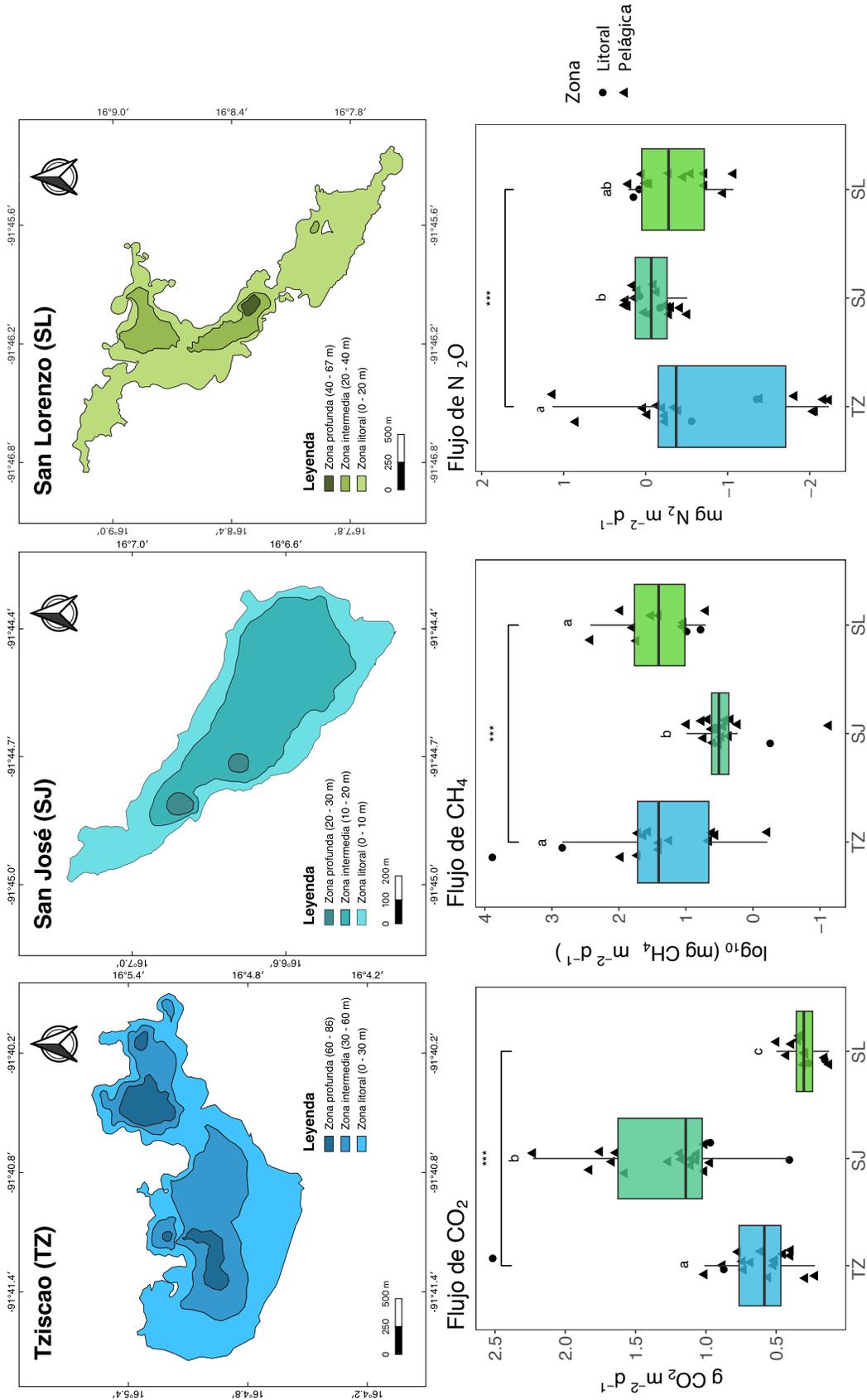


Figura 1. Ubicación y delimitación de las tres zonas (profunda, media y litoral) de los tres lagos estudiados (arriba). Flujos de GEI (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) en Tziscoa (TZ), San José (SJ) y San Lorenzo (SL) (abajo). Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis entre lagos se indican entre corchetes [\*\*\*: p < 0,0001]. Los resultados de la prueba post-hoc de Dunn se indican con letras minúsculas.

Los lagos kársticos son especialmente vulnerables al impacto antropogénico ya que, al ser dependientes del agua subterránea, los nutrientes y MO se difunden rápida y ampliamente (Micak *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2020; Jiang *et al.*, 2020). En general, la variabilidad en los flujos de GEI entre los tres cuerpos de agua responde principalmente al estado trófico de cada uno de ellos (Vargas-Sánchez *et al.*, 2023). El  $F_{CO_2}$  y el  $F_{N_2O}$  no presentaron variación entre la zona litoral y la zona profunda ( $p > 0.05$ ; Fig. 1). En cambio, el  $F_{CH_4}$  mostró los valores más elevados en la zona litoral de TZ ( $p < 0.0$ ; Fig. 1). Lo anterior probablemente debido a que la entrada de carbono orgánico e inorgánico estimulan la producción de  $CH_4$  realizada por bacterias metanogénicas, lo que resulta en mayores  $F_{GEI}$  (Tranvik *et al.*, 2009; Jansen *et al.*, 2022).

Al escalar el flujo de cada lago al área ocupada TZ presentó los valores de emisión de GEI más elevados (184.2 Ton  $CO_{2eq}$ ), seguido de SL (1.55 Ton  $CO_{2eq}$ ) y, finalmente, SJ (0.65 Ton  $CO_{2eq}$ ).

## Conclusiones

Los hallazgos de este estudio permiten determinar que los lagos kársticos del PNLM tienen un alto potencial como emisores de GEI a la atmósfera. La presente investigación demuestra que las emisiones de GEI en lagos kársticos presentan diferencias espaciales significativas las cuales están controladas por diversos factores que son sensibles al impacto humano, como la eutrofización cultural.

## Agradecimientos

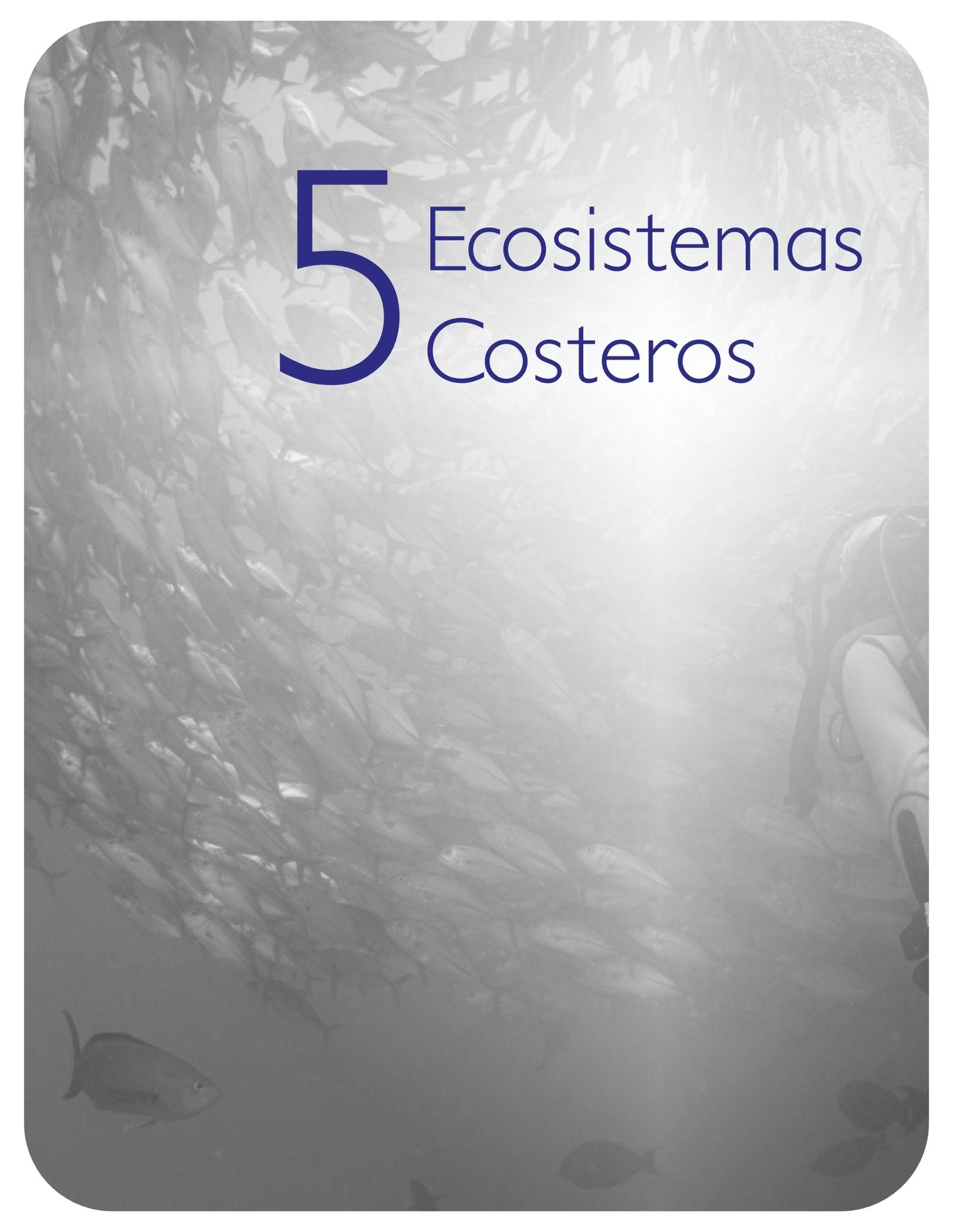
El presente trabajo fue apoyado por la DGAPA-UNAM a través de los proyectos PAPIIT IV200319 “Área Experimental de Lagos Tropicales” y PAPIIT IV200122 “AELT - Efectos del cambio global y climático sobre la limnología y biodiversidad acuática”, por el Programa de Investigación en Cambio Climático a través 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: Eutrofización y emisión de GEI”, por el CONAHCYT a través del proyecto CF-2023-G-221 “Emisión de  $CH_4$  y otros GEI en Cuerpos Acuáticos Epicontinentales Tropicales (EMGEI-CAET)”, así como por el Ministerio de Ciencia e Innovación de España (MCIN/AEI) a través de los proyectos PID2020-116147GB-C21/AEI/10.13039/501100011033 “DAMOLAKE” de la “European Union Next Generation EU/PRTR Funds” y COOPA20433-“Contribución del Neotrópico Acuático Continental a las Emisiones de Gases de Efecto Invernadero” del Programa ICOOP-CSIC. 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.

## Literatura citada

- Alcocer, J., Oseguera, L. A., Sánchez, G., González, C. G., Martínez, J. R. y González, R. 2016. Bathymetric and morphometric surveys of the Montebello Lakes, Chiapas. *Journal of Limnology*, 75(s1). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1343>
- Alcocer, J., Vargas-Sánchez, M., Montserrat Rivera-Herrera, E., Oseguera, L. A. y Sánchez-Carrillo, S. 2024. Limnological comparison of pristine and impacted lakes from a tropical, high-altitude karst region in southern Mexico. *Inland Waters*, 1–33. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2351324>
- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Findlay, S., Hopkinson, C. S., Marti, E., Packman, A. I., Newbold, J. D. y Sabater, F. 2009. Erratum: Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 2(8), 595–595. <https://doi.org/10.1038/ngeo602>
- Beaulieu, J.J., DelSontro, T. y Downing, J.A. 2019. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>
- Butman, D., Striegl, R. G., Stackpoole, S. M., Del Giorgio, P., Prairie, Y. T., Pilcher, D., Raymond, P. A., Pellat, F. P., Alcocer, J., Birdsey, R. A., Mayes, M. A., Najjar, R., Reed, S. C., Romero-Lankao, P. y Zhu, Z. 2018. *Chapter 14: Inland Waters. Second State of the Carbon Cycle report*. <https://doi.org/10.7930/soccr2.2018.ch14>
- Chen, J., Jia, Y., Bai, X., Zeng, Y. y Wang, J. 2020. Fragility of karst ecosystem and environment: Long-term evidence from lake sediments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 294, 106862. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106862>
- 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.
- Del Sontro, T., Beaulieu, J. J. y Downing, J. A. 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>
- Drake, T. W., Raymond, P. A. y Spencer, R. G. M. 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>
- Ford, D. y Williams, P. D. 2007. *Karst Hydrogeology and Geomorphology* (Revised). Wiley.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Grasset, C., Sobek, S., Scharnweber, K., Moras, S., Villwock, H., Andersson, S., Hiller, C., Nydahl, A., Chaguaceda, F., Colom, W. y Tranvik, L. J. 2020. The CO<sub>2</sub>-equivalent balance of freshwater ecosystems is non-linearly related to productivity. *Global Change Biology*, 26(10), 5705–5715. <https://doi.org/10.1111/gcb.15284>
- Huttunen, J. T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J. y Martikainen, P. J. 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)
- Jansen, J., Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Albergel, C., Bastviken, D., Weyhenmeyer, G. A., Marcé, R., Sharma, S., Sobek, S., Tranvik, L. J., Perroud, M., Golub, M., Moore, T. N., Vinnå, L. R., La Fuente, S., Grant, L., Pierson, D. C., Thiery, W. y Jennings, E. 2022. Global increase in methane production under future warming of lake bottom waters. *Global Change Biology*, 28(18), 5427–5440. <https://doi.org/10.1111/gcb.16298>
- Jiang, G., Chen, Z., Siripornpibul, C., Haryono, E., Nguyen, N. X., Oo, T., Manzano, L. S. J., Vongphachanh, S., Kong, S. y Guo, F. 2020. The karst water environment in Southeast Asia: characteristics, challenges, and approaches. *Hydrogeology Journal*, 29(1), 123–135. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02267-y>
- Li, M., Peng, C., Zhu, Q., Zhou, X., Yang, G., Song, X. y Zhang, K. 2020. The significant contribution of lake depth in regulating global lake diffusive methane emissions. *Water Research*, 172, 115465. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115465>
- Li, Y., Shang, J., Zhang, C., Zhang, W., Niu, L., Wang, L. y Zhang, H. 2021. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of the Total Environment* (Vol. 768). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144582>
- Loken, L.C., Crawford, C.G., Schramm, P., Stadler, P., Desai, A.R. y Stanley, E.H. 2019. Large Spatial and Temporal Variability of Carbon Dioxide and Methane in a Eutrophic Lake. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124(7), 2248–2266. <https://doi.org/10.1029/2019jg005186>
- Mikac, I., Fiket, Z., Terzić, S., Barešić, J., Mikac, N. y Ahel, M. 2011. Chemical indicators of anthropogenic impacts in sediments of the pristine karst lakes. *Chemosphere*, 84(8), 1140–1149. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.027>
- Ortiz-Llorente, M. J. y Alvarez-Cobelas, M. 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>
- Pacheco, F., Roland, F. y Downing, J. 2014. Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. *Inland Waters*, 4(1), 41–48. <https://doi.org/10.5268/iw-4.1.614>
- Prairie, Y. T. y Cole, J. J. 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>
- Stevanović, Z. 2019. Karst waters in potable water supply: a global scale overview. *Environmental Earth Sciences*, 78(23). <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8670-9>
- Tranvik, L.J., J. Downing, J. Cotner, S. Loiselle, R. Striegl, T. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. Knoll, P. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. Leech, S. McCallister, D. McKnight, J. Melack, E. Overholt, J. Porter, Y. Prairie, W. Renwick, F. Roland, B. Sherman, D. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. Vanni, A. Verschoor, E. von Wachenfeldt y G. Weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(part2), 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)
- Tromboni, F., Hotchkiss, E.R., Schechner, A.E., Dodds, W.K., Poulson, S.R. y Chandra, S. 2022. High rates of daytime river metabolism are an underestimated component of carbon cycling. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 270. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00607-2>



- Vargas-Sánchez, M., Alcocer, J. y Oseguera, L. A. 2022. Seston and eutrophication on a tropical karst lake district: Lagunas de Montebello, Chiapas, Mexico. *Limnetica*, 41(2), 1. <https://doi.org/10.23818/limn.41.16>
- Vargas-Sánchez, M., Alcocer, J., Sánchez-Carrillo, S., Oseguera, L. A., Rivera-Herrera, E. M., Soria-Reinoso, I., Guzmán-Arias, A., García-Oliva, F. y Merino-Ibarra, M. 2023. Carbon Dioxide Concentration and Emissions along a Trophic Gradient in Tropical Karst Lakes. *Water*, 15(1), 13. <https://doi.org/10.3390/w15010013>
- Zhou, W., y Beck, B. F. 2011. Engineering Issues on Karst. *Karst Management*, 9-45. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2_2)
- Zhou, Y., Wang, L., Zhou, Y. y Mao, X. Z. 2020. Eutrophication control strategies for highly anthropogenic influenced coastal waters. *Science of the Total Environment*, 705, 135760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135760>

An underwater photograph showing a dense school of fish swimming in the water. The fish are silvery and appear to be moving in a coordinated pattern. In the lower right corner, the back of a diver is visible, showing a scuba tank and part of the diving gear. The overall scene is dimly lit, with light filtering through the water from above.

# 5 Ecosistemas Costeros

## 5.1. Comportamiento biogeoquímico de una laguna costera restringida receptora de aguas residuales agrícolas y camaronícolas en la costa oriental del Golfo de California

Medina-Galvan Julio<sup>1</sup>; Arreola-Lizárraga José Alfredo<sup>2</sup>; Ruiz-Ruiz Thelma Michelle<sup>3</sup> y Padilla-Arredondo Gustavo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Clausen s/n, Col. Los Pinos, 80000 Mazatlán, Sinaloa, México.

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Unidad Sonora, Km 2.3 carr. a Las Tinajas, Predio El Tular s/n, CP 85454, Guaymas, Sonora, México.

<sup>3</sup>Universidad de Guadalajara (UdG), Gómez Farías 82, San Patricio Melaque, Jalisco 48980, México.

Autor para correspondencia: jmedinag.facimar@uas.edu.mx

### Resumen

Se evaluó el comportamiento biogeoquímico de una laguna costera restringida receptora de aguas residuales. La laguna San José (174 ha) se localiza en la costa oriental del Golfo de California. Se realizaron muestreos del agua durante estiaje (enero-abril) y lluvias (junio-noviembre) en sitios ubicados en los efluentes camaronícolas, dren agrícola, la laguna y el mar para determinar temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio y ortofosfato. Se estimaron los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema mediante el modelo biogeoquímico LOICZ. Los resultados mostraron que en el periodo de lluvias la tasa de renovación del agua fue de 13 días, mientras que en el estiaje fue de 8 días. En lluvias, se observó desnitrificación y metabolismo heterótrofo, asimismo las concentraciones y los flujos de nutrientes se incrementaron con respecto al estiaje. Se concluye que, aunque en ambas temporadas existe un flujo neto negativo de N y P, la actividad metabólica del sistema es moderadamente compensada durante el estiaje, cuando el sistema se comporta con un metabolismo autotrófico.

**Palabras clave:** *Eutrofización; metabolismo neto del ecosistema; flujos de nutrientes.*

### Abstract

The biogeochemical behavior of a restricted coastal lagoon receiving wastewater was evaluated. San José Lagoon (174 ha) is located on the eastern coast of the Gulf of California. Water sampling was carried out during dry season (January-April) and rainy season (June-November) at sites located in shrimp farm effluents, agricultural drains, the lagoon and the sea to determine temperature, salinity, dissolved oxygen, nitrites, nitrates, ammonium and orthophosphate. Nutrient fluxes and net ecosystem metabolism were estimated using the LOICZ biogeochemical model. The results showed that during the rainy season the water renewal rate was 13 days, while during the dry season it was 8 days. During the rainy season, denitrification and heterotrophic metabolism were observed, and nutrient concentrations and fluxes increased compared to the dry season. It is concluded that, although in both seasons there is a negative net flow of N and P, the metabolic activity of the system is moderately compensated during the dry season, when the system behaves with an autotrophic metabolism.

**Key words:** *Eutrophication; net ecosystem metabolism; nutrient fluxes.*

## Introducción

Las lagunas costeras son áreas de transición altamente productivas entre la tierra y el océano abierto. Por lo tanto, exhiben un elevado intercambio de materiales con el océano que incluye las fracciones particuladas (predominantemente materia orgánica y sólidos inorgánicos suspendidos) y disueltas (principalmente: sales, nutrientes y materia orgánica) (Delgadillo-Hinojosa *et al.* 2008). Las lagunas costeras a menudo son consideradas sistemas importantes para la amortiguación de las cargas de nutrientes de fuentes naturales y de origen antropogénico debido a la intensa productividad, las altas tasas de actividad biogeoquímica y el tiempo de residencia del agua que presentan (Asmala *et al.*, 2017). Una forma de comprender los procesos biogeoquímicos que ocurren dentro de las lagunas costeras y su interacción con fuentes externas es mediante balances de agua, sal y nutrientes (Boyton y Nixon, 2013), como el que fue propuesto por el proyecto LOICZ y descrito por Gordon *et al.* (1996), donde en esencia, a partir del balance de agua y sal entre el cuerpo de agua costero y el mar adyacente se estiman flujos netos, intercambio residual y tasa de renovación del agua; esto es utilizado para estimar la producción o consumo interno de carbono, así como de nitrógeno y fósforo inorgánico disuelto, y permite cuantificar la capacidad de los ecosistemas costeros para transformar, acumular o exportar materia disuelta, así como mediante estequiometría, estimar el metabolismo neto del ecosistema.

Los resultados obtenidos a través de los balances del modelo biogeoquímico de LOICZ, en lagunas costeras del noroeste de México receptoras de aguas residuales son clave para apoyar la gestión ambiental y prevenir efectos de eutrofización (Medina-Galvan *et al.*, 2021; Valenzuela-Siu *et al.*, 2007).

El objetivo de este estudio fue estimar los flujos de nutrientes y el metabolismo neto en periodos de estiaje y lluvia en el estero San José, una laguna costera receptora de aguas residuales del Golfo de California.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

La laguna San José se ubica en el margen oriental del golfo de California. Se localiza entre las coordenadas geográficas 27° 06' 15" y 27° 07' 35" de latitud norte y 110° 06' 25" y 110° 09' 20" de longitud oeste (Figura 1). La laguna tiene una superficie de agua de 174.4 ha y 1 m de profundidad promedio. Se comunica con el golfo de California a través de una boca de 150 m de ancho, y está bordeada por dunas eólicas, marismas y manglar. La laguna San José es del tipo II-A: de sedimentación terrígena diferencial- depresión intradeltaica y marginal (Lankford, 1977); y de tipo Restringida (Kjerfve y Magill, 1989) con circulación por marea bien definida, fuertemente influenciada por vientos y generalmente mezcladas verticalmente. Es un cuerpo de agua receptor de aguas residuales agrícolas y camaronícolas.

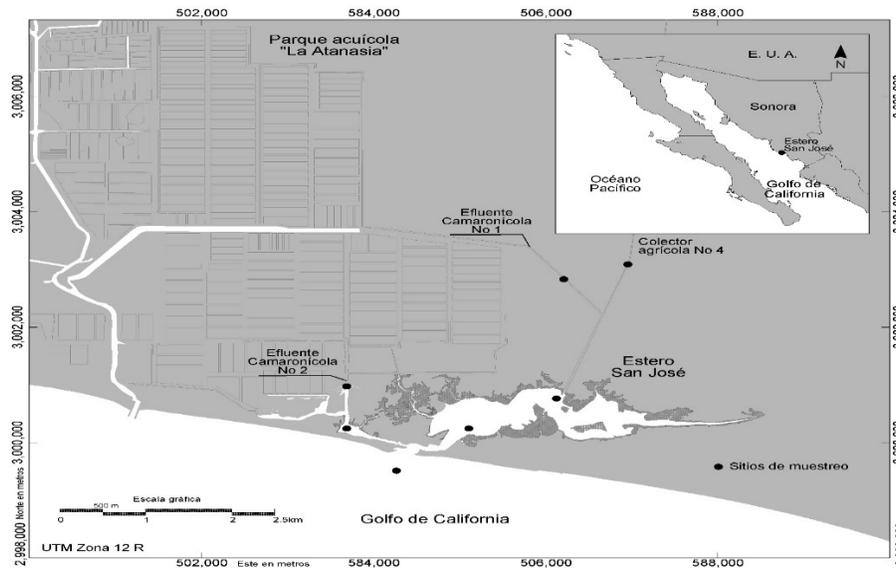


Figura 1. Área de estudio indicando los sitios de muestreo.

Se ubicaron siete estaciones de muestreo: una en cada efluente camaronícola, una en el colector agrícola, tres estaciones en la laguna y una en el mar adyacente (Figura 1). La campaña de muestreo se efectuó con frecuencia mensual, incluyendo dos temporadas del año: a) estiaje, de enero a abril de 1996, periodo durante el cual la granja camaronícola no estuvo en operación mientras que el dren agrícola estaba drenando a máxima capacidad y b) periodo de lluvias, de junio a noviembre del mismo año, en el cual, la granja camaronícola entró en operación y el dren agrícola disminuyó a la mitad la descarga a la laguna costera. Las muestras de agua fueron colectadas en botes de plástico y mantenidas en refrigeración durante el muestreo y posteriormente filtradas en el campo utilizando flitros GF/F Whatman para el análisis posterior de nutrientes en laboratorio. Los nutrientes: fosfato, nitrito, nitrato, y amonio fueron determinados utilizando las técnicas analíticas estándar por espectrofotometría descritas en Strickland y Parsons (1972). La salinidad se determinó utilizando un instrumento de monitoreo autónomo programable, marca HYDROLAB.

### Estimaciones de flujos de nutrientes

Los flujos de nutrientes y el metabolismo neto del ecosistema se estimaron mediante el modelo biogeoquímico LOICZ, descrito en Gordon *et al.* (1996).

El modelo se construye en tres etapas que consisten en: (1) balance de agua, (2) balance de sal, y (3) balance de materiales no conservativos. Las ecuaciones generales que se utilizan para calcular estos balances son:

$$\begin{aligned}
 dv/dt &= VQ + VP + VG + VO - VE + VR & (1) \\
 d(VS)/dt &= VPSP - VESE + VRSR + VX(SOCN - SSIS) & (2) \\
 d(VY)/dt &= VR YR + VX(YOCN - YSIS) + \Delta Y & (3)
 \end{aligned}$$

donde, VQ son aguas residuales agrícolas, VP son lluvias, VG es el aporte del manto freático (en nuestro caso se asumió a cero), VO son efluentes camaronícolas, VE es evaporación y VR es el flujo residual, que contiene el volumen en el sistema. SOCN y SSIS son las salinidades del océano y sistema (laguna San José), respectivamente. VX es el volumen de mezcla, que compensa el agua y sal en el balance.  $\Delta Y$  es el flujo del material no conservativo (Fósforo Inorgánico Disuelto FID y Nitrógeno Inorgánico Disuelto NID). YR es el valor promedio del material no conservativo entre dos fronteras. YOCN, YSIS son los valores promedio del material no conservativo del océano y sistema, respectivamente.

*Estimaciones de metabolismo neto y de fijación de Nitrógeno/Desnitrificación.*

El metabolismo neto del ecosistema (MNE), que representa la diferencia entre la producción de carbono (p) y la respiración (r) fue estimado con la siguiente ecuación:

$$(p-r) = -DFID \times (C:P)_{part} \quad (4)$$

donde, (C:P)<sub>part</sub>, es la razón carbono a fósforo en la materia orgánica particulada que está siendo reciclada en el sistema. En la estimación se asume el índice molar de Redfield (1934), C:P 106:1.

El balance entre fijación de nitrógeno y desnitrificación fue estimado con la ecuación:

$$(N_{fij} - Desnit) = DNID_{obs} - DFID \times (N:P)_{part} \quad (5)$$

donde, DNID<sub>obs</sub> es el flujo no conservativo de NID estimado y la expresión DFID x (N:P)<sub>part</sub> es el flujo no conservativo de NID esperado. (N:P)<sub>part</sub> es la razón nitrógeno a fósforo y representa la cantidad de fósforo atribuida a la descomposición de la materia orgánica, asumiendo el índice molar de Redfield (1934), N:P 16:1. Se ha establecido que la diferencia entre el DNID observado y el DNID esperado es equivalente a la diferencia entre la fijación de nitrógeno y la desnitrificación.

**Resultados y Discusión***Nutrientes y salinidad*

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (FID) fueron mayores en el efluente durante el estiaje, mientras que en el periodo de lluvias fueron más altas en la laguna. Las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fueron mayores en el Dren en ambas condiciones. La salinidad del agua fue más alta en el mar en la época de estiaje. Por otro lado, el efluente presentó las concentraciones más elevadas de salinidad (Cuadro 1). Las altas concentraciones de nutrientes que exhibió el sistema lagunar son consistentes con las observadas en lagunas costeras semiáridas subtropicales impactadas por aguas residuales (Ruiz-Ruiz *et al.*, 2017; Reyes-Velarde *et al.*, 2023).

**Cuadro 1.** Concentración de nitrógeno, fosforo inorgánicos disuelto y salinidad en el agua de la laguna San José durante estiaje y lluvia.

Variables	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	NID	FID	Salinidad
<b>Estiaje</b>					
Laguna	0.48±0.79	35.07±31.41	35.07±32.20	0.3±0.10	23.9 ±23.6
Mar	0.20±0.15	16.59±13.70	16.79±13.85	0.1 ± 0.12	31.5 ± 9.7
Efluente	3.72±4.63	18.85±21.49	22.57±26.12	0.61±0.01	27.8 ± 11.0
Dren	17.58±17.06	233.7±307	251.28±324.06	0.36 ± 0.23	9 ± 1.41
<b>Lluvia</b>					
Laguna	57.64±99.87	66.07±61.41	123.71±161.28	25.46±29.98	30.4 ± 6.4
Mar	7.78±10.79	34.59±24.7	42.37±35.49	8.87±10.4	33.6 ± 1.6
Efluente	6.61±10.64	38.75±44.49	45.36±55.13	1.76±2.41	34.5 ± 8.8
Dren	53.59±50.84	462.7±507	516.29±557.84	10.2±4.98	7.2 ±2.7

Valores: promedio ± desviación estándar, Unidades: nutrientes µM y salinidad ups.

### *Balances de agua y sal*

En ambos periodos (estiaje y lluvia) el volumen residual (VR) se incrementó superando a las pérdidas por evaporación y la laguna exportó hacia el mar adyacente 56,417 m<sup>3</sup> y 224,260 m<sup>3</sup>, respectivamente. El volumen de mezcla (VX representa el intercambio de agua por mareas y mezclas entre el mar y la laguna, el cuál fue mayor en estiaje y esto explica que durante este periodo la laguna presenta mayor capacidad para renovar su volumen de agua (Figura 2).

### *Balance de fósforo*

Durante las lluvias se incrementó la carga de nutrientes a la laguna y el flujo neto de fósforo ( $\Delta FID$ ) fue positivo (+0.900 mmol m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>) mostrando que el sistema se comportó como fuente. Por otro lado, en estiaje el flujo neto fue negativo indicando que la laguna fue sumidero de fósforo a una tasa de -0.006 mmol m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup> (Figura 2).

### *Balance de nitrógeno*

En ambos periodos (estiaje y lluvia), los flujos de NID indicaron que la laguna fue sumidero a una tasa de -0.008 y -2.748 mmol m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>, respectivamente. Sin embargo, en lluvias el incremento en las tasas de transferencia fue debido al aumento en el vertimiento de nutrientes por el dren agrícola y el efluente camarónico al sistema (Figura 2).

### *Fijación de Nitrógeno/Desnitrificación*

En estiaje, el  $\Delta FID_{\text{observado}}$  fue de -14,055 mol día<sup>-1</sup> y con base en el índice Redfield, el valor esperado fue  $\Delta N_{\text{esp}} = -175,203$  mol día<sup>-1</sup>. El resultado es una diferencia positiva (161,148 mol día<sup>-1</sup>) que indica que la fijación de nitrógeno excedió a la desnitrificación a una tasa de 0.093 mmol m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>. En lluvias, la laguna exhibe procesos de desnitrificación a una tasa de -17.152 mmol m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>.

### *Metabolismo neto del ecosistema*

En el estiaje, la laguna presentó un metabolismo neto autótrofo a una tasa de 0.7 mmol C m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>, mientras que en lluvias el metabolismo fue heterótrofo y con tasas más elevadas a razón de -95.43 mmol C m<sup>2</sup> día<sup>-1</sup>. Los resultados indican que, durante el periodo de lluvias y con la granja camarónica en operación, se magnifican las tasas del metabolismo neto, lo que sugiere que los nutrientes provenientes desde fuentes antropogénicas provocan alteraciones en el equilibrio de los procesos biogeoquímicos de cuerpos de agua receptores (Valenzuela-Sui *et al.*, 2007; Medina-Galvan *et al.*, 2019).

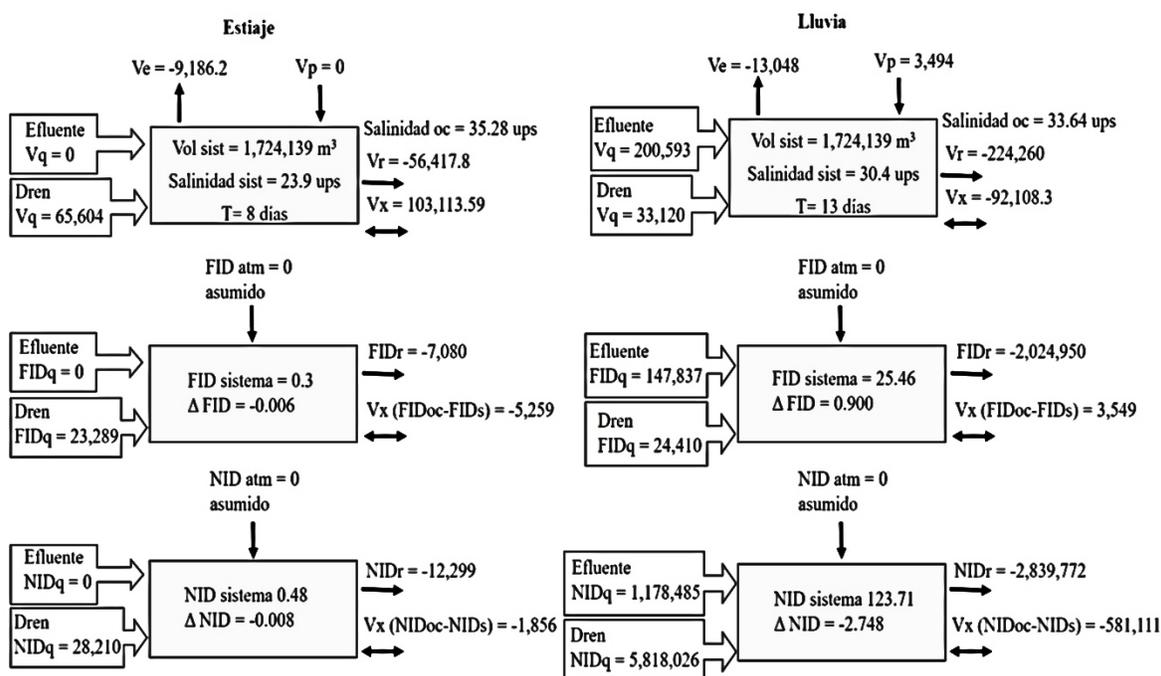


Figura 2. Tiempo de residencia del agua, flujos de fósforo y nitrógeno en la laguna durante el periodo de estiaje y lluvia. Los volúmenes están dados en m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> y los flujos de nutrientes en mol d<sup>-1</sup>, (+) indica fuente, (-) indica sumidero.

## Conclusiones

En la laguna san José ambas temporadas existe un flujo neto negativo de N y P, la actividad metabólica del sistema es moderadamente compensada durante el estiaje, cuando el sistema se comporta con un metabolismo autotrófico. El periodo de lluvias maximizó las concentraciones y los flujos de nutrientes, esto debido al aumento del volumen de las aguas residuales, evidenciando el efecto negativo en el equilibrio de los procesos biogeoquímicos con respecto al estiaje.

## Agradecimientos

Refugio López Tapia y Andrés Hernández Ibarra proporcionaron apoyo técnico en campo y realizaron los análisis de nutrientes en Laboratorio de Calidad del Agua del CIBNOR. David Urías Laborín elaboró el mapa con el área de estudio. Julio Medina recibió apoyo del CONAHCyT con la beca de posdoctorado con número de proyecto: 3717653. Este estudio recibió financiamiento del proyecto PC0.14 del CIBNOR, S. C.



## Literatura citada

- Asmala, E., J. Carstensen, D. J. Conley, C. P. Slomp, J. Stadmark, M. Voss. 2017. Efficiency of the coastal filter: Nitrogen and phosphorus removal in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 62, S222–S238.
- Boyton, W. and S. Nixon. 2013. Budget analyses of estuarine ecosystems. pp. 443-464. *In*: Day, J., M. Kemp, A. Yáñez-Arancibia and B. Crump. (eds.). *Estuarine ecology*. 2nd ed. John Wiley & Sons. Inc. Hoboken USA.
- Delgadillo-Hinojosa, F. A. Zirino, O. Holm-Hansen, J. Hernández-Ayón, T., Boyd, B. Chadwick, L. Rivera-Duarte. 2008. Dissolved nutrient balance and net ecosystem metabolism in a Mediterranean-climate coastal lagoon: San Diego Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76(3):594-607.
- Gordon, D. C. Jr., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayacom, F. Wulff and T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines, LOICZ Reports and Studies No. 5. 96 p.
- Kjerfve, B. and K. E. Magill. 1989. Geographic and hydrographic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology* 88, 187–199.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. *En*: *Estuarine process* (Wiley M. Ed.). Academic Press, 182-215. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-751802-2.50022-9>
- Medina-Galván, J., G. Padilla-Arredondo, C. C. Osuna-Martínez y J. A. Arreola-Lizárraga. 2019. Comportamiento de procesos biogeoquímicos entre periodos de estiaje y lluvias en una laguna costera subtropical del Golfo de California. pp. 338- 346. *En*: Paz, F., A. Velázquez y M. Rojo (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Instituto Tecnológico de Sonora. Texcoco, Estado de México, México. 541 p.*
- Medina-Galvan, J., C. C. Osuna-Martínez, G. Padilla-Arredondo, M. G. Frías-Espericueta, R. H. Barraza-Guardado y J. A. Arreola-Lizárraga. 2021. Comparing the biogeochemical functioning of two arid subtropical coastal lagoons: the effect of wastewater discharges. *Ecosystem Health and Sustainability* 7(1), 1892532. <https://doi.org/10.1080/20964129.2021.1892532>
- Redfield, A. C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Jhonstone Memorial Volume, Liverpool, England.*
- Reyes-Velarde, P.M., R. Alonso-Rodríguez, V. P. Domínguez-Jiménez, O. Calvario-Martínez. 2023. The spatial distribution and seasonal variation of the trophic state TRIX of a coastal lagoon system in the Gulf of California. *Journal of Sea Research* 193, 102385.
- Ruiz-Ruiz T. M., J. A. Arreola-Lizárraga, L. Morquecho, L. C. Méndez-Rodríguez A. Martínez-López y R. A. Mendoza-Salgado. 2017. Detecting eutrophication symptoms by means of three methods in a subtropical semi-arid coastal lagoon. *Wetlands* 37, 1105-1118. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0944-y>
- Strickland, J. D. and T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada* (2a. ed.). Ottawa, Canadá, 203 pp.
- Valenzuela-Siu, M., J. A. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carrillo y G. Padilla- Arredondo. 2007. Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17:193-208.

## 5.2. Intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna Santa María y el Golfo de California

Arreola-Lizárraga José A.<sup>1</sup>; Burrola-Sánchez María S.<sup>1</sup>; Urías-Laborín David<sup>1</sup>; Medina-Galvan Julio<sup>2</sup> y Ruiz-Ruiz Thelma M.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Unidad Sonora, Km 2.3 carr. a Las Tinajas, Predio El Tular s/n, CP 85454, Guaymas, Sonora, México

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Paseo Clausen s/n, Col. Los Pinos, 80000 Mazatlán, Sinaloa, México.

<sup>3</sup> Universidad de Guadalajara (UdG), Gómez Farías 82, San Patricio Melaque, Jalisco 48980, Mexico

\*Autor para correspondencia: [arreola04@cibnor.mx](mailto:arreola04@cibnor.mx)

### Resumen

El intercambio de agua y materiales entre las lagunas costeras y el mar adyacente es controlado por el flujo y reflujo de mareas. El objetivo de este estudio fue estimar el intercambio de Carbono Orgánico Particulado (COP) entre la laguna Santa María y el Golfo de California. La laguna tiene 40 km<sup>2</sup> de superficie, 3 m de profundidad promedio y una boca de comunicación con el mar de 800 m de ancho. La estimación del intercambio de COP entre la laguna y el mar consistió en: (1) estimar los gastos hidráulicos mediante un levantamiento batimétrico de la sección transversal de la boca y un perfilamiento de corrientes, y (2) determinar las concentraciones de COP en la boca de la laguna, en verano e invierno, durante los periodos de flujo y reflujo de la marea. Se aporta evidencia de que el intercambio de COP tiende a un balance entre importación-exportación durante verano, y es dominado por procesos de exportación en invierno, y la magnitud del intercambio es mayor en invierno.

**Palabras clave:** *ecosistemas costeros; ciclo del carbono; mareas.*

### Abstract

The exchange of water and materials between the coastal lagoons and the adjacent sea is controlled by tidal ebb and flow. The objective of this study was to estimate the exchange of particulate organic carbon (POC) between the Santa Maria lagoon and the Gulf of California. The lagoon has a surface area of 40 km<sup>2</sup>, an average depth of 3 m and an 800 m wide mouth of communication with the sea. The estimation of POC exchange between the lagoon and the sea consisted of (1) estimating hydraulic expenditures by means of a bathymetric survey of the mouth cross-section and current profiling, and (2) determining POC concentrations at the lagoon mouth, in summer and winter, during periods of tidal ebb and flow. Evidence is provided that POC exchange tends to be balanced between import and export during summer, is dominated by export processes in winter and the magnitude of exchange is higher in winter.

**Key words:** *coastal ecosystems; carbon cycle; tides.*

## Introducción

En cuerpos de agua costeros, el Carbono existe en diferentes formas: inorgánico, orgánico, disuelto y particulado. Los principales grupos de productores primarios (fitoplancton, macroalgas, microfitobentos, pastos marinos, marismas, manglares), su abundancia relativa y la reactividad de las biomoléculas que cada uno produce, controlan en gran medida la cantidad y formas de materiales orgánicos que conformarán el Carbono Orgánico Particulado (COP) (Bianchi *et al.*, 2007). Además de las fuentes autóctonas, los ingresos de COP a cuerpos de agua costeros pueden provenir de fuentes marinas, ribereñas y terrígenas, las cuales pueden incidir en el metabolismo neto de estos ecosistemas (Bianchi y Bauer, 2011). Se tiene conocimiento que el carbono es transportado hacia el interior del océano, donde gran parte de la materia orgánica se recicla y una fracción menor se hunde en las profundidades y queda enterrada en el sedimento (Dong *et al.*, 2010), el entendimiento del ciclo del carbono en las zonas costeras es importante, y se puede contribuir a ello mediante el conocimiento del intercambio de materiales entre los cuerpos de agua costeros y el mar adyacente.

Los flujos por mareas controlan el intercambio de agua y materiales entre los cuerpos de agua costeros y el mar adyacente por lo que su estudio es esencial para el conocimiento de la dinámica y magnitud de este intercambio (Simpson *et al.*, 2001). Algunas contribuciones han aportado evidencia del intercambio de materiales entre lagunas costeras y mar en el Golfo de California. Páez-Osuna *et al.* (1990) evaluaron el intercambio de agua y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes y sus resultados mostraron una exportación neta de 25-128 toneladas de material suspendido al mar adyacente en un período de marea de ~13 h. Escobedo-Urías *et al.* (2007) observaron que el intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna Navachiste y el Golfo de California mostró cambios estacionales en la magnitud del intercambio y dominaron los procesos de exportación. Arreola-Lizárraga *et al.* (2013), estimaron el intercambio de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna Yavaros y el Golfo de California aportando evidencia de que el intercambio de COP fue dominado por procesos de importación tanto en verano como en invierno y que la magnitud del intercambio fue mayor en invierno. En el presente estudio, el objetivo es conocer la magnitud y el balance del intercambio de Carbono Orgánico Particulado, durante verano e invierno, entre la laguna Santa María y el Golfo de California.

## Materiales y Métodos

La laguna Santa María está ubicada en la costa oriental del Golfo de California que se extiende en forma paralela a la costa en dirección noroeste (Gilmartin y Revelante, 1978), en el estado de Sinaloa, México entre las coordenadas 25° 25' - 25° 50' de latitud norte y 108° 50' - 109° 31' de longitud oeste (Figura 1), la superficie de este cuerpo de agua es de 40 km<sup>2</sup>, tiene profundidad promedio menor a 3 m y se conecta con el Golfo de California a través de una boca de 800 m de ancho (Montaño-Ley *et al.* 2007). Esta laguna costera está influenciada por un régimen de marea de tipo mixto con predominancia diurna (Filloux, 1973; Marinone y Lavín, 1997). La laguna se clasifica como Tipo II-A. (II) Sedimentación Terrígena Diferencial y (A) Depresión Intradeltaica y Marginal (Lankford, 1977). La laguna exhibe un estado mesotrófico en verano e invierno y sus tasas de renovación del agua son de 22 días en verano y de 10 días en invierno (Medina-Galván *et al.*, 2022).

La medición de la sección transversal de la boca se obtuvo a través de un levantamiento batimétrico con sistema de posicionamiento global y ecosonda de la marca Garmin modelo GPSMAP 178C, en coordenadas UTM (Universal Transversal de Mercator) y geoide WGS84. El control vertical tuvo una precisión de 0.10 m y fue corregido por efecto de la variación de la elevación del nivel medio del mar y por la profundidad del transductor. Las coordenadas x, y, z fueron interpoladas linealmente con isóbatas a cada 1.00 m referidas al nivel medio del mar (nmm).

La caracterización del flujo en la boca se realizó con una estrategia de medición durante los periodos de flujo y reflujo de la onda de marea en un ciclo de 48 horas en tres sitios de muestreo sobre el eje transversal del canal de entrada a la laguna a lo largo de la columna de agua. La estrategia fue realizada en la condición invierno (2004) y verano (2005), con un sensor oceanográfico de presión marca Interocean modelo S4ADW con un rango de 0 a 350 cm s<sup>-1</sup> en velocidad de corriente, resolución de 0.06 cm s<sup>-1</sup>, precisión de cada lectura de +1 cm s<sup>-1</sup>, en dirección, con una precisión de +2 ° y resolución de 0.5°. Se calculó el gasto hidráulico residual verticalmente integrado a lo largo de la columna de agua de la boca de la laguna (Dyer, 1997)

$$\langle Q \rangle = \langle H \rangle (V_1 + V_2) \quad (1)$$

Resultante de los flujos debidos a la corriente euleriana residual ( $V_1 = \langle U \rangle$ ) y el bombeo de la marea o transporte de masa por deriva de Stokes descrito por Tee (1976) como,

$$V_2 = \langle \tilde{H}\tilde{U} \rangle / \langle H \rangle \quad (2)$$

Dónde:  $\langle \tilde{H} \rangle$  es la derivación de la elevación del nivel del mar,  $\langle \tilde{U} \rangle$  la velocidad instantánea durante el ciclo de marea. Se integró verticalmente la velocidad instantánea para la condición estacional.

Para la determinación del COP, se tomaron muestras de agua en septiembre 2004 (verano) y febrero 2005 (invierno), en la boca de la laguna durante las fases de flujo y reflujo, correspondientes a los periodos de mareas muertas y vivas, realizando dos repeticiones para cada condición. Las muestras de agua para determinar COP se recolectaron con una botella Van Dorn en tres niveles de profundidad de la columna de agua (superficie, media y fondo) y la determinación se realizó pasando las muestras de agua a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C, 1.2 μm), previamente secados durante una hora a 550 °C. El COP retenido en los filtros fue medido mediante la técnica de pérdida por combustión descrita por Eaton et al. (1995). La estimación del intercambio de carbono orgánico particulado (COP) entre la laguna y el mar se realizó con base en las concentraciones observadas y los volúmenes de intercambio por la boca del cuerpo de agua durante los periodos de flujo y reflujo de marea, tanto en verano como en invierno.

## Resultados y Discusión

La sección transversal de la boca tuvo un área de 7,760 m<sup>2</sup>, con un perímetro mojado de 890 m. La base menor de la sección tuvo un ancho de 400 m de forma uniforme a una profundidad de 15 m, respecto al nivel medio del mar. El intercambio de agua verticalmente integrado en la boca tuvo una variación del sentido de flujos: (i) hacia dentro en mareas muertas y (ii) hacia fuera en mareas vivas. Las velocidades de corriente fueron mayores en mareas vivas, así como el bombeo de la marea, con velocidades de corrientes residuales de hasta 0.4 m s<sup>-1</sup> (Figura 2).

El ciclo de marea en esta laguna es mixto, una combinación del tipo diurno y semidiurno con dominancia del primero, con un rango de 1 m, comportamiento de corrientes a lo largo del canal, conforme al patrón diurno en mareas vivas que responden a la modulación cuartidiurna de la marea (M<sub>4</sub>) donde su amplitud es máxima y coincidente con la dinámica de lagunas costeras someras de la costa del Golfo de California (Dworak y Gomes-Valdez, 2003). En mareas vivas, el ingreso de agua a la laguna se detectó por la parte central del canal durante la fase de flujo, con egreso por las fronteras laterales. En general, la velocidad instantánea de la corriente fue 0.44 m s<sup>-1</sup> en la capa superficial, homogénea desde la superficie libre hasta una profundidad de 5 m (nmm) y disminuyendo hasta 0.2 m s<sup>-1</sup> en la capa de fondo. En mareas muertas, las velocidades máximas se registraron en la capa superficial (~ 0.4 m s<sup>-1</sup>) y mínimas en la capa de fondo (~ 0.2 m s<sup>-1</sup>), con patrón de ingreso por el centro del canal. El forzamiento en la boca fue por marea y el bombeo hacia el interior fue mayor, debido a que la deriva de Stokes (V<sub>2</sub>) dominó a la velocidad euleriana longitudinal (V<sub>1</sub>) (Figura 2). Este comportamiento es un patrón observado en lagunas de régimen semi-árido y micromareales (Dyke, 1980; Kountintovsky et al., 2002; Sylaios et al., 2006).

Los gastos hidráulicos en invierno ( $\sim 7,600 - 8,800 \text{ Mm}^3 \text{ mes}^{-1}$ ) fueron mayores a los de verano ( $\sim 5,650 - 6,085 \text{ Mm}^3 \text{ mes}^{-1}$ ) (Figura 3).

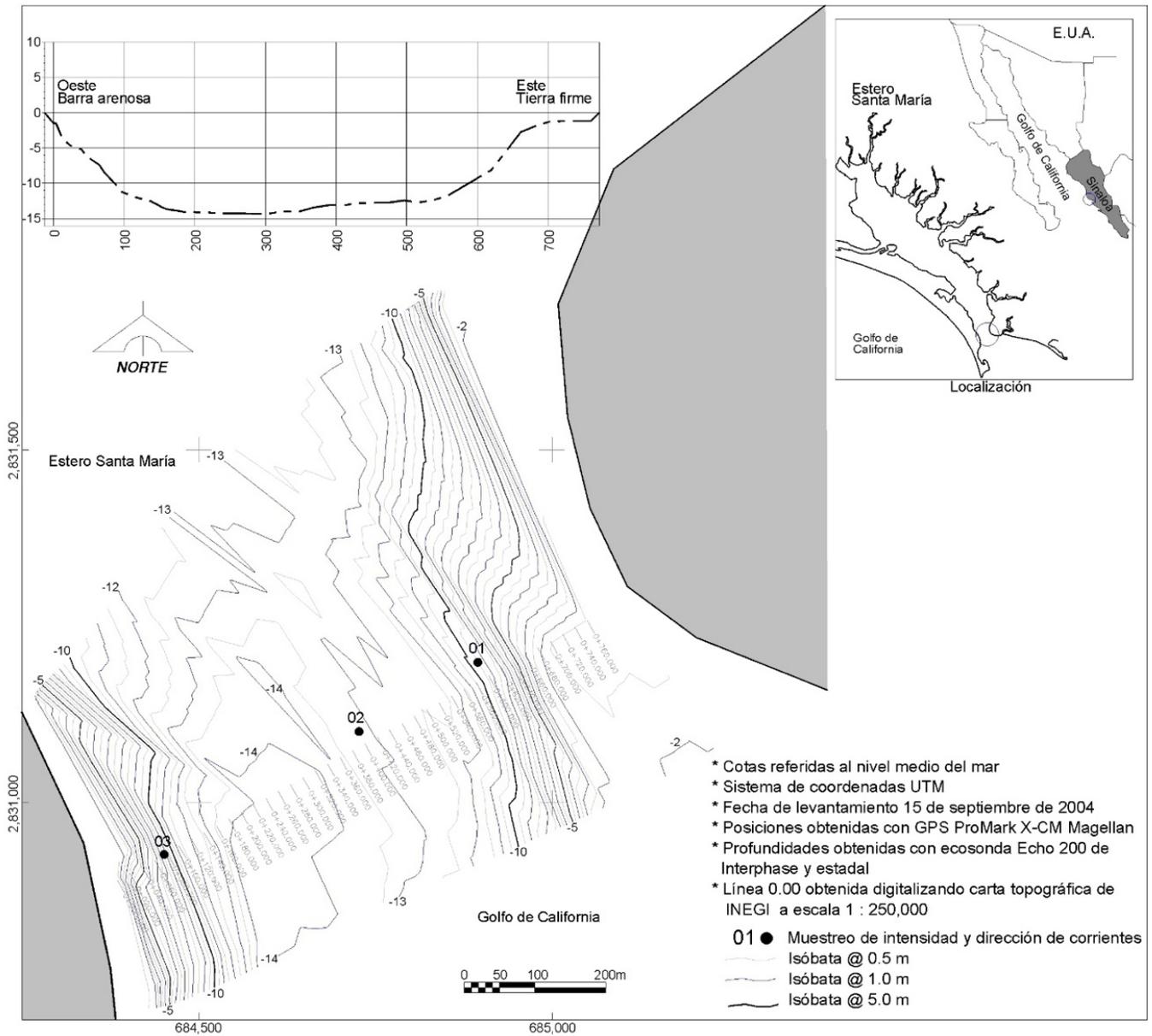


Figura 1. Localización de la laguna Santa María y detalle de la sección transversal en la boca de comunicación con el mar.

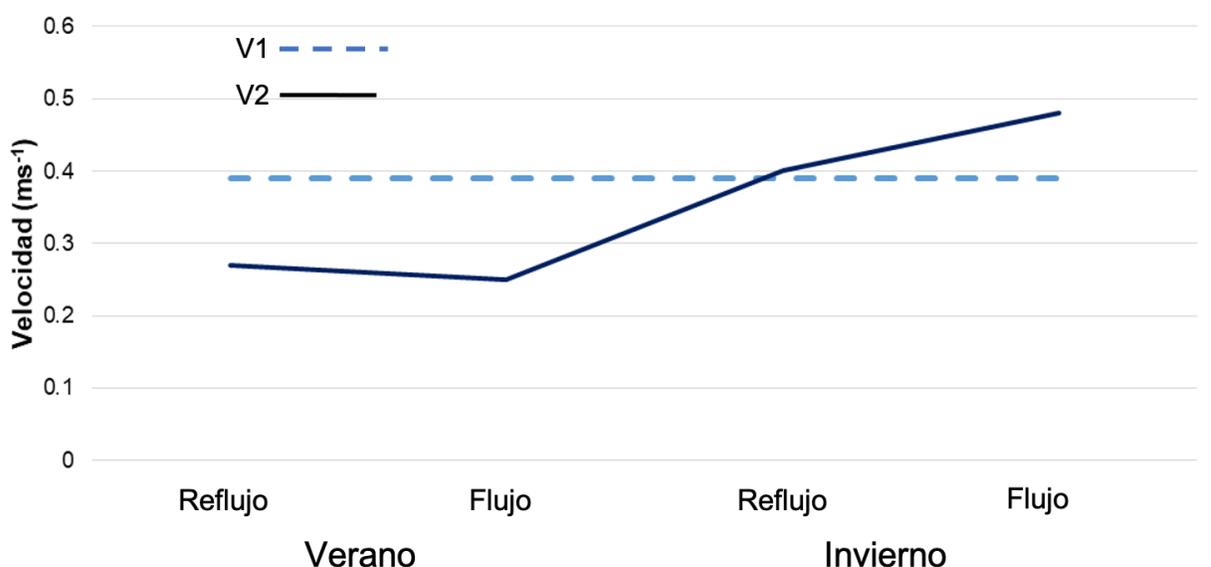


Figura 2. Corriente residual en la boca de la laguna Santa María para la condición invierno 2004-verano 2005. V 1 =Corriente euleriana residual y V 2 = Bombeo de marea o deriva de Stokes. Los valores corresponden a la integración de la velocidad instantánea en la vertical.

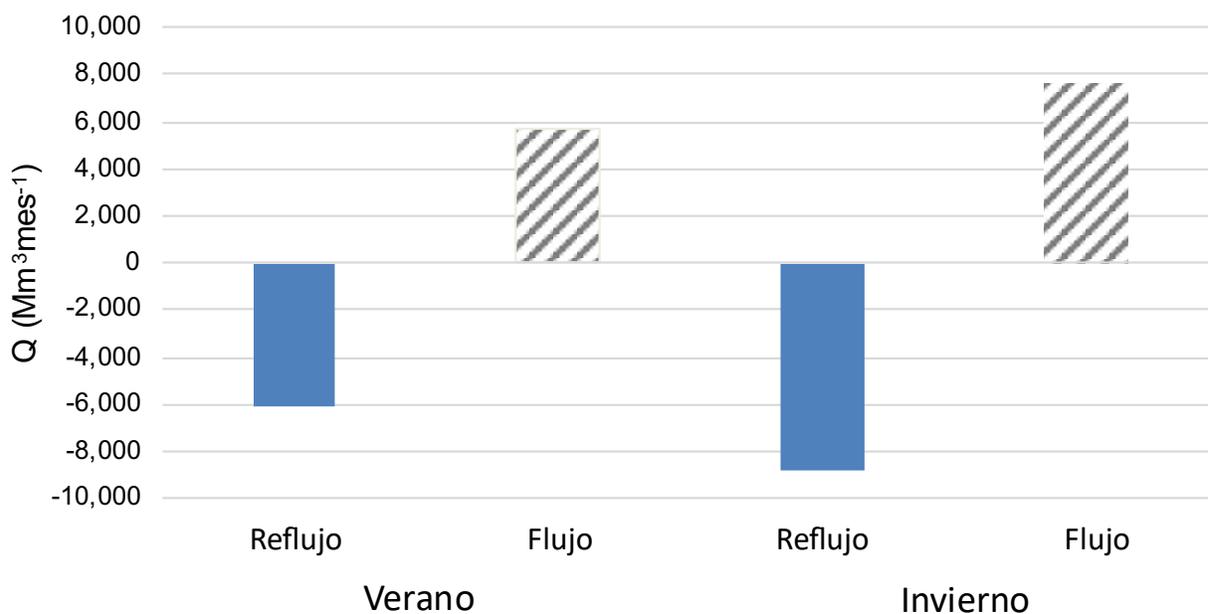


Figura 3. Gastos hidráulicos estacionales en la laguna Santa María (Condición 2004-2005). F= Flujo y R= Reflujo.

Los intercambios de Carbono Orgánico Particulado entre la laguna y el mar mostraron que la magnitud de intercambio de COP fue mayor en invierno (Figura 4). El intercambio de COP observado en verano fue más equilibrado debido a que tanto las concentraciones de COP, como los gastos hidráulicos en el flujo y reflujos de marea fueron similares. La mayor magnitud de intercambio de COP en invierno es explicada por mayores concentraciones de COP y mayores gastos hidráulicos. El intercambio de COP en esta laguna es similar a lo observado en las lagunas Yavaros (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2013), Navachiste

(Escobedo-Urías *et al.*, 2007) y Urías (Páez-Osuna *et al.*, 1990) ubicadas en el Golfo de California, donde dominaron los procesos de exportación. En la laguna Santa María, las tasas de renovación del agua 22 días en verano y de 10 días en invierno (Medina-Galván *et al.*, 2022) son consistentes con la magnitud de los gastos hidráulicos observados e indican un intercambio eficiente de agua y materiales con el mar adyacente. La mayor magnitud de intercambio de COP en invierno se atribuye a que los gastos hidráulicos son mayores y a que se aporta la mayor cantidad de materia orgánica por aguas residuales agrícolas y camaronícolas (Medina-Galván *et al.*, 2022) y estos aportes sugieren ser una fuente importante de COP a la laguna costera.

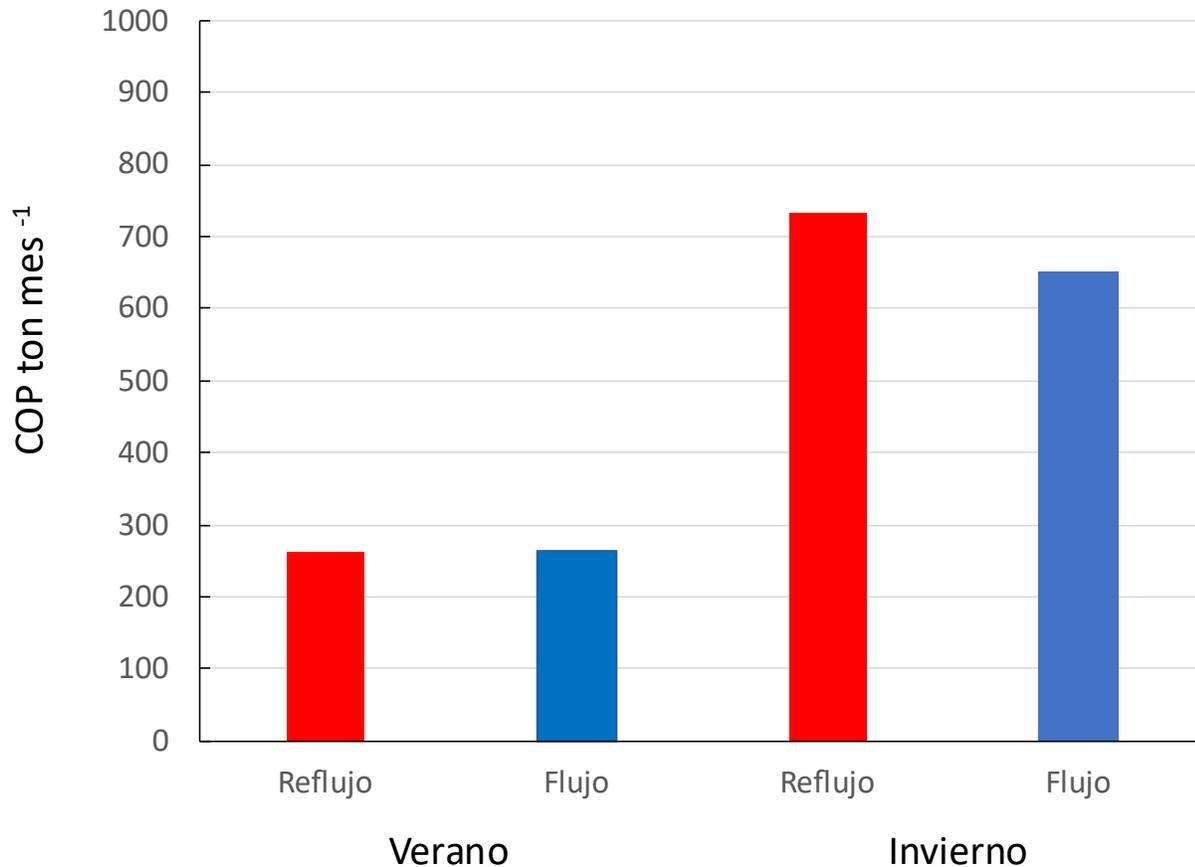


Figura 4. Intercambio de Carbono orgánico particulado entre la laguna Santa María y el Golfo de California durante verano e invierno.

## Conclusiones

Se aporta evidencia de que el intercambio de COP entre la laguna Santa María, y el Golfo de California tiende a un balance entre importación y exportación durante verano, es dominado por procesos de exportación en invierno y la magnitud del intercambio es mayor en invierno.

## Agradecimientos

Refugio López-Tapia y Andrés Hernández Ibarra proporcionaron apoyo técnico en campo y realizaron los análisis de las muestras de agua en el laboratorio de Calidad del Agua del CIBNOR. Este estudio recibió financiamiento del proyecto PC0.14 del CIBNOR, S. C.

## Literatura citada

- Arreola-Lizárraga J. A., S. M. Burrola-Sánchez, D. Urías-Laborín, G. Padilla-Arredondo y M. López-Tapia. 2013. Intercambio de carbono orgánico particulado entre la laguna Yavaros y el Golfo de California. pp. 396-401. 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. Serie: Síntesis Nacionales, Programa Mexicano del Carbono. ISBN 978-607-96490-1-2.
- Bianchi T. S., L. A. Wysocki, M. Stewart, T. R. Filley, B. A. McKee. 2007. Temporal variability in terrestrially-derived sources of particulate organic carbon in the lower Mississippi River. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71:4425-4437.
- Bianchi T. S., J. E. Bauer. 2011. Particulate Organic Carbon Cycling and Transformation. En: Wolanski E, D. S. McLusky (eds). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Waltham: Academic Press. Vol 5. pp. 69-117.
- Dong H.P., Wang, D.Z., Dai, M., Hong H.S. 2010. Characterization of particulate organic matters in the water column of the South China Sea using a shotgun proteomic approach. *Limnology and Oceanography* 55 (4): 1565 - 1568
- Dworak J. A., J. Gomez-Valdes. 2003. Modulation of shallow water tides in an inlet-basin system with a mixed tidal regime. *Journal of Geophysical Research* 110:1-15.
- Dyer K. R. 1997. *Estuaries. A physical introduction*. John Wiley and Sons. Chichester, England. 195 pp.
- Dyke P. P. G. 1980. On the Stoke's drift induced by tidal motions in a wide estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 2:273-281.
- Eaton A. D., L. S. Clesceri, A. E. Greenberg. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> Ed. America Public Health Association. Maryland, USA.
- Escobedo-Urías D., A. Martínez-López, A. Jiménez-Illescas, A. E. Ulloa-Pérez, A. Zavala-Norzagaray. 2007. Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. pp. 171-186. En: Carbono en Ecosistemas Acuáticos de México. B. Hernández de la Torre y G. Gaxiola-Castro (eds.). SEMARNAT- INE y CICESE, México, D.F.
- Filloux, J.H. 1973. Tidal patterns and energy balance in the Gulf of California. *Nature*, 243, 217-221
- Gilmartin, M. y N. Relevante. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine Coastal Marine Science* 7: 29-47.
- Kountintosky V. G., N. Navarro, D. Booth. 2002. Descriptive physical oceanography of Great Entry Lagoon, Gulf of St. Lawrence. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 54:833-847.
- Lankford R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification. In: *Estuarine Processes*. M. Wiley, ed. Academic Press, Nueva York 11. pp. 182-215.
- Lluch-Cota S. 2000. Coastal upwelling in the eastern Gulf of California. *Oceanologica Acta* 23:731-740.
- Marinone S.G. y M.F. Lavín. 1997. Mareas y corrientes residuales en el Golfo de California. En: M.F. Lavín (ed.), *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. Monografía No. 3, Unión Geofísica Mexicana, 113-138 pp.
- Medina-Galván, J., C.C. Osuna-Martínez, G. Padilla-Arredondo, M.G. Frías-Espéricueta, R.H. Barraza-Guardado, J.A. León-Cañedo, J.A. Arreola Lizárraga. 2022. Estado trófico, dinámica de nutrientes y metabolismo neto de una laguna costera subtropical (Golfo de California) receptora de aguas residuales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38: 449-463. DOI 10.20937/RICA.54396
- Montaño-Ley Y., Peraza-Vizcarra R. y Páez-Osuna F. 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environmental Pollution* 147, 282-290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.007>
- Páez-Osuna F., Y. Montaño-Ley, H. Bojórquez-Leyva. 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazátlan y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 6:19-32.
- Simpson J. H., R. Vernell, A. J. Souza. 2001. The salt fluxes in a tidally-energetic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:131-142.
- Sylaios G., V. Tsihrintzis, C. Akrotos, K. Harambidou. 2006. Quantification of water, SALT and nutrient exchange processes at the mouth of a Mediterranean coastal lagoon. *Environmental Monitoring and Assessment* 119:275-301.
- Tee K. T. 1976. Tide-induced residual current, a 2-D non-linear numerical model. *Journal of Marine Research* 34:603-628.

### 5.3. Caída de hojarasca de los manglares del Área Natural Protegida Manglares de Nichupté, en el período 2010-2022.

**Moreno-Martínez Ameyali<sup>1</sup>**; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,2</sup>; Teutli-Hernández Claudia<sup>3</sup>; Carrillo-Baeza Laura B.<sup>1</sup>; Pérez-Martínez Oscar J.<sup>1</sup>; Santos-González Patricia<sup>4</sup> y González-González José A.<sup>4</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.

<sup>4</sup> Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté.

Autor para correspondencia: ameyali.moreno@cinvestav.mx

#### Resumen

La caída de hojarasca (CH) en manglares es uno de los flujos de carbono orgánico (C) y es crucial en la dinámica de captura y almacén de C. La CH en manglares está determinada por patrones espaciotemporales y la eficiencia en la renovación de hojarasca, relacionándose con la vegetación y características ambientales locales: salinidad, hidroperíodo, senescencia, mortalidad, precipitación, viento, temperatura, entre otros. El objetivo de este estudio fue determinar la variabilidad temporal en la CH de manglar en el Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté (APFFMN). Se estableció una parcela permanente de 100 m<sup>2</sup> para su monitoreo y se instalaron cinco trampas de hojarasca debajo de la copa de los árboles aleatoriamente a una altura de 1 m del suelo. Las muestras de hojarasca se colectaron en diferentes intervalos de tiempo de julio 2010 a diciembre 2022, se agruparon los resultados por año. La CH anual se estimó con la suma de los pesos secos de cada muestreo, y el resultado se transformó a mega gramos de peso seco (Mg.p.s ha<sup>-1</sup>). El peso seco de esta biomasa se convirtió a C usando el factor de conversión de 0.45. La CH promedio fue de 4.0 ± 1.5 Mg C ha<sup>-1</sup>, con una tasa de captura de 40 ± 10.68 Gg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup>, esto contribuye en la mitigación de las emisiones anuales de 10,689 personas por uso de combustibles fósiles. Lo anterior destaca la importancia de conservar este ecosistema y monitorear esta característica para contribuir a los compromisos locales y regionales de mitigación de GEI.

**Palabras clave:** *hojarasca; carbono azul; flujos de carbono, mitigación, cambio climático.*

#### Abstract

Leaf litterfall in mangroves is one of the carbon fluxes (C), and it is crucial in C sequestration and storage dynamics. Leaf litterfall in mangroves is determined by spatiotemporal patterns and the efficiency of litter production, related to vegetation and characteristics of local environmental variables: salinity, hydroperiod, senescence, mortality, precipitation, wind, humidity, temperature, and others. The aim of this study was to determine the temporal variability in mangrove leaf litterfall in the Nichupte Mangrove Flora and Fauna Protected Area (APFFMN). A permanent plot of 100 m<sup>2</sup> was established for monitoring and five leaf litter traps were installed under the tree canopy randomly to a height of 1 m from the soil. Litterfall samples were collected in different time laps from July 2010 to December 2022, and the results were grouped by year. Leaf litterfall was estimated with the sum dry weights of each sampling campaign, and the result was extrapolated to megagrams of dry weight (Mg.d.w ha<sup>-1</sup>). Dry weight of this biomass was converted to C using the conversion factor of 0.45. The average leaf litter productivity was 4.0 ± 1-5 Mg C ha<sup>-1</sup>, with a sequestration rate of 40 ± 10.68 Gg CO<sub>2</sub>e year<sup>-1</sup>. This contributes to the annual mitigation of 10,689 people emissions for the use of fossil fuel. This emphasizes the importance of

conservation of this ecosystem and monitoring this characteristic to contribute to local and regional GHG mitigation commitments.

**Key words:** *litterfall; blue carbon; carbon fluxes, mitigation, climate change.*

## Introducción

Los manglares son uno de los ecosistemas más productivos y ricos en carbono orgánico en el mundo, jugando un papel importante en la mitigación de los efectos asociados al cambio climático (Li *et al.*, 2018). La caída de hojarasca (CH) representa uno de los flujos de carbono en el contexto del cambio climático y la iniciativa de “carbono azul”, ya que está asociada directamente con la captura y almacén de carbono, además de aportar nutrientes y materia orgánica al ecosistema de manglar y ecosistemas adyacentes a través de flujos laterales (Azad *et al.*, 2021). La hojarasca también es un indicador de las fases fenológicas de las especies de manglar como la producción y caída de hojarasca, floración y producción de frutos (Kamruzzaman *et al.*, 2016). La CH de los manglares puede estar determinada por los patrones espaciotemporales de variables ambientales locales que operan como reguladores o estresores (salinidad, hidroperíodo) y de otros factores como la senescencia, mortalidad, precipitación, viento, humedad, temperatura, entre otros (Camacho-Rico *et al.*, 2021; Hernández y Park, 2024). La evaluación anual de la CH en manglares permite conocer los cambios de medio plazo en el sistema (de Oliveira Gomes *et al.*, 2021), ya que esta es capaz de reflejar los impactos por eventos naturales como huracanes y tormentas tropicales, así como actividades antrópicas, permitiendo a tomadores de decisiones considerar esta información para las estrategias de manejo. Por ello, este estudio tiene como objetivo determinar la variabilidad temporal de la CH del manglar del Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté (APFFMN).

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El sitio de estudio, denominado Polígono 9, se encuentra dentro del APFFMN en el municipio Benito Juárez, Quintana Roo (Fig. 1). Las especies de manglar registradas en el área son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (Vázquez-Lule *et al.*, 2022). Las condiciones climáticas están asociadas a la variación de la precipitación y temperatura reconociéndose tres estaciones: secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y norte (noviembre-febrero). El clima es tropical con temperatura media mensual que oscilan entre los 23°C y 27°C, temperaturas máximas de hasta 33°C y mínimas de 17°C. La precipitación media anual es de 1300 mm, con una alta variabilidad interanual producida por la presencia/ausencia de tormentas tropicales y huracanes en la zona. Esta zona es afectada por eventos extremos como frentes fríos (durante la temporada de invierno), tormentas tropicales y huracanes (Vázquez-Lule *et al.*, 2022). El diseño de muestreo consistió en el establecimiento de una parcela permanente de 100 m<sup>2</sup> para su monitoreo a través del tiempo (2010 – 2022), con la colecta en diferentes intervalos de tiempo de la caída de hojarasca. El sitio de estudio está dominado por *R. mangle*, con una densidad promedio de 6500 individuos por hectárea, alturas de entre 1.6 m y 14.5 m y diámetros que van desde 1.0 cm hasta 12.5 cm.

### *Muestreo en campo*

Para el monitoreo temporal de la CH, dentro de la parcela previamente delimitada, se instalaron cinco trampas de hojarasca (canastas) debajo de la copa de los árboles de forma aleatoria y se sujetaron a una altura de 1m de la superficie del suelo para evitar que sean alteradas por animales o se dañen por la

entrada de agua al sitio (Fig. 1). Las trampas se elaboraron con tela mosquitera de 1 mm de abertura, y con dimensión de 0.25 m<sup>2</sup> cada una. Las colectas se realizaron temporalmente a intervalos variables a partir de julio 2010 hasta diciembre 2022. El material fue recolectado por el personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) a cargo del área protegida, y enviadas al Laboratorio de Producción Primaria del Cinvestav Mérida para su procesamiento. Las canastas rotas o caídas fueron reemplazadas por canastas nuevas de la misma dimensión.

*In situ* se extrajeron muestras de agua intersticial a 30 cm de profundidad con un tubo acrílico, manguera y jeringa de 60 ml. La medición se realizó usando un refractómetro. La salinidad se monitoreó para el periodo 2013-2019, con excepción del 2018. Adicionalmente se realizó el monitoreo del clima usando los datos climatológicos históricos registrados por el Servicio Meteorológico Nacional en la estación más cercana al sitio de estudio (Cancún, Quintana Roo). Esta información permitió establecer las condiciones de temperatura y precipitación promedio anuales para el mismo periodo.

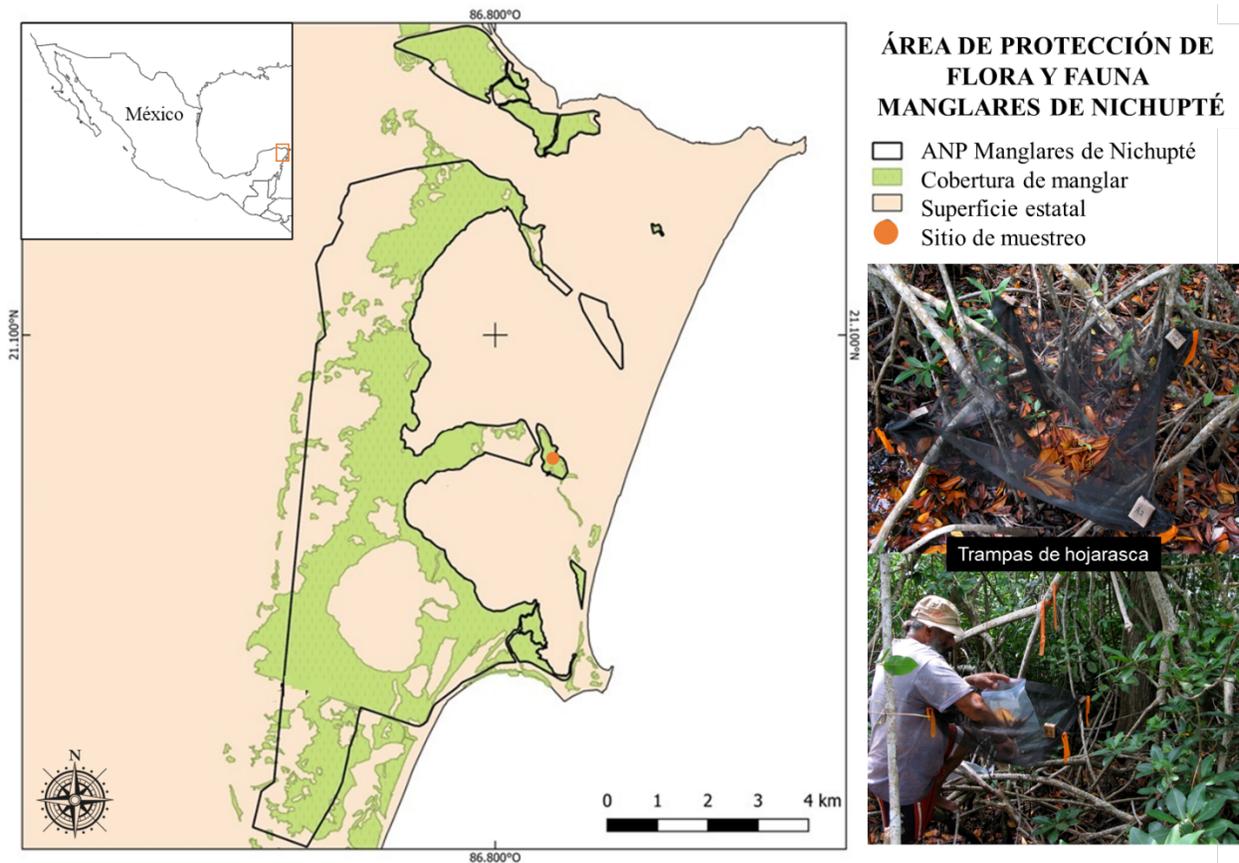


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio (Polígono 9) para el monitoreo de la caída de hojarasca en manglares en el Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté y ejemplificación de las trampas de hojarasca (canastas) usadas en el monitoreo.

### Análisis de laboratorio

Una vez en el laboratorio, las muestras de hojarasca fueron secadas en un horno a 70°C por 72 h. Posteriormente se separaron en sus distintos componentes: hojas, tallos, estructuras reproductivas (flores y frutos) y misceláneo (material vegetal sin categoría). Cada componente se pesó en una balanza granataria. La CH se reporta como biomasa de peso seco por área (Mg.p.s ha<sup>-1</sup>). El peso seco de esta biomasa se convirtió a C usando el factor de conversión de 0.45 (Kauffman y Donato, 2012).

## Resultados y Discusión

Durante el periodo de colecta se observaron variaciones en la temperatura y precipitación (Fig. 2). La temperatura promedio entre los años 2010–2022 fue de 27.7°C, registrándose mayores temperaturas en 2015 y 2016 con 29.5°C. La menor temperatura registrada fue en el año inicial de los monitoreos, 2010, con 25.7°C. En cuanto a la precipitación promedio, para el mismo periodo (2010–2022) fue de 122.7 mm, registrando la mayor precipitación en 2013, con 218.6 mm. Mientras que la menor precipitación se registró en 2016 con 94.1 mm.

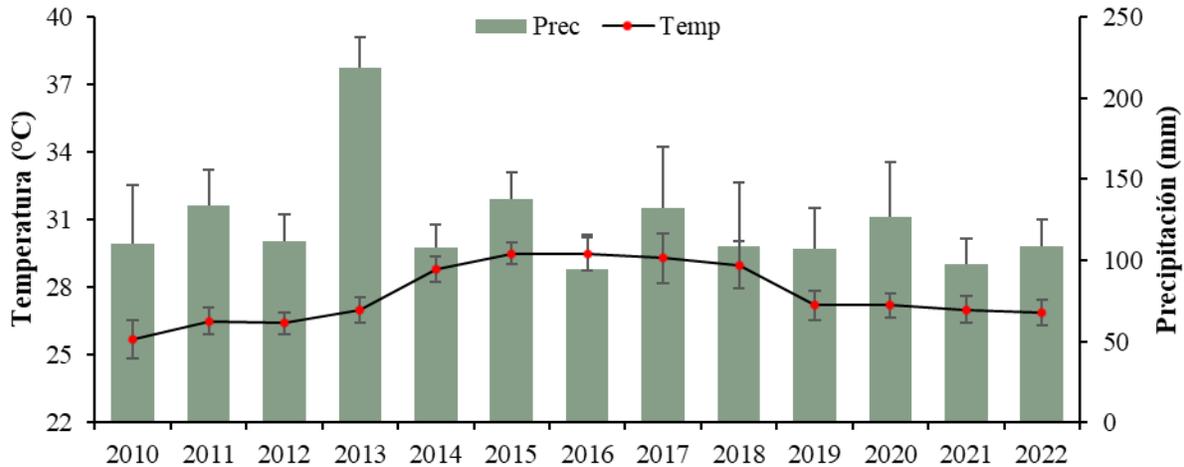


Figura 2. Temperatura y precipitación promedio anual registradas en la estación meteorológica de Cancún, Quintana Roo. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional (SMN-CONAGUA).

La salinidad intersticial promedio para el periodo fue de  $36.0 \pm 9.7$  UPS (Fig. 3), con valores máximos en 2017 y 2012;  $43.0 \pm 1.0$  y  $42 \pm 13.9$  UPS, respectivamente. Mientras que, los valores más bajos se registraron en 2014 y 2013;  $28 \pm 3.0$  y  $31.0 \pm 0.7$  UPS, respectivamente.

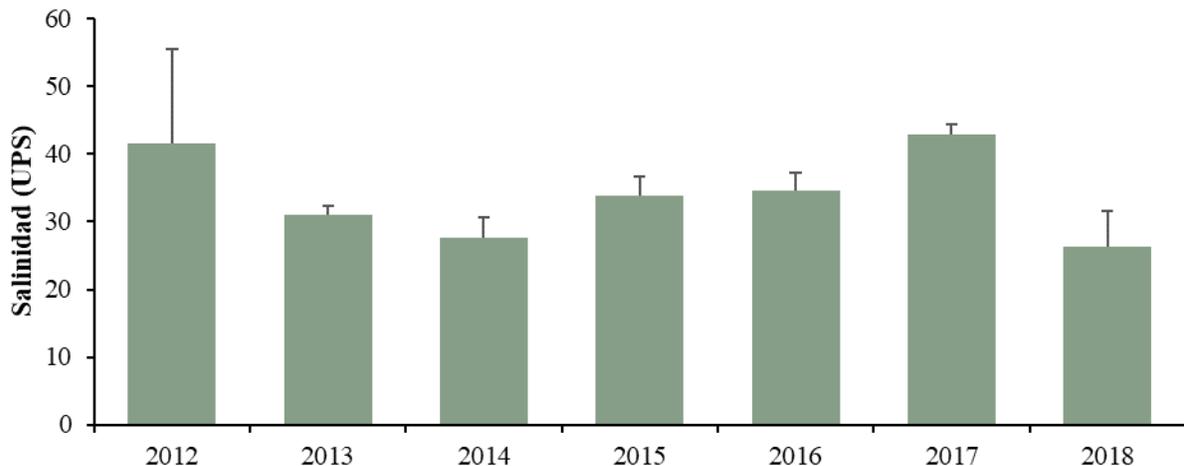


Figura 3. Variación en la salinidad intersticial en el sitio de estudio (Polígono 9) en el Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté.

En cuanto a la CH el valor promedio fue de  $4.0 \pm 1.5$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Fig. 4). Los valores máximos se registraron en 2020 con  $7.7 \pm 2.2$  Mg C ha<sup>-1</sup>, seguido por 2015 y 2019;  $5.14 \pm 1.1$  y  $5.0 \pm 1.5$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Mientras que los valores mínimos corresponden a los últimos años de monitoreo, 2021 y 2022 con  $2.6 \pm 0.5$  y  $1.9 \pm 0.6$  Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Durante el periodo de monitoreo en la caída de hojarasca se identificaron los valores máximos en la caída de hojarasca en los años 2010, 2015 y 2020,

mientras que los valores más bajos en 2013, 2018 y 2022. Lo anterior sugiere una tendencia aproximada de cinco años entre los años con máximos y mínimos en la caída de hojarasca en los manglares de Nichupté (Fig. 4). En cuanto al aporte de biomasa por componente en la CH en el sitio de estudio, el principal fueron de hojas que contribuyen en 60% del total, seguido por las estructuras reproductivas (23%). Mientras que los tallos son el componente con menor proporción (6%).

La CH en el sitio de estudio puede ser comparada con otros sitios de manglar, con valores similares a los reportados por Lin *et al.* (2023); 3.89 – 7.66 Mg C ha<sup>-1</sup> para manglares dominados por *Kandelia obovata* y *Avicennia marina* en la región Asia-pacífico. De igual forma, la CH es comparable con lo reportado por Chen *et al.* (2016) y Liu *et al.* (2014); 5.88 y 7.30 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

La salinidad es uno de los factores que juegan un papel importante en la dinámica de la caída de hojarasca en manglares (Camacho-Rico *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2023). Pese a no tener registro de los datos de salinidad intersticial para todos los años de monitoreo, se estableció una relación inversa entre los valores de salinidad y la CH para los años 2015-2017, donde se observó incremento en la salinidad y disminución en la CH, caso contrario a lo que sucede en el año 2019, donde la salinidad intersticial disminuye y la caída del material vegetal se incrementa (Fig. 3, 4).

Pese a que el año con mayor biomasa por CH (2020) no registró la mayor precipitación (Fig. 2), la caída de hojarasca en este año puede relacionarse con los vientos asociados a los eventos meteorológicos (31 eventos) que impactaron en el Golfo de México y el Caribe ese mismo año (Herrera-Silveira *et al.*, 2022). Otro de los factores a considerar en la disminución de la biomasa en la CH de los últimos años de monitoreo, es la falta de recursos para el mantenimiento de las canastas, lo cual no permite el cambio de aquellas que están desgastadas o roras y deriva en la pérdida del material vegetal, y reducción del esfuerzo de muestreo.

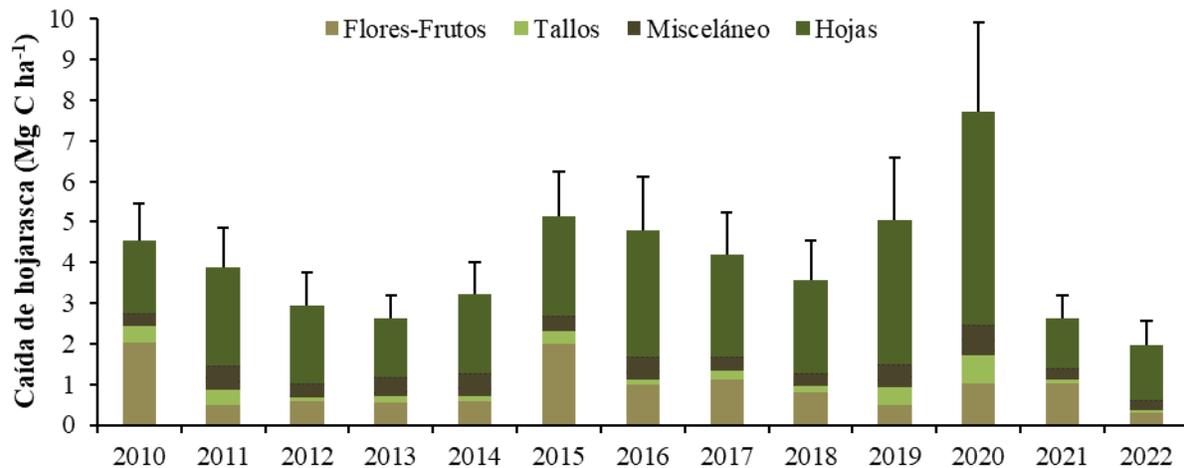


Figura 4. Productividad de hojarasca de manglar en el sitio de estudio (Polígono 9) en el Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté.

La CH en manglares está directamente relacionada con la captura de carbono (Azad *et al.*, 2021), lo cual contribuye a la mitigación de GEI, principalmente de CO<sub>2</sub>. Considerando estos resultados, los manglares del APFFMN tienen una tasa de captura promedio de 14.76 Gg CO<sub>2</sub>e ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Considerando que el área protegida de Nichupté tiene una extensión de 2,709 ha de manglar conservado (Herrera-Silveira *et al.*, 2023), su capacidad de mitigación es de 40 ± 10.68 Gg CO<sub>2</sub>e año<sup>-1</sup> (Fig. 5). Este CO<sub>2</sub> que ha sido secuestrado en forma de biomasa vegetal (flores, frutos tallos, hojas) se traduce en la mitigación de las emisiones anuales de 10,689 personas por uso de combustibles fósiles (INECC, 2018).

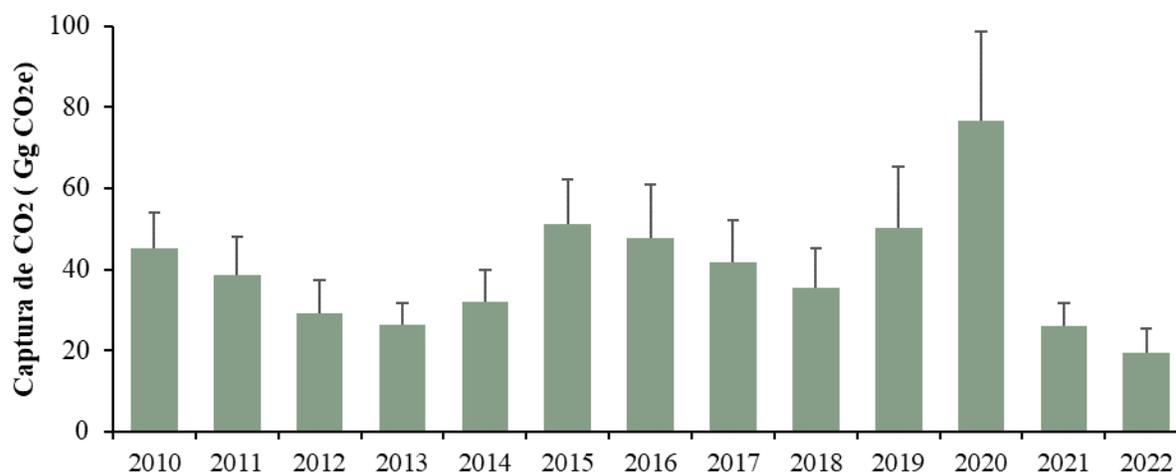


Figura 5. Captura de CO<sub>2</sub>e por caída de hojarasca en el sitio de estudio (Polígono 9) en el Área de Protección de Flora y Fauna Manglares de Nichupté.

## Conclusiones

Se observa variación interanual en la CH en el sitio de manglar de Nichupté para el periodo 2010-2022. Esto ha contribuido de manera significativa en la captura de carbono, siendo clave en la mitigación de las emisiones de CO<sub>2</sub>. La tendencia indica que el sitio presentó menor CH en los dos últimos años de monitoreo. Sin embargo, se recomienda, realizar una salida específica para determinar la estructura y variables ambientales que permita identificar si es una condición normal, y o si es anómala.

Este estudio destaca la importancia del monitoreo sistemático por intervalos de tiempo largos con colectas periódicas, para que la información recabada sea de utilidad para los manejadores y tomadores de decisiones en las estrategias de manejo del manglar dentro de las áreas protegidas en México.

Con base en observado durante este estudio, se recomienda mantener el monitoreo de este sitio de estudio con el fin de entender los cambios en la dinámica de la CH. Adicionalmente se recomienda establecer más parcelas de monitoreo e instalación de canastas en la zona norte y sur del área protegida, esto con el fin de identificar variaciones espaciales en la CH de los manglares de Nichupté. Aunado a ello, se sugiere el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos del agua intersticial, principalmente la salinidad, ya que la CH responde a factores ambientales como los cambios en la salinidad.



## Literatura citada

- Azad, M. S., Kamruzzaman, M., Ahmed, S., & Kanzaki, M. 2021. Litterfall assessment and reproductive phenology observation in the Sundarbans, Bangladesh: A comparative study among three mangrove species. *Trees, Forests and People*, 4, 100068. DOI: 10.1016/j.tfp.2021.100068.
- Camacho-Rico, A., Herrera-Silveira, J., Caamal-Sosa, J. P., & Teutli-Hernández, C. 2021. Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica. *Madera y bosques*, 27. DOI: 10.21829/myb.2021.2742426.
- Chen, G., Chen, B., Yu, D., Tam, N.F.Y., Ye, Y., Chen, S. 2016. Soil greenhouse gas emissions reduce the contribution of mangrove plants to the atmospheric cooling effect. *Environ. Res. Lett.* 11, 124019. DOI: 10.1088/1748-9326/11/12/ 124019.
- de Oliveira Gomes, L. E., Vescovi, L. C., & Bernardino, A. F. 2021. The collapse of mangrove litterfall production following a climate-related forest loss in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111910. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111910.
- Hernandez, J. O., & Park, B. B. 2024. Litterfall Production and Decomposition in Tropical and Subtropical Mangroves: Research Trends and Interacting Effects of Biophysical, Chemical, and Anthropogenic Factors. *Wetlands*, 44(2), 23. DOI: 10.1007/s13157-024-01778-8.
- Herrera-Silveira, J.A., Castillo-Infante, F.R., Moreno-Martínez, A., Us-Balam, H.G., Mendoza- Martínez, J.E., Flores-Puerto, J.I., Mora-Ortiz, T.J., Andrés-Mauricio, J., Huechacona-Ruiz, A.H. 2023. Informe de recopilación de datos climáticos y diagnóstico de los ecosistemas de manglar en las regiones de Campeche, Quintana Roo y Yucatán. *Yaax Beh/ CINVESTAV-Mérida/ FMCN*. México.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Secaira-Fajardo, F., Braun, R., Bowman, J., Geselbracht, L., Musgrove, M., Rogers, M., Schmidt, J., Robles-Toral, P. J., Canul-Cabrera, J. A., & Guerra-Cano, L. 2022. "Hurricane Damages to Mangrove Forests and Post-Storm Restoration Techniques and Costs." *The Nature Conservancy*, Arlington, VA.
- INECC Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. 2018. *Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990–2015*. Ciudad de México, México: INECC-SEMARNAT.
- Kamruzzaman, M. D., Kamara, M., Sharma, S., & Hagihara, A. 2016. Stand structure, phenology and litterfall dynamics of a subtropical mangrove *Bruguiera gymorrhiza*. *Journal of Forestry Research*, 27, 513-523. DOI: 10.1007/s11676-015-0195-9.
- 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.
- Li S, Chen P, Huang J, Hsueh M, Hsieh L, Lee C, Lin H. 2018. Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. *Global Change Biology* 24(9):4195–4210. DOI: 10.1111/gcb.14322.
- Lin, W. J., Lin, C. W., Wu, H. H., Kao, Y. C., & Lin, H. J. 2023. Mangrove carbon budgets suggest the estimation of net production and carbon burial by quantifying litterfall. *Catena*, 232, 107421. DOI: 10.1016/j.catena.2023.107421.
- Liu, L., Li, F., Yang, Q., Tam, N.F.Y., Liao, W., Zan, Q. 2014. Long-term differences in annual litter production between alien (*Sonneratia apetala*) and native (*Kandelia obovata*) mangrove species in Futian, Shenzhen, China. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 747–753. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.04.047.
- Vázquez-Lule, A. D., P. Santos-González, M. F. Adame, J. A. Alcántara-Maya, E. Villeda-Chávez y M. T. Rodríguez-Zúñiga. 2022. Caracterización del sitio de manglar PY64 Nichupté, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Actualización con datos a 2020. Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, CDMX.

## 5.4. Variabilidad temporal y espacial de los almacenes de carbono en praderas marinas del Caribe Mexicano

Cota-Lucero Tania C.<sup>1,\*</sup>; Medina-Euan Daniela G.<sup>1</sup>; Morales-Castellanos Jahir A.<sup>1</sup>; Aguilar -López Yaxiri<sup>1</sup>; Mendoza-Martínez Juan E.<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 Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida

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

### Resumen

Los estudios sobre carbono azul en las praderas marinas (PM) han recibido menos atención que otros ecosistemas, especialmente en la región del Caribe Mexicano (CM). Esta región cuenta con una extensa cobertura de PM (~57,300 ha) y se considera un sitio de alta relevancia ecológica y económica. Por lo tanto, en el presente estudio se estimó la tendencia de los almacenes de carbono en biomasa ( $C_{bio}$ ), a través de una revisión bibliográfica en un periodo de 28 años (1991-2019) divididos en cinco periodos. El estudio reveló que los mayores almacenes de carbono se registraron en el P1 y P2 entre 1991 y 2002 ( $>1.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) con máximos de  $7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , pero su tendencia ha sido decreciente. A partir del P3, se detectó menor  $C_{bio}$  con los mínimos en P5 (2014-2019) con valores entre 0.02 y  $0.65 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Espacialmente, en la zona norte de la región de estudio se identificaron los menores almacenes de  $C_{bio}$  en comparación con el sur. En general, la reducción de los almacenes de  $C_{bio}$  en las praderas marinas del CM podrían asociarse a perturbaciones antropogénicas como reducción de la calidad del agua por efectos del turismo y los arribazones de sargazo.

**Palabras clave:** *temporalidad, pastos marinos, quintana roo, antropogénico*

### Abstract

Studies of blue carbon in seagrass meadows have received less attention than other ecosystems, particularly in the Mexican Caribbean (MC) region. This region has an extensive seagrass cover (~57,300 ha) and is considered an area of high ecological and economic importance. Therefore, in the present study, the trend of carbon storage in biomass ( $C_{bio}$ ) was estimated through a literature review over a 28-year period (1991-2019) divided into five periods. The study showed that the highest carbon storage was recorded in P1 and P2 between 1991 and 2002 ( $>1.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), with peaks of  $7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , but the trend was decreasing. From P3 onwards, lower  $C_{bio}$  values were recorded, with the lowest values in P5 (2014-2019), ranging from 0.02 to  $0.65 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Spatially, the northern part of the study area showed the lowest  $C_{bio}$  storage compared to the south. In general, the decrease in  $C_{bio}$  storage in the seagrass meadows of the MC could be associated with anthropogenic disturbances, such as reduced water quality due to tourism and the arrival of sargassum.

**Key words:** *carbon, seagrasses, mexican caribbean, anthropogenic*

## Introducción

Las praderas de pastos marinos (PM) conforman ecosistemas costeros de alta relevancia ecológica y económica, brindan protección a la zona costera mitigando los impactos producidos por tormentas y huracanes, forman áreas de alimentación (forrajeo) y criaderos de diferentes especies con importancia ecológica y comercial como tortugas, aves, manatíes y peces (Beck *et al.*, 2001). Estos ecosistemas costeros mitigan las emisiones de CO<sub>2</sub>, ya que tienen la capacidad de almacenarlo como carbono orgánico (C<sub>org</sub>) en sus tejidos en forma de biomasa que representa el 2% de las reservas y, a largo plazo en los sedimentos marinos con el 98% del almacén. En conjunto estos almacenes de C<sub>org</sub> se consideran parte del carbono azul (Bedulli *et al.*, 2020).

A escala global los PM se consideran ecosistemas clave debido a sus elevadas tasas de secuestro de C<sub>org</sub> en el océano (48-112 Tg C año<sup>-1</sup>) (Kennedy *et al.*, 2010). A nivel mundial, estas praderas submarinas ocupan el cuarto lugar en términos de almacén de C<sub>org</sub>, con un promedio de 130 Mg C<sub>org</sub> ha<sup>-1</sup> (Herrera Silveira *et al.*, 2020), y en la Península de Yucatán se concentran los mayores almacenes (~46 Tg C<sub>org</sub>). (Herrera Silveira *et al.*, 2020; Cota-Lucero y Herrera-Silveira, 2021). A pesar de su importancia, los estudios de carbono en PM son escasos. En el Caribe Mexicano (CM) se estima una extensión de PM de aproximadamente de 57,300 ha que representa el 13% de la extensión nacional (~460,000 ha) lo que lo convierte en un sitio de relevancia ecológica (Gallegos-Martínez *et al.* 2017, CONABIO, 2018). Actualmente, se han abordado estudios sobre la variabilidad temporal de estos almacenes en localidades del CM como Punta Nizuc, zona con alto impacto antropogénico (Cota-Lucero *et al.*, 2023). En este contexto, los resultados de las estimaciones de almacenes y emisiones de carbono como resultado se traducen en información fundamental de línea base para identificar necesidades de investigación, así como para el establecimiento de estrategias de conservación y restauración de estas praderas marinas. El objetivo del presente estudio fue estimar la variabilidad temporal (1991-2019) y espacial en PM del CM, como primera aproximación del papel que desempeñan estos ecosistemas en términos de carbono azul.

## Material y Métodos

En el presente estudio se realizó una revisión sistemática de referencias bibliográficas que reportan la biomasa total (aérea y subterránea) de pastos marinos en 11 localidades del Caribe Mexicano (Figura 1), abarcando un periodo temporal de 28 años (1990-2019). Para su análisis se realizó la agrupación de datos por periodos P1(1990-1996), P2(1997-2002), P3(2003-2008), P4(2009-2013), P5(2014-2019). La recopilación de información se llevó a cabo a través de plataformas digitales (PubMed, Web of Science, Google Scholar, Scopus, y ScienceDirect), incluyendo artículos publicados en revistas arbitradas, tesis e informes del Laboratorio de Producción Primaria-Cinvestav. Como resultado, se conformó un conjunto de 1,268 datos de 20 referencias (Figura 1).

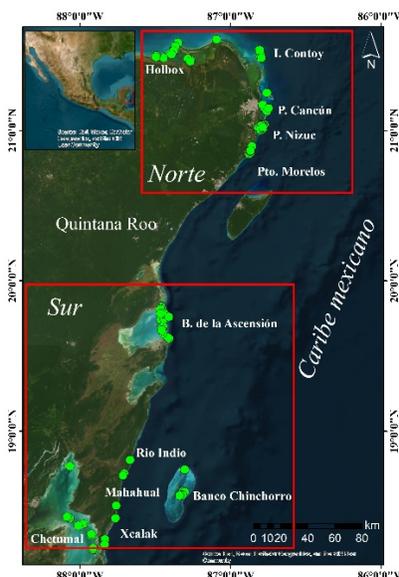


Figura 1.- Distribución espacial de los datos recopilados de biomasa total en pastos marinos del CM de 1990 a 2019. Gallegos et al., 1993; van Tussenbroek et al., 1995; Duarte et al., 1998; van Tussenbroek, 1998; Ruíz-Zarate et al., 2000; Enriquez et al., 2001; Enriquez y Pantoja-Reyes, 2005; Ordoñez-López y García-Hernandez, 2005; Herrera-Silveira et al., 2008; Espinoza-Avalos et al., 2009; Herrera-Silveira et al., 2009; May-Kú et al., 2010; Rodríguez-Martínez et al., 2010; Arellano-Mendez, 2011; Arellano-Mendez et al., 2011; Olivera-Gómez y Mellink, 2013; Pantoja-Reyes, 2013; INECC-PNUD México, 2017; Herrera-Silveira et al., 2018; Herrera-Silveira et al., 2022.

Para estimar el contenido promedio de carbono en la biomasa viva ( $C_{bio}$ ), los valores de peso seco ( $g Ps m^2$ ) registrados se convirtieron a equivalentes de carbono utilizando un factor de conversión de 0.36 (Howard et al., 2014). Los valores de biomasa total fueron extrapolados a  $Mg C ha^{-1}$  utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Biomasa viva como almacén de carbono } (C_{bio} Mg C ha^{-1}) = \text{Contenido de carbono } (kg C/m^2) * (Mg/1000 kg) * (10,000 m^2/ha)$$

Se realizó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk los datos no mostraron una distribución normal. Para determinar si existían diferencias significativas en el almacén de carbono entre años y entre localidades, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de 0.05.

## Resultados y discusión

El presente estudio resume y evidencia la alta variabilidad tanto espacial como temporal en los almacenes de carbono en la biomasa de los PM del CM. Durante el periodo analizado, los mayores almacenes de carbono se observaron en los periodos 1 y 2 con mediana de 1.79 y 1.84  $Mg C ha^{-1}$  respectivamente con máximos de 7  $Mg C ha^{-1}$  (Figura 2a). Esto coincidió con los valores máximos de biomasa reportados en este periodo de tiempo (Cuadro 1, Figura 2a). A partir del P3 y P4 se identificó la disminución en el  $C_{bio}$  ( $<1 Mg C ha^{-1}$ ), alcanzando valores máximos de 6.8  $Mg C ha^{-1}$  (Figura 2a). Sin embargo, para el P5 se observan valores mínimos con mediana de 0.37  $Mg C ha^{-1}$  (rango=0.02-6.5  $Mg C ha^{-1}$ ). Las diferencias del almacén de  $C_{bio}$  entre periodos fueron estadísticamente significativas ( $p < 0.001$ ). Esta tendencia de disminución en el  $C_{bio}$  podría estar relacionada con la pérdida de cobertura de las praderas de pastos marinos a consecuencia del desarrollo costero intensivo impulsado por la rápida expansión de la industria turística y el deficiente manejo de aguas residuales (Bozec, 2008).

**Cuadro 1.- Resumen estadístico de los valores de biomasa total (g Ps m<sup>-2</sup>) en *Thalassia testudinum* del CM en los periodos de estudio.**

Periodo	Media	Desviación estándar	CV	Mínimo	Máximo	Mediana	Q1	Q3
1	499.9	310.0	280.6	719.1	499.9	280.6	719.1	499.9
2	639.5	462.3	29.3	1925.7	511.4	307.2	850.0	639.5
3	332.1	316.4	14.6	1884.3	250.1	103.5	462.5	332.1
4	463.0	482.6	7.1	1893.0	266.1	128.8	484.4	463.0
5	212.6	299.8	6.3	1806.5	103.3	40.2	234.8	212.6

En general la disminución de cobertura también se refleja espacialmente a lo largo de la costa del CM. Los pastos marinos en las localidades ubicadas en la zona norte de la región (de Holbox a Puerto Morelos) mostraron los menores almacenes de  $C_{bio}$ , con medianas inferiores a  $1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , variando entre  $0.02$  y  $0.65 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Figura 2b). En este sentido, se ha documentado que la zona norte es la más impactada por el desarrollo turístico, lo que ha generado aportes de nutrientes que favorecen la eutrofización (Carruthers *et al.* 2005). Esta condición reduce la penetración de la luz solar, esencial para el crecimiento de los pastos marinos, ocasionando disminución en su cobertura y, por lo tanto, en el almacenamiento de carbono (Hernández-Terrones *et al.*, 2011; Camacho-Cruz *et al.*, 2020; Hedley *et al.*, 2021). Aunado a esto, el aumento de la frecuencia y volumen de los arribazones de sargazo en la costa del caribe mexicano ha generado impactos negativos en las praderas marinas. Este fenómeno ha provocado variaciones significativas en los niveles de nitrógeno en el agua, lo que a su vez ha traído como consecuencia el exceso de nutrientes en el ecosistema marino (Ávila-Mosqueda, 2021). De igual manera, la materia disuelta proveniente del sargazo ha incrementado la turbidez en el agua, dando como resultado cambios en la densidad, cobertura y dosel de las praderas marinas (Ávila-Mosqueda, 2021). Estos cambios en el ambiente han causado efectos adversos en las comunidades de praderas marinas, incluyendo la sustitución entre especies (Álvarez-Rocha y Ortegón-Aznar, 2022).

Por lo que respecta a la zona sur, en esta se registraron los mayores almacenes de  $C_{bio}$  (mediana de  $1.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; rango =  $0.04 - 7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) (Fig. 2b), siendo la localidad de Bahía de la Asunción (BA) la más representativa (mediana =  $1.52$ ; rango =  $0.18 - 5.67 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Esto podría estar relacionado con las condiciones ambientales locales, ya que es una región con menos evidencia de impacto antrópico y variabilidad en la salinidad (Arellano-Méndez, 2011), favoreciendo mejor desarrollo de *T. testudinum* y, por ende, un mayor almacenamiento de  $C_{bio}$  (Arellano-Mendez *et al.*, 2011; Camacho-Cruz *et al.*, 2020). Sin embargo, estas áreas no están exentas de impactos por eventos hidrometeorológicos, como huracanes, e impactos asociados al arribazón de sargazo (van Tussenbroek *et al.* 2017) que también afectan a las praderas de pastos marinos. En el caso de los eventos hidrometeorológicos, el fuerte oleaje asociado a estos puede afectar la composición de la comunidad de las praderas marinas, ya sea por la remoción del sedimento o por el enterramiento (Cruz-Palacios y Van-Tussenbroek, 2005). Esta alteración en la composición de especies tiene implicaciones en el almacenamiento de carbono, dado que cada especie tiene una capacidad distinta para almacenarlo. En la localidad de BA domina *Thalassia testudinum* (la especie con mayor capacidad de almacenamiento), lo que contribuye que BA sea la localidad con el mayor carbono almacenado en biomasa.

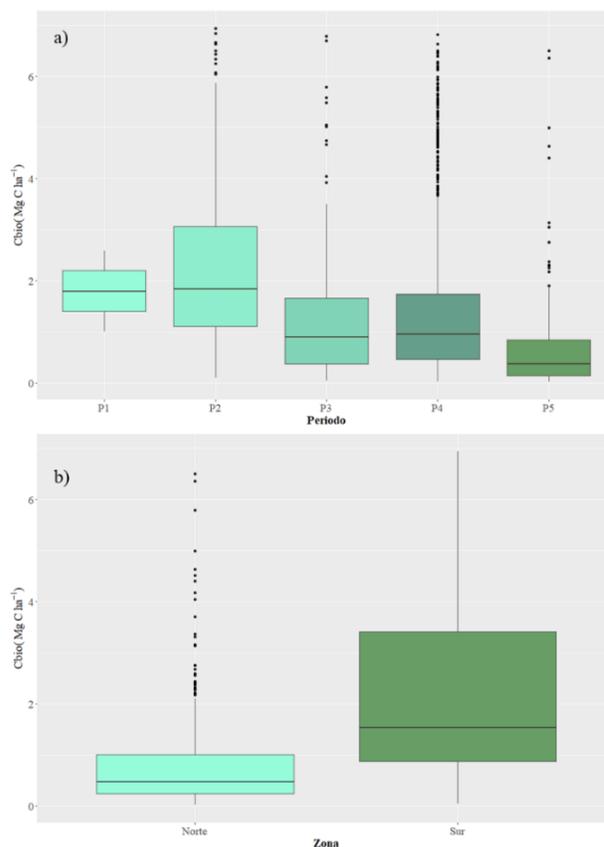


Figura 2.- Variabilidad de los almacenes de carbono en biomasa de pastos marinos en el CM. a) variación temporal (1990-2019), b) variación espacial entre las localidades del CM. Se muestra la mediana, los límites de la caja representan el Q1 y Q3, los bigotes  $IQR * 1.5$ .

### Conclusión

El presente estudio evidenció que temporalmente los almacenes de carbono en las praderas marinas del Caribe Mexicano disminuyeron significativamente desde P3 (2003-2008) con los mínimos registrados en el P5 (2014-2019) con mediana de  $0.37 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , siendo el menor en los últimos 28 años. Espacialmente en la zona norte de la región, los almacenes de carbono fueron menores que la zona sur, esta diferencia podría estar asociada a la disminución de la calidad del agua que a su vez se relaciona con mayor tasa de cambio de uso del suelo. La reducción en el almacén de  $C_{\text{bio}}$  de las PM se relaciona con la degradación que sufren estos ecosistemas costeros. Mucho aún falta para conocer el papel como sumidero o fuente de  $\text{CO}_2$  que tienen estos ecosistemas, y por tanto su potencial de mitigación. Los autores recomiendan hacer énfasis en los flujos de carbono, ya que probablemente sea el papel principal de estos ecosistemas más que el de almacén.

## Referencias

- Álvarez-Rocha, M., and Ortigón-Aznar, I. 2022. ¿Puede afectar el arribazón de sargazo en el Caribe Mexicano a la cobertura y morfología de *Syringodium filiform* (Cymodoceaceae)? *Hidrobiológica*, 32(1): 51-58.
- Ávila-Mosqueda, S. V. 2021. Variabilidad espacial en comunidades de pastos marinos asociada a afluencias masivas de *Sargassum* spp. 2022. Tesis de Maestría Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. CDMX, México. 74 p.
- Beck MW., et al., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633–641.
- 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
- Bozec, Y. M., Acosta-González, G., Núñez-Lara, E., and Arias-González, J. E. 2008. Impacts of coastal development on ecosystem structure and function of Yucatan coral reefs, Mexico. In *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium* (Vol. 18, No. 18, pp. 691-695).
- Carruthers, T. J. B., van Tussenbroek, B. I., Dennison, W. C. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 191-199.
- Camacho-Cruz, K. A., Ortiz-Hernández, M. C., Sánchez, A., Carrillo, L., and De Jesús Navarrete, A. 2020. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(14): 15967-15983.
- CONABIO. 2018. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. 1st edition. Mexico City: CONABIO
- Cota-Lucero T., C. Herrera-Silveira J., A. 2021. Seagrass contribution to blue carbon in a shallow karstic coastal area of the Gulf of Mexico. *PeerJ* 9:e12109 <https://doi.org/10.7717/peerj.12109>
- Cruz-Palacios, V., and Van Tussenbroek, B. I. 2005. Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 324(1), 44-60.
- 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>
- Duarte, C. M., Merino, M., Agawin, N. S., Uri, J., Fortes, M. D., Gallegos, M. E., and Hemminga, M. A. 1998. Root production and belowground seagrass biomass. †*Marine Ecology Progress Series*, †171, 97-108.
- Enríquez, S., and Pantoja-Reyes, N. I. 2005. Form-function analysis of the effect of canopy morphology on leaf self-shading in the seagrass *Thalassia testudinum*. †*Oecologia*, †145(2), 234-242.
- Enríquez, S., Marbá, N., Duarte, C. M., Van Tussenbroek, B. I., and Reyes-Zavala, G. 2001. Effects of seagrass *Thalassia testudinum* on sediment redox. †*Marine Ecology Progress Series*, †219, 149-158.
- Fourqurean, J.W., C.M. Duarte., H. Kennedy., N. Marba., M. Holmer., M.A. Mateo., E.T. Apostolaki., G.A. Kendrick., D. Krause-Jensen., K. McGlathery and O. Serrano. 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5:505–509
- Gallegos, M. E., Merino, M., Marba, N., and Duarte, C. M. 1993. Biomass and dynamics of *Thalassia testudinum* in the Mexican Caribbean-elucidating rhizome growth. †*Marine Ecology Progress Series*, †95(1-2), 185-192.
- Gallegos-Martínez, M., Hernández-Cárdenas, G., Pérez-Espinosa I., Andreas-Ressler, R. (01/08/2017). 'Comunidad de Pastos marinos del Caribe Mexicano, 2017, edición: 1. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad y Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- Hedley, J. D., Velázquez-Ochoa, R., and Enríquez, S. 2021. Seagrass depth distribution mirrors coastal development in the Mexican Caribbean—an automated analysis of 800 satellite images. *Frontiers in Marine Science*, 8, 733169.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., LeCossec, A., and Monroy-Ríos, E. 2011. Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 218: 517-528.
- Herrera Silveira, J.A., Cortés Balán, T. O., Zaldivar- Jiménez, A., Osorio, I., Ramírez Ramírez, J., Pérez, R., Caamal-Sosa, J., y Rodríguez, L. 2009. Los estuarios de Quintana Roo, México: Identificación, caracterización, diagnóstico y manejo: Fase I. Informe Final. Cinvestav/TNC, 56pp.
- Herrera-Silveira J., A. Pech-Cardenas M., A. Morales-Ojeda S., M. Cinco-Castro S, Camacho-Rico A, Caamal Sosa J., P. Mendoza-Martinez J., E. Pech-Poot E., Y. Montero J, Teutli-Hernandez C. 2020. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8:e8790 <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>
- Herrera-Silveira, J. A, Mendoza-Martínez, J. E, Pérez-Martínez, O., Solís-Gamboa, S., García-Trasviña, J. A., Pech E., Caamal J. y Rosette M. 2018. Almacenes de carbono en manglar y pastos marinos del área de protección de flora y fauna reserva de Yum balam. PMC CINVESTAV-CEMDA. Informe técnico final.
- Herrera-Silveira, J. A., Cortés-Balán, T. O., Ramírez-Ramírez, J. y 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 Nizúc: Primera Etapa. Proyecto No. FQ004. CINVESTAV. Informe final SNIB-CONABIO.
- Herrera-Silveira, J. A., Mendoza-Martínez, J. E., Pérez-Martínez, O. J., Robles-Toral, P. J., Cota-Lucero, T. C. and Ramírez-García, S. A. 2022. Identificación y priorización de áreas potenciales para la restauración de manglares y pastos marinos en las cuencas de Río Hondo y Tulum del estado de Quintana Roo. Sitios de Xcalak y Chacmochuk-Nichupté. PMC CINVESTAV.

- Herrera-Silveira, J.A., Ramírez Ramírez, J., Medina Gómez, I., Valdez J., Reyes, O., C'mara, J., Caamal, J., y López-Herrera, M. 2008. iMonitoreo 2008 de indicadores de salud del ecosistema de pastos marinos del Parque Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc. Informe Final, CINVESTAV-CONANP.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, 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
- INECC-PNUD México. 2017. Estudio para la identificación, caracterización y evaluación del balance entre las emisiones de GEIs y las zonas de captura y almacenamiento de carbono en zonas de ecosistemas costero/marinos del Pacífico, Golfo de México y la Península de Yucatán (Carbono azul). Proyecto 85488 "Sexta Comunicación Nacional de México ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático", 430 pp. Programa Mexicano del Carbono, A.C. México
- Kennedy H, Beggins J, C. M. Duarte, J. W. Fourqurean, M. Holmer, N. Marbà and J. J. Middelburg. 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. *Global Biogeochem Cycles* 24:GB4026 doi:10.1029/2010GB00384
- May-K', M. A., Ardisson, P. L., and Ordúñez-López, U. (2010). Morphological variation of *Thalassia testudinum* in two shallow coastal environments from the southeastern Gulf of Mexico. †*Botanica Marina*, †53(5), 449-455.
- Ordoñez-López, U., y García-Hernández, V. D. (2005). Ictiofauna juvenil asociada a *Thalassia testudinum* en laguna Yalahau, Quintana Roo. †*Hidrobiología*, †15(2), 195-204.
- Pantoja-Reyes, N. 2003. Evaluación de la importancia de la luz como factor regulador de la productividad foliar del pasto marino *T. testudinum* en la laguna arrecifal de Puerto Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 99 pp.
- Rodríguez-Martínez, R. E., Ruíz-Rentería, F., Tussenbroek, B. V., Barba-Santos, G., Escalante-Mancera, E., Jordán-Garza, G., and Jordán-Dahlgren, E. 2010. Environmental state and tendencies of the Puerto Morelos CARICOMP site, Mexico. †*Revista de biología tropical*, †58, 23-43.
- van Tussenbroek, B. I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Marine Biology*, 122(1), 33-40.
- van Tussenbroek, B. I. 1998. Above-and below-ground biomass and production by *Thalassia testudinum* in a tropical reef lagoon. *Aquatic botany*, 61(1), 69-82.
- Van Tussenbroek, B. I., Arana, H. A. H., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., ... and 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.

## 5.5. Captura de carbono aéreo en manglares del noreste de la Península de Yucatán

Cinco-Castro Siuling G.<sup>1,4,\*</sup>; Us-Balam Heimi G.<sup>1</sup>; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,2</sup>; Teutli-Hernández Claudia<sup>3,4</sup>; Sánchez-Núñez Edmundo<sup>5</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.

<sup>4</sup>Utskintik: Restauración de Ecosistemas y Comunidades A.C.

<sup>5</sup>Territorios Vivos México A.C. Edificio 51A, interior 201, Lindavista-Vallejo, Alcaldía Gustavo A. Madero, CP 07720, Ciudad de México.

\*Autor para correspondencia: [siuling.cinco@investav.mx](mailto:siuling.cinco@investav.mx)

### Resumen

Los manglares son ecosistemas costeros cruciales para capturar y almacenar carbono, contribuyendo con ello a mitigar el cambio climático. En la eco-región Los Petenes-Celestún, Yucatán, se realizó un estudio en tres sitios, aplicando metodologías estandarizadas. El registro de información se realizó en diferentes años (2005-2023) para estimar la captura de carbono. Los resultados por sitios registran variabilidad, sin embargo, el almacén de C aéreo promedio es de 107.6 Mg C ha<sup>-1</sup>. En cuanto a la captura de carbono, se registró un promedio de 3.4 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Este estudio resalta la importancia de considerar la edad y el estado de regeneración de los manglares en las estimaciones para mejorar su potencial de mitigación del cambio climático y su contribución en proyectos de carbono azul.

**Palabras clave:** *manglares, carbono azul, almacén de carbono, captura.*

### Abstract

Mangroves are crucial coastal ecosystems for capturing and storing carbon, helping mitigate climate change. Using standardized methodologies, a study was conducted in three sites within the Los Petenes-Celestún eco-region in Yucatán. Data collection occurred in different years (2005-2023) to estimate carbon sequestration. The results varied between sites; however, the average aboveground carbon stock was 107.6 Mg C ha<sup>-1</sup>. Regarding carbon capture, the average was 3.4 Mg C ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. This study highlights the importance of considering the age and regeneration state of mangroves in estimations to improve their potential for climate change mitigation and their contribution to blue carbon projects.

**Keywords:** *mangrove forests, carbon stock, carbon capture, blue carbon.*

## Introducción

Los manglares son ecosistemas costeros cruciales para combatir el cambio climático, esto debido a su capacidad de capturar y almacenar carbono tanto en sus estructuras aéreas como subterráneas, así como en el suelo. De acuerdo con Alongi (2020), el carbono promedio almacenado en un manglar es de 738.9 Mg C ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, los nuevos estudios de carbono en manglares deben enfocarse en estimaciones de captura de carbono. Esta captura de carbono en los ecosistemas de manglar se lleva a cabo mediante la fijación del carbono y acumulación en la biomasa de los árboles o en el suelo. La captura de carbono en árboles depende de la influencia de factores como temperatura, iluminación, disponibilidad de agua, edad, tamaño de las hojas y fase de crecimiento (Trissanti et al., 2022), pudiendo variar entre las diferentes especies de manglares (Xin et al. 2018).

Las estimaciones de captura de carbono permiten determinar la cantidad de CO<sub>2</sub> que está siendo removido de la atmósfera y está siendo almacenado en el ecosistema, útiles para evaluar el desempeño que tienen los bosques de manglar para contribuir a los esfuerzos locales, regionales y nacionales enfocados en la mitigación de los efectos del cambio climático. En este contexto, las estimaciones de captura de carbono son especialmente importantes para obtener financiamiento y apoyo dentro de las políticas ambientales y, posiblemente, dentro de los mecanismos financieros de carbono. Esto último tiene implicaciones en la conservación y restauración de estos ecosistemas que repercuten positivamente en la relación con las comunidades locales y los co-beneficios que proveen los manglares reduciendo la vulnerabilidad del socioecosistema costero.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

El área de estudio comprende 3 sitios distribuidos en la eco-región Los Petenes-Celestún, al noreste de la Península de Yucatán. Esta eco-región está integrada por las Reservas de la Biósfera Los Petenes (RBLP) y Ría Celestún (RBRC) (Figura 1), caracterizadas por la presencia de manantiales (petenes) que proveen de agua dulce a los sistemas naturales de la zona, provocando una amplia distribución de paisajes de selva, pastizales, petenes, manglares, pastos marinos, etc.

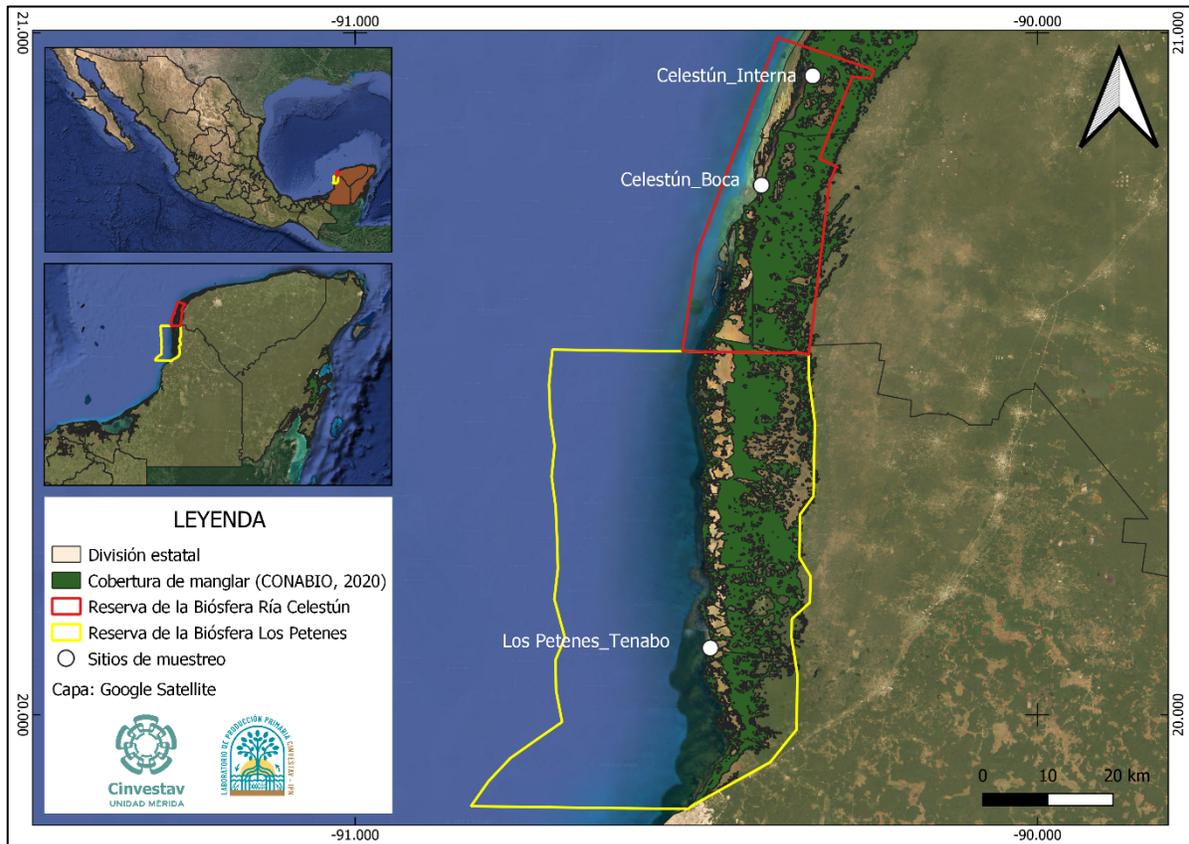


Figura 1. Área de estudio y sitios de muestreo en la eco-región Los Petenes-Celestún.

### Colecta de datos

El diseño de muestreo se estableció de acuerdo con metodologías estandarizadas especializadas en carbono de humedales (IPCC, 2014; Kauffman y Donato, 2012). Para el registro de variables estructurales de la vegetación se establecieron 6 parcelas de muestreo por sitio en manglares de tipo franja, en las que se registraron datos en diferentes años (Los Petenes: 2009 y 2022, Celestún: 2005 y 2023).

Las variables registradas en campo incluyeron diámetro a la altura de pecho (DAP, cm) estandarizado a 1.30 m de altura y especie de los árboles.

### Características estructurales y estimaciones de carbono

A partir de la información recabada en los levantamientos de campo, se calcularon los valores promedio de DAP, área basal (AB, m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) y densidad (ind. ha<sup>-1</sup>). Adicionalmente, 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 de los almacenes de C en diferentes años son expresados en megagramos de carbono por hectárea (Mg C ha<sup>-1</sup>) ± desviación estándar (Kauffman y Donato, 2012). Las estimaciones de captura de carbono se realizaron a través de la diferencia entre los almacenes y considerando el número de años entre cada medición y son expresados en Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Ecuación 1).

$$\text{Captura (Mg C ha}^{-1}\text{ año}^{-1}\text{)} = \frac{\text{almacén de } C_{T_2}\text{(Mg C ha}^{-1}\text{)} - \text{almacén de } C_{T_1}\text{(Mg C ha}^{-1}\text{)}}{T_2 - T_1 \text{ (años)}} \quad (1)$$

Se realizó un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal Wallis) para determinar diferencias estadísticas en las variables estructurales de los manglares de diferentes sitios.

**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

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

## Resultados y discusión

### *Variables estructurales*

El diámetro a la altura de pecho (DAP), área basal (AB) y densidad (D) presentan variaciones (Cuadro 2). El DAP de los árboles de la región oscila entre 1.0 y 44.7 cm con un promedio de  $9.7 \pm 6.2$  Mg C ha<sup>-1</sup>. El AB presenta valores entre 3.6 y 127 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> y la densidad varía de 2,000 a 34,400 ind. ha<sup>-1</sup>. De acuerdo con el análisis de información, existen diferencias estadísticas entre sitios con respecto al DAP (H=7.54 p=0.0107), al AB (H=9.27 p=0.0005) y la densidad (H=8.77 p=0.0012). Con respecto a los periodos de muestreo, considerando las variables estructurales de la vegetación no se registran diferencias estadísticas (DAP: H=0.12 p>0.9999; AB: H=0.10 p=0.8182; D: H=0.64 p=0.4848).

**Cuadro 2. Resumen de variables estructurales de la vegetación en manglares del noreste de la Península de Yucatán.**

Tiempo	Sitio	DAP (cm)	AB (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Densidad (ind. ha <sup>-1</sup> )
T1	<i>Los Petenes_Tenabo</i>	1.94 ± 0.20	5.55 ± 2.73	15,400 ± 10,889
	<i>Celestún_Interna</i>	9.04 ± 1.75	82.82 ± 25.90	7,450 ± 4,596
	<i>Celestún_Boca</i>	11.89 ± 0.04	40.35 ± 5.83	2,300 ± 424
T2	<i>Los Petenes_Tenabo</i>	2.89 ± 0.83	26.09 ± 11.84	22,200 ± 17,253
	<i>Celestún_Interna</i>	17.44 ± 0.07	124.66 ± 4.19	3,550 ± 70
	<i>Celestún_Boca</i>	15.56 ± 1.75	65.38 ± 5.41	2,500 ± 424

### *Almacenes de carbono*

El promedio del almacén de carbono en árboles de los manglares del noroeste de la Península de Yucatán es de  $107.6 \pm 68.7$  Mg C ha<sup>-1</sup>. El almacén de carbono más alto se registró en manglares de la zona interna de Celestún (T<sub>1</sub>=148.1±51.4 Mg C ha<sup>-1</sup> y T<sub>2</sub>=213.4±7.3 Mg C ha<sup>-1</sup>). Los almacenes con valores más bajos se identificaron en zonas de manglar al sur de la RBLP (T<sub>1</sub>=15.1±8.3 Mg C ha<sup>-1</sup> y T<sub>2</sub>=66.3±23.6 Mg C ha<sup>-1</sup>) (Figura 2). Dada la variabilidad en los almacenes de carbono, existen diferencias estadísticas entre los sitios muestreados (H=8.12, p=0.0031), pero no entre años de muestreo (H=0.23, p=0.6691).

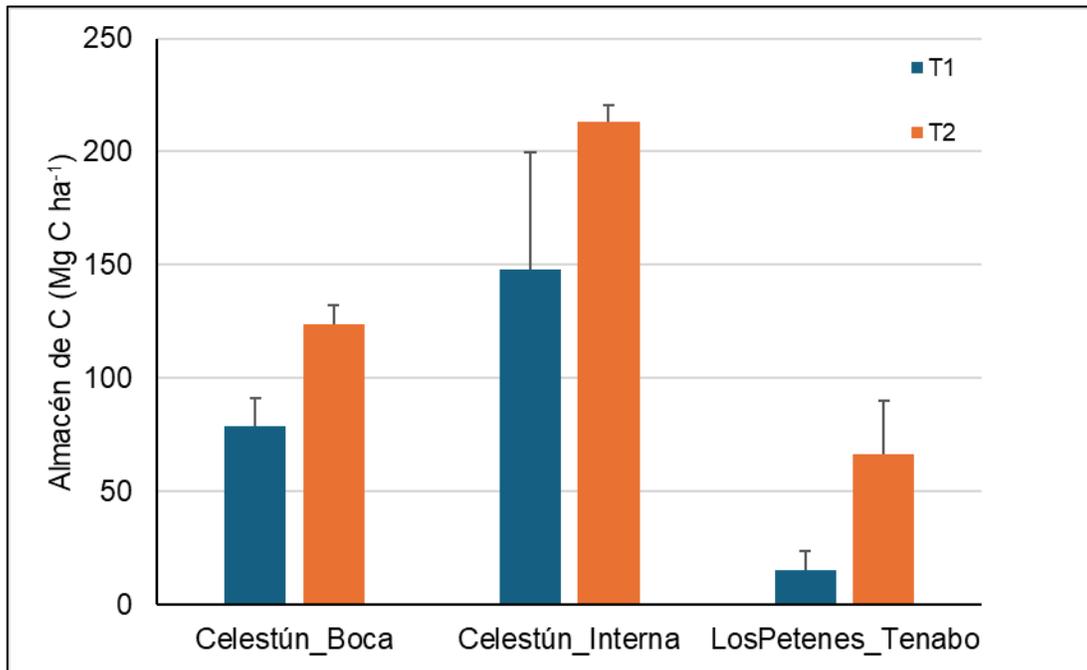


Figura 2. Almacenes de carbono en manglares del noroeste de la Península de Yucatán en dos tiempos de muestreo.

### Captura de carbono

La captura de carbono promedio en árboles de manglar de la eco-región Los Petenes-Celestún es de  $3.4 \pm 1.7$  Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. A pesar de que el valor más alto de captura de carbono fue estimado en manglares del sur de la RBLP ( $3.9 \pm 1.2$  Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), y los valores más bajos se registraron en la zona de la boca de la laguna de Celestún ( $2.5 \pm 1.1$  Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (Figura 3), no se presentan diferencias estadísticas entre sitios ( $H=0.29$ ,  $p=0.9333$ ).

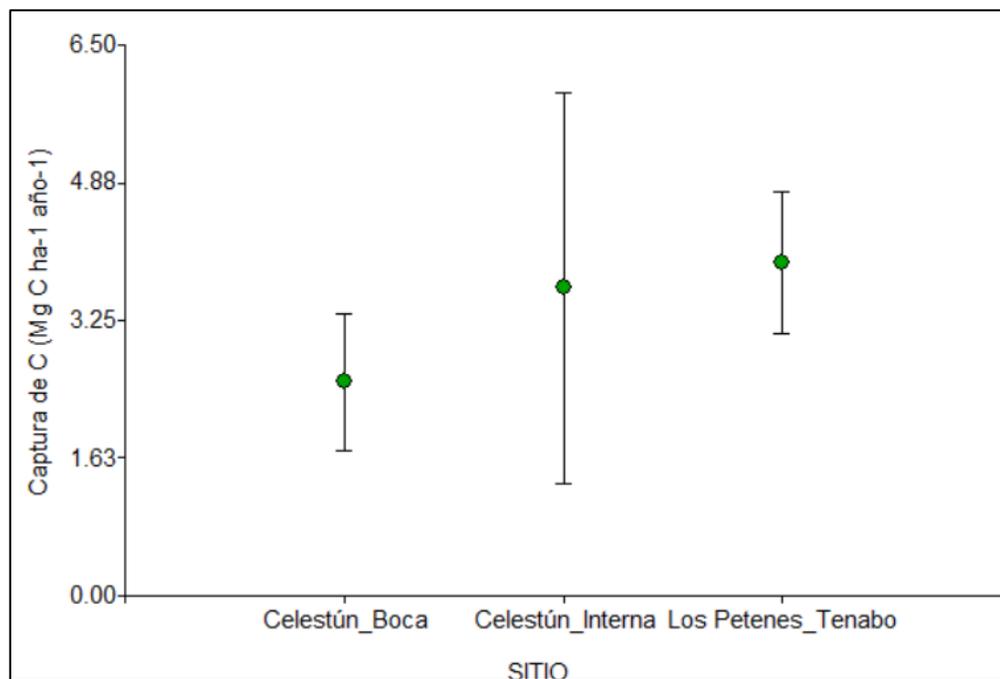


Figura 3. Captura de carbono en árboles de manglar en la eco-región Los Petenes-Celestún. Las barras representan el error estándar.

Los resultados de captura de C indican que los valores obtenidos en este estudio en manglares conservados ( $3.4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) son menores a aquellos sitios de manglar que han sido restaurados con diferentes metodologías, como en Filipinas ( $9.3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) y Tailandia ( $12.9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Los resultados de los esfuerzos de restauración de manglares en Celestún (Yucatán) presentan tasas de captura de carbono de  $7.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Teutli-Hernández et al., 2016).

Considerando que la extensión de manglar conservado en ambas áreas naturales protegidas (ANP) es de 97,390 ha, estos capturan  $1.2 \text{ Tg CO}_2 \text{ año}^{-1}$ . Esto significa que, anualmente, los manglares conservados de Los Petenes y Celestún están mitigando las emisiones ocasionadas por el 33% del parque vehicular estatal de Campeche y Yucatán, y es equivalente a la mitigación de las emisiones de 384,567 habitantes anualmente.

En el caso de manglares conservados, los valores para la península de Yucatán (PY) se han estimado previamente considerando la configuración geomorfológica y el tipo ecológico indicando que manglares asociados a lagunas presentan tasas de captura más altas con respecto a los manglares de franja (Erosa-Angulo et al., 2016). Sin embargo, los resultados actuales contrastan, considerando la dinámica de captura y los almacenes de C estimados. Si bien la zona interna de la laguna de Celestún presenta los almacenes más altos de C, las mayores tasas de captura se identificaron en la zona sur de la RBLP (Tenabo), esto sugiere la importancia que tiene el tiempo que le toma a un ecosistema almacenar C. Probablemente, los bosques de manglar de Celestún son más antiguos, con respecto al de Tenabo, considerando que anteriormente, esta zona específicamente, presentó impactos por la construcción de camaroneras a un costado del sitio de muestreo, por lo que, este bosque podría estar en un proceso de regeneración.

Este estudio pone de manifiesto la necesidad de tomar en cuenta la edad de los bosques en las estimaciones de los almacenes de C, así como la variabilidad intrínseca de estos ecosistemas (tipos ecológicos), pero también considerar la importancia que tiene la certeza de las extensiones de manglar en las estimaciones de captura para la potencial capacidad de mitigación de emisiones que poseen los manglares.

## Conclusiones

Las estimaciones de captura de carbono y almacenes de carbono aéreo en la eco-región Los Petenes-Celestún, conformada por dos ANP en el noroeste de la PY, presentan variabilidad de acuerdo con las condiciones específicas de los sitios de muestreo. Esta variabilidad puede disminuirse incrementando el número de datos locales que robustezcan las estimaciones, además de que en los análisis se debe considerar la edad de los bosques de manglar. Esta información permite tener estimaciones más certeras de la contribución que tienen estos ecosistemas costeros a la contribución determinada a nivel nacional (NDC, por sus siglas en inglés) y a la lucha contra el cambio climático.

## Agradecimientos

Al personal del Laboratorio de Producción Primaria de Cinvestav-Unidad Mérida y de Territorios Vivos México A.C. por su apoyo en el trabajo de campo y análisis de información.



## Literatura citada

- Alongi, D.M. Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation. *Sci* 2020, 2, 67. <https://doi.org/10.3390/sci2030067>
- Erosa-Angulo J., Herrera-Silveira J.A., Caamal-Sosa J.P., Carrillo-Baeza L. y C. Teutli-Hernández. (2016). Potencial de captura de carbono en los manglares en diferentes escenarios ambientales de la Península de Yucatán. En: Paz, F. y R. Torres (editores). 2016. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.
- IPCC (2014). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry, eds J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, et al. (Switzerland: IPCC).
- Kauffman, J. B., and Donato, D. C. (2012). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. Bogor: CIFOR.
- Teutli-Hernández C., Menéndez M., Comín F., y Herrera-Silveira J.A. (2016). Captura de carbono aéreo en una zona de manglar restaurado. En: Paz, F. y R. Torres (editores). 2016. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.
- Trissanti, V. N., Amalo, L. F., Handayani, L. D. W., Nugroho, D., Yuliani, A. R., & Mulyana, D. (2022, November). The estimation of biomass and carbon stocks in mangrove forest ecosystem of Karawang Regency, West Java. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 1109, No. 1, p. 012099). IOP Publishing.
- Xin, K., Yan, K., Gao, C., & Li, Z. (2018). Carbon storage and its influencing factors in Hainan Dongzhangang mangrove wetlands. *Marine and Freshwater Research*, 69(5), 771-779.

## 5.6. Flujos verticales de CO<sub>2</sub> en un manglar de cuenca dominados por la respiración del ecosistema

Valenzuela-Partida Julián<sup>1</sup>; Uuh-Sonda Jorge M.<sup>1,3,\*</sup>; Sánchez-Mejía Zulia M.<sup>1,3</sup>; Figueroa-Espinoza Bernardo<sup>2,3</sup>; Méndez-Barroso Luis A.<sup>1,4</sup> y Yépez Enrico 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., 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 Conahcyt MexFlux

<sup>4</sup>Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, LANRESC

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

### Resumen

Los manglares destacan por la captura y almacén de carbono atmosférico. Existen varios esfuerzos por entender sus almacenes, pero poco se ha estudiado el intercambio vertical del CO<sub>2</sub> (NEE). En el noroeste de Yucatán, desde el 2022 se implementó un sistema de Covarianza de Vórtices, dentro de un manglar de cuenca del Ejido Sisal. Aquí el NEE muestra una dinámica singular: una parte del tiempo presenta valores muy positivos, mientras que en el resto sus valores suelen ser más neutrales o ligeramente negativos, contrario a lo observado en otros manglares donde el NEE muestra una tendencia más negativa, i.e., aquí se presenta un comportamiento de fuente moderada de carbono y no de sumidero. Análisis a las componentes diurnas y nocturnas del NEE, así como un análisis de su distribución considerando diferencias de temperaturas y niveles de inundación, sugieren que el comportamiento netamente positivo es causado por la respiración del ecosistema (Reco), pues los valores más positivos de NEE ocurren cuando se tienen suelos descubiertos y temperaturas elevadas (los meses de sequía). Bajo esta premisa, se realizó una partición de NEE (en productividad primaria bruta GPP, y Reco), con ayuda de redes neuronales. Dicha partición revela que la Reco presenta valores inusualmente elevados, mientras que la GPP muestra valores similares a lo reportado en otro manglar de la región. Este trabajo aporta evidencia de que, la dinámica del NEE en este manglar está dominado por los procesos de la Reco que se ven beneficiados frente a suelos descubiertos y temperaturas elevadas.

**Palabras claves:** *Manglar de cuenca, intercambio neto del ecosistema (NEE), respiración del ecosistema (Reco), covarianza de vórtice, Península de Yucatán.*

### Abstract

Mangroves are notable for their capture and storage of atmospheric carbon. Several efforts have been made to understand their carbon stores, but little has been studied regarding the vertical CO<sub>2</sub> exchange (NEE). In the northwest of Yucatán, since 2022, an Eddy Covariance system has been implemented within a basin mangrove in the Ejido Sisal. Here, NEE exhibits a unique dynamic: at times, it shows very positive values, while at other times, it tends to be more neutral or slightly negative, contrary to what is observed in other mangroves where NEE tends to be more negative, i.e., it shows a moderate carbon source behavior rather than a sink. Analysis of the diurnal and nocturnal components of NEE, as well as an analysis of its distribution considering temperature and flooding levels differences, suggests that this net positive behavior is caused by ecosystem respiration (Reco), as the most positive NEE values occur when there are exposed soils and high temperatures (during the dry months). Based on this premise, a partitioning of NEE (into gross primary productivity GPP, and Reco) was conducted with the help of

neural networks. This partition reveals that Reco shows unusually high values, while GPP shows values like those reported in another mangrove in the region. This work provides evidence that the dynamics of NEE in this mangrove are dominated by Reco processes that are enhanced by exposed soils and high temperatures.

**Keywords:** *Basin mangrove, net ecosystem exchange (NEE), ecosystem respiration (Reco), Eddy Covariance, Yucatán Peninsula.*

## Introducción

Los manglares son ecosistemas de vital importancia debido a los numerosos servicios ecosistémicos que proporcionan. Estos incluyen la mejora de la calidad del agua, la provisión de zonas de refugio y crecimiento para diversas especies de peces, así como la mitigación de inundaciones por huracanes y tormentas, (Bimrah *et al.*, 2022). En complemento, son reconocidos por la notable capacidad para capturar dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) de la atmósfera principalmente en sus sedimentos, lo que los convierte en mitigadores naturales del cambio climático (Alongi, 2020; McLeod *et al.*, 2011). Esta función es esencial en la lucha contra el calentamiento global, al contribuir significativamente a la reducción de los gases de efecto invernadero en el ambiente (Alongi, 2012; Kathiresan, 2021). No obstante, estos valiosos servicios ecosistémicos se encuentran bajo amenaza debido a diversas actividades antropogénicas, tales como la deforestación y la conversión del uso de suelo, las cuales comprometen la integridad y funcionalidad de los manglares (Nordhaus *et al.*, 2019).

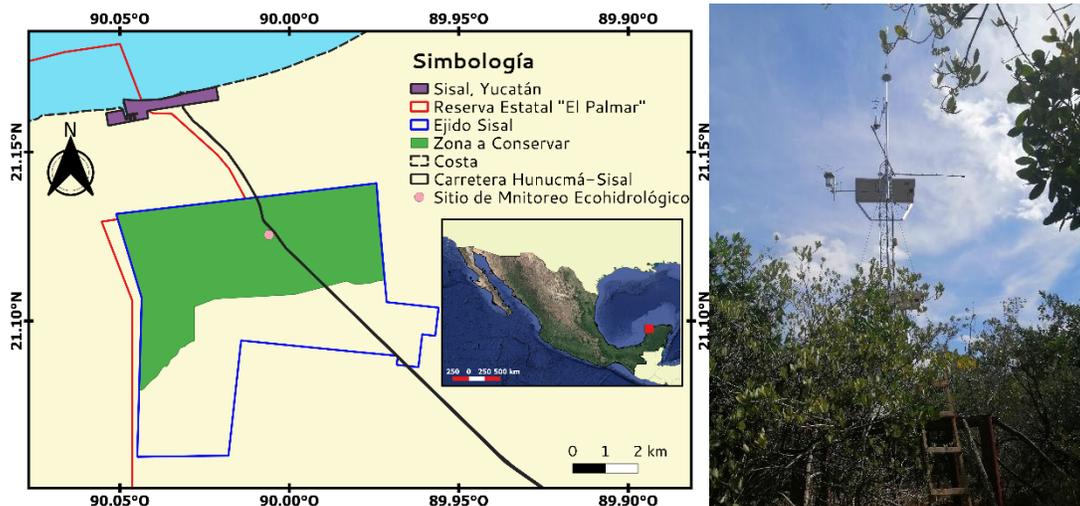


Figura 1. Localización del sitio de estudio (izq.) y torre de flujos instrumentada (der.)

México ocupa el cuarto lugar mundial en extensión de manglares, con aproximadamente el 5.4% de estos ecosistemas a nivel global, de los cuales más de la mitad se encuentran en la Península de Yucatán (Cinco-Castro & Herrera-Silveira, 2020). A pesar de los esfuerzos realizados en las últimas décadas para estudiar los almacenes y flujos horizontales de carbono en estos ecosistemas de la región (Herrera-Silveira *et al.*, 2020), muy poco se conoce acerca de la dinámica de los flujos verticales de carbono en estos ecosistemas, así como del control que las variables meteorológicas ejercen sobre su dinámica estacional e interanual (Alvarado-Barrientos *et al.*, 2021; Uuh-Sonda *et al.*, 2024).

El estudio de los flujos verticales de carbono, no se limita a solo entender la variabilidad del intercambio neto de  $\text{CO}_2$  del ecosistema (NEE, por sus siglas en inglés), sino que también busca entender el comportamiento de las dos componentes que la conforman (Reichstein *et al.*, 2005, Sánchez-Ruiz,

2019): la producción primaria bruta (GPP) y respiración del ecosistema (Reco). Entre las técnicas desarrolladas para la partición del NEE y que han sido utilizadas en sitios con sistemas de covarianza de vórtices (Verduzco et al., 2015; Jia et al., 2020; Uuh-Sonda et al., 2022), destaca la basada en el modelo de regresión de J. Lloyd y Taylor (1994), la 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). Sin embargo, se ha demostrado que dicha técnica no ofrece buenos resultados en ecosistemas con dinámicas hidrológicas de inundación, como en el caso de manglares (Uuh-Sonda et al., 2023b). En este contexto, el presente trabajo se apoya en una herramienta básica de redes neuronales, para poder realizar una partición de NEE, que nos ayude a describir la dinámica peculiar que se observa en la serie temporal del NEE, obtenida con la técnica de Eddy Covariance (EC) en un manglar de cuenca del noroeste del estado de Yucatán, la cual muestra un comportamiento neto de fuente de CO<sub>2</sub> principalmente cuando se está en la época seca del año (Uuh-Sonda et al., 2023a).

## Metodología

### *Sitios de estudio*

El sitio de estudio está ubicada al noroeste de la península de Yucatán, cerca de la comunidad costera de Sisal, en un entorno que marca la transición entre la selva baja y el manglar de cuenca (Figura 1). En dicha zona, perteneciente a una zona de conservación voluntaria del Ejido Sisal, se ha implementado una estación de monitoreo ecohidrológico (21.125°N, 90.006°O), equipada con un sistema de EC (Figura 1) que incluye un anemómetro sónico 3D, un analizador infrarrojo para CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, así como instrumentos biometeorológicos midiendo variables como precipitación, temperatura y humedad el aire, nivel de inundación, radiación, entre otros. Este sitio forma parte del Laboratorio Nacional Conahcyt MexFlux (Alvarado Barrientos et al., 2024). El sitio está rodeado por un manglar de cuenca con presencia de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus*, siendo este último el dominante. La altura promedio del dosel es de 5 metros. Los niveles de inundación máximos rondan los 40 cm sobre el nivel del sedimento bajo un régimen estacional y no de mareas (Uuh-Sonda et al., 2023a). El clima es cálido-seco (BSi (h') W), con un régimen mayoritario de lluvias de verano con precipitación anual promedio de 561 mm y temperatura media anual de 26.1 °C., que pueden oscilar entre máximas promedio de 34°C y mínimas promedio de 18 °C (SMN-CONAGUA, 2024).

### *Análisis de datos de Covarianza de Vórtices*

Se obtuvieron datos del sistema de EC e instrumentos biometeorológicos, cada media hora, entre el 18 de marzo de 2022 y el 20 abril de 2023. Los datos de EC fueron procesados, filtrados, corregidos y analizados de manera estándar (Foken et al., 2012), utilizando el software EddyPro®. Posteriormente, todos los datos (EC y biometeorológicos), fueron tratados y analizados mediante el uso del software MATLAB®, empleando rutinas específicas para la lectura y análisis estadístico. Un primer análisis de las series temporales evaluando la estacionalidad del ecosistema, así como el comportamiento diferenciado entre los periodos de sequía y lluvia, puede ser encontrada en Uuh-Sonda et al., (2023a) y Uuh-Sonda et al., (2024).

Para este trabajo se procedió a realizar un análisis de la distribución de datos utilizando diagramas de boxplot, con el objetivo de comprender cómo la temperatura del aire (TA) y el nivel de inundación (WL) influyen en el valor neto del intercambio de CO<sub>2</sub> del ecosistema (NEE). Este análisis es crucial para determinar en qué condiciones el ecosistema actúa como una fuente o un sumidero de carbono. Para ello se crearon cuatro grupos de factores para agrupar los datos del NEE diario:

- 1) Temperaturas elevadas y suelos inundados (i.e. Temperaturas por encima del promedio y niveles de inundación por encima de la superficie).
- 2) Temperaturas elevadas y suelos descubiertos (i.e. Temperaturas por encima del promedio y niveles de inundación por debajo de la superficie).
- 3) Temperaturas bajas y suelos inundados (i.e. Temperaturas por debajo del promedio y niveles de inundación por encima de la superficie).
- 4) Temperaturas bajas y suelos descubiertos (i.e. Temperaturas por debajo del promedio y niveles de inundación por debajo de la superficie).

Para determinar si lo observado en los datos del NEE es un efecto de la respiración del ecosistema (Reco) y no de la productividad bruta (GPP), este análisis se llevó a cabo separando los datos en diurnos y nocturnos, es decir, aquellos en los que la radiación global (RG) es mayor a cero (diurnos) y aquellos donde la radiación global (RG) es igual a cero (nocturnos). Esto bajo la premisa de que, durante las horas sin luz, la NEE es igual a la Reco, y por ello el comportamiento diferenciado en los grupos nocturnos estará exento de la influencia de la GPP.

### *Partición de la NEE*

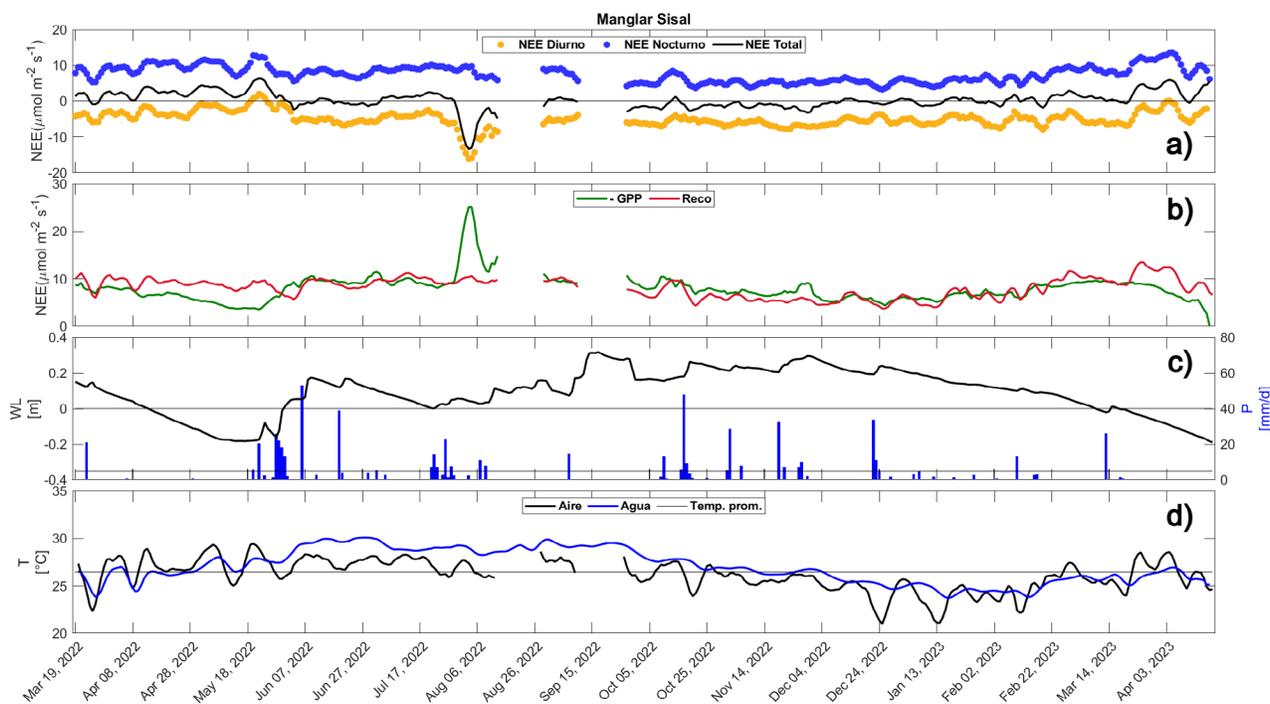
La técnica de EC es de los métodos más empleados en el estudio de flujos verticales en ecosistemas. Sin embargo, esta técnica no es capaz de medir por separado las componentes que conforman el NEE: la Productividad Primaria Bruta (GPP) y la Respiración del ecosistema (Reco). Los métodos más usados en la literatura, que consideran a la temperatura como principal control y que han mostrado un buen desempeño en diversos ecosistemas terrestres, fallan en los manglares (Uuh-Sonda et al., 2023b), donde los niveles de inundación muestra ser un control de la Reco de igual importancia que la temperatura.

Para poder estimar la Reco, se ha empleado una herramienta sencilla de redes neuronales (Neural Network, NN) a través del toolbox “Neural Network Fitting” de Matlab®, el cual emplea el algoritmo de Levenberg-Marquardt (Hagan, 1996) para que una red neuronal se asigne entre un conjunto de datos de entrada, en este caso los dos factores del análisis de boxplot (TA y WL, a escala de 30 min) y un objetivo de salida, i.e. el NEE nocturna a escala de 30 min (como símil de la Reco nocturna). Esta herramienta selecciona al azar un porcentaje de datos (70%) que servirán para entrenar la red neuronal, y el resto de los datos (30%) servirán para evaluar su rendimiento mediante el error cuadrático medio y el análisis de regresión. Toda vez que el algoritmo haya determinado el mejor ajuste entre la NEE nocturna (Reco nocturna) y sus valores respectivos de WL y TA, éste es extrapolado a los datos diurnos de WL y TA para poder determinar la Reco diurna. Finalmente, la GPP es determinada mediante una resta algebraica, toda vez que:  $NEE = R_{eco} + GPP$ . Para evaluar el desempeño de esta partición, la GPP obtenida es comparada con datos independientes de Fluorescencia de Clorofila Inducida por Radiación Solar (SIF) provenientes de la plataforma TROPOMI (TROPOsphere Monitoring Instrument), similar a lo realizado en Uuh-Sonda et al., (2023b).

## **Resultados y Discusión**

La Figura 2a muestra la serie de tiempo del NEE diario y sus componentes diurnos ( $RG > 0$ ) y nocturnos ( $RG = 0$ ). En esa grafica se puede observar, como era de esperarse, que la componente nocturna presentara valores positivos, ya que, a falta de fotosíntesis en las horas de oscuridad, la única componente que domina el flujo vertical es la Reco (definida como positiva al ser un flujo ascendente). Sin embargo, los valores diurnos, si bien en la mayoría de los casos, se muestra como un valor negativo (significando que el flujo descendente de GPP, que es definido negativo, es mayor de forma neta), este se muestra muy poco negativo, indicando que la diferencia entre la GPP y la Reco no es lo suficientemente grande, lo cual conduce a que la NEE total prácticamente varíe, a lo largo del tiempo, entre valores muy cercanos a cero y valores positivos. Este comportamiento contrasta con lo observado en estudios previos en

ecosistemas similares de la región, pues en un manglar de cuenca de Puerto Morelos, Quintana Roo se reportaron valores de NEE diurnos y nocturnos más negativos (Alvarado-Barrientos et al., 2021). En este estudio la NEE nocturna varía alrededor de los  $10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , mientras que en el de Quinta Roo varía alrededor de los  $5 \text{ a } 10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Por su parte los valores diurnos de NEE en este estudio se muestran alrededor de los  $-5 \text{ a } 10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , mientras que en Puerto Morelos rondan los  $-10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .



**Figura 2.** Series de tiempo obtenidas en el sitio. a) NEE diaria total y sus componentes diurnas y nocturnas, b) Partición de NEE en sus componentes GPP y Reco, c) Precipitación diaria y nivel de inundación diaria (los niveles de superficie y fondo están señalados), d) Temperatura del aire y Temperatura del agua (la temperatura del aire promedio diaria esta señalada).

Como se ha hecho énfasis en Uuh-Sonda et al. (2023a) y Uuh-Sonda et al. (2024), la dinámica de los niveles de inundación (WL) en este sitio controla el comportamiento general de la NEE, pues se puede observar que cuando el WL desciende por debajo del nivel de sedimento (que ocurre en la época seca del año, Figura 2c), la NEE total presenta valores más positivos (Figura 2a), comportándose como una fuente de carbono, mientras que con la llegada de las lluvias y el aumento de la WL, el NEE tiende a descender hacia valores más neutrales o negativos, haciendo que el ecosistema se comporte de forma neta como un ligero sumidero de carbono. De la Figura 2d se puede ver las temperaturas del sitio presentan un comportamiento dual, donde las temperaturas mayores al promedio ( $26 \text{ }^\circ\text{C}$ ) ocurren en la primavera y verano, mientras que las temperaturas más bajas se presentan en el otoño e invierno. Este comportamiento indica que, a medida que el nivel de inundación disminuye y las temperaturas aumentan, el NEE se vuelve más positivo. Dicho comportamiento queda más evidente en la gráfica de la Figura 3. Aquí se observa la separación de los componentes diurnos y nocturnos del NEE según la temperatura (por encima y por debajo del promedio) y el nivel de inundación (por encima y por debajo del nivel del sedimento). Tanto en las condiciones diurnas como nocturnas, un aumento en la temperatura junto con un descenso de los niveles de inundación se corresponde con un incremento positivo, muy significativo, en los valores del NEE. Llama la atención que el comportamiento diurno y nocturno presenta el mismo patrón, lo cual es un indicio de que la dinámica de la NEE estaría mayormente influenciada por el comportamiento de la Reco, la cual estaría presentando valores inusualmente elevados.

Lo anterior puede probarse al analizar la serie de tiempo de la partición obtenida con el modelo de redes neuronales. La Figura 2b, muestra que efectivamente la Reco domina el flujo vertical neto, en los meses de sequía cuando los niveles de inundación suelen ser bajos haciendo que los suelos queden descubiertos y las temperaturas más elevadas, propiciando las condiciones idóneas para aumentar los procesos de respiración del suelo toda vez que ya no se tienen los ambientes anóxicos cuando los sedimentos se encontraban inundados. Por otro lado, en el periodo de lluvias, los suelos reciben un gran aporte de agua dulce, aumentando los niveles de inundación, probablemente disminuyendo el estrés por salinidad lo que ayudaría al consumo de las plantas, haciendo que la GPP crezca en magnitud hasta igualar o ligeramente sobrepasar a la Reco, decayendo finalmente hacia los meses de sequía. El valor anual de GPP para este ecosistema ( $2,664.3 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) es similar a lo reportado en el manglar de cuenca de la Puerto Morelos ( $2,473 \pm 318 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , Alvarado-Barrientos et al., 2021), por lo que podría descartarse de que el comportamiento de fuente se deba a una disminución de la productividad de ecosistema. Por otro lado, el valor anual de la Reco ( $2,717.7 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) se muestra muy elevado (comparando con los  $1,762 \pm 318 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  en Alvarado-Barrientos et al., 2021) y similar en magnitud a la de la GPP, siendo entonces la razón de tener una NEE más positiva y con comportamiento de fuente de carbono ( $53.4 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ) en comparación a lo observado en el sitio de Puerto Morelos ( $-711 \pm 317 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , Alvarado-Barrientos et al., 2021).

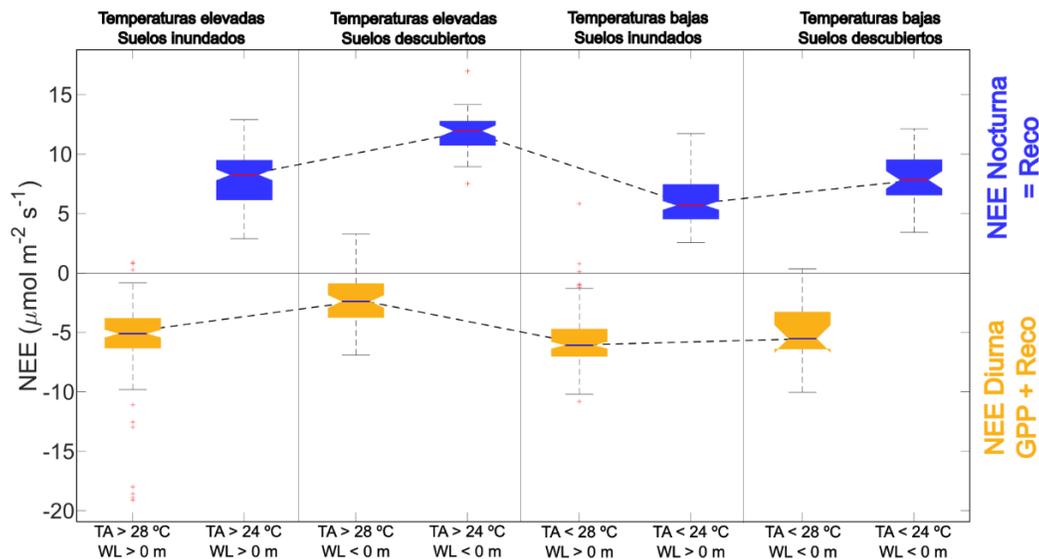


Figura 3 Boxplot de distribución de datos diarios de NEE, agrupado según su temperatura (TA) y nivel de inundación (WL), tanto para los momentos de luz (diurno, donde la NEE está influenciada por ambas componentes GPP y Reco), como para los momentos de oscuridad (nocturno, donde la NEE es prácticamente Reco).

## Conclusiones

En el manglar del Ejido Sisal, al noroeste de Yucatán, se ha observado que el intercambio neto del ecosistema (NEE) exhibe un comportamiento inusual comparado con otros manglares. Mientras que en los manglares se espera que el NEE tienda a ser negativo, indicando un papel predominante como sumidero de carbono, en este caso, el NEE muestra valores mayormente positivos, lo que sugiere un comportamiento de fuente moderada de carbono. Los análisis indican que este comportamiento positivo del NEE está asociado principalmente a la respiración del ecosistema (Reco), que muestra valores inusualmente positivos durante los periodos de sequía, cuando los suelos están descubiertos y las temperaturas son altas. La partición de NEE en productividad primaria bruta (GPP) y Reco, apoyada por redes neuronales, confirma que la Reco está significativamente elevada, mientras que la GPP sigue patrones similares a otros manglares de la región. Este estudio proporciona evidencia de que, en el

contexto de este manglar, la dinámica del NEE está dominada por los procesos de la Reco, los cuales se ven favorecidos por las condiciones de suelos descubiertos y temperaturas elevadas.

## 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. También agradecemos el apoyo del PINCC-UNAM 2020. El segundo 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 2024-38).

## Literatura Citada

- Alongi, D. M., (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management*, 3:3, 313-322.
- Alongi, D. M. (2020). Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation (Version 1). *Sci*, 2(3), 57. <https://doi.org/10.3390/sci2030057>
- Alvarado-Barrientos, M. S., López-Adame, H., Lazcano-Hernández, et al. (2021). Ecosystem-atmosphere exchange of CO<sub>2</sub>, water, and energy in a basin mangrove of the northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *JGR Biogeosc.*, 126, e2020JG005811.
- Alvarado Barrientos, S., Flores, D., Hinojo Hinojo, C., Sánchez-Mejía, Z. M., Yépez, E. A., Cervantes-Jiménez, M., Pérez Ruiz, E. R., Tarin, T., Villarreal, S., Cueva, A., González del Castillo, Ma. E., Delgado, J., Bullock, S., & Holwerda, F. (2024, June). Conoce al Laboratorio Nacional Conahcyt MexFlux. *La Crónica*, 3–4. <https://www.cronica.com.mx/academia/conoce-laboratorio-nacional-conahcyt-mexflux-1.html>
- Bimrah, K., Dasgupta, R., Hashimoto, S., Saizen, I., & Dhyani, S. (2022). Ecosystem services of mangroves: A systematic review and synthesis of contemporary scientific literature. *Sustainability*, 14(19), 12051.
- Cinco-Castro, S., & Herrera-Silveira, J. (2020). Vulnerability of mangrove ecosystems to climate change effects: The case of the Yucatan Peninsula. *Ocean & coastal management*, 192, 105196.
- Foken, T., Leuning, R., Oncley, S. R., et al. (2012). Corrections and data quality control. In M. Aubinet, et al. (Eds.), *Eddy covariance: A practical Guide to measurement and data analysis*. Springer Atmospheric Sciences.
- Hagan, M.T., H.B. Demuth, and M.H. Beale (1996), *Neural Network Design*, Boston, MA: PWS Publishing.
- Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cardenas, M.A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., et al. (2020). Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ* 8:e8790 <https://doi.org/10.7717/peerj.8790>
- Jia, X., Mu, Y., Zha, T., Wang, B., Qin, S., & Tian, Y. (2020). Seasonal and interannual variations in ecosystem respiration in relation to temperature, moisture, and productivity in a temperate semi-arid shrubland. *Science of the Total Environment*, 709, 136210.
- Kathiresan, K. (2021). Mangroves: types and importance. *Mangroves: ecology, biodiversity and management*, 1-31.
- Lloyd, J., & Taylor, J. A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional ecology*, 315-323.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO<sub>2</sub>. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Nordhaus, I., Toben, M., & Fauziyah, A. (2019). Impact of deforestation on mangrove tree diversity, biomass and community dynamics in the Segara Anakan lagoon, Java, Indonesia: A ten-year perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, 106300.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., ... & 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.
- Sánchez-Ruiz, S. (2019). Simulación de flujos de carbono terrestres mediante teledetección y modelización de ecosistemas. *Revista de Teledetección*, (53), 87-91.
- SMN-CONAGUA. (11 de febrero de 2024). Servicio Meteorológico Nacional-Comisión Nacional del Agua: Normales Climatológica por Estado. <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado>.
- Uuh-Sonda, J. M., Figueroa-Espinoza, B., Gutiérrez-Jurado, H. A., & Méndez-Barroso, L. A. (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., Sánchez-Mejía, Z., Figueroa-Espinoza, B. (2023a). Análisis de flujos ecohidrológicos ecosistema-atmósfera en un manglar de la Península de Yucatán. A. Aguilar, E. Yépez, J. García, J. Torres, J. Arreola, R. Barraza y Z. Sánchez (Comp.). *Memorias del VI. Congreso Mexicano de Ecosistemas de Manglar*. (pp. 56). México: ITSON
- Uuh-Sonda, J. M., Méndez-Barroso, L., Sánchez-Mejía, Z., Yépez-González E., Figueroa-Espinoza, B. (2023b). Evaluación de la partición del intercambio neto del ecosistema en sitios subtropicales mediante datos SIF. En Hernández Ayón J. M.; Bolaños González M. A.; Norzagaray López C. O.; Coronado Álvarez L. e Ibarra Alonso P. (Editores). *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.
- Uuh-Sonda, J. M., Sánchez-Mejía, Z., Méndez-Barroso, L. Figueroa-Espinoza, B. (2024). Patrones diurnos del intercambio neto del ecosistema en dos manglares mexicanos de regiones bioclimáticas contrastantes. Aceptado en *Revista Madera y Bosques*. En prensa.
- Verduzco, V. S., Garatuzza-Payán, J., Yépez, E. A., Watts, C. J., Rodríguez, J. C., Robles-Morua, A., & Vivoni, E. R. (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.

## 5.7. Producción de biomasa bacteriana autótrofa y heterótrofa en columna de agua de la Laguna de Sontecomapan, Veracruz

Ángeles-Vázquez José R.<sup>1</sup>; Ferrara-Guerrero María J.<sup>1,\*</sup>; Marc Pagano<sup>2</sup>; Figueroa-Torres María G.<sup>3</sup> y Capetillo-Colín Fernando<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ecología Microbiana, Departamento el Hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CDMX.

<sup>2</sup>Mediterranean Institute of Oceanography Campus de Luminy. 163 Avenue de Luminy, 13288 Marseille, France.

<sup>3</sup>Laboratorio de Ficología y Fitofarmacología, Departamento el Hombre y su ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, Coyoacán, CDMX.

\*Autor para correspondencia: mj.ferraguerrero@gmail.com

### Resumen

Existen pocas investigaciones abordan la importancia de los microorganismos (<2  $\mu\text{m}$ ) en el enriquecimiento de la columna de agua y los sedimentos con carbono orgánico, así como el papel de éstos en la estructura y fertilidad de los ecosistemas acuáticos. El picoplancton, tanto autótrofo como heterótrofo, juega un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y su actividad modifica la química del sistema, con el propósito de contribuir al conocimiento sobre el papel ecológico del picoplancton a la producción de carbono orgánico, se determinó la biomasa bacteriana heterótrofa (BBH) y fotoautótrofo (BPA) en relación a los cambios estacionales en diez sitios de la laguna de Sontecomapan ubicada en el estado de Veracruz. La biomasa se calculó por conteo directo por tinción con el fluorocromo DAPI (4'-6-Di-aminido-2-phenyl-indol), para calcular el biovolumen se utilizó un microscopio de epifluorescencia (Olympus Bimax60) y por autofluorescencia para el el picoplancton autótrofo, las formas nitrogenadas y fosfatadas se determinaron por técnicas colorimétricas, se midió *in situ* el pH, temperatura, profundidad, transparencia y salinidad y para conocer la influencia de estas variables sobre la BBH y BBA se realizó un análisis multivariado de correlación. La temperatura, O<sub>2</sub>, pH, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y de PO<sub>4</sub><sup>2+</sup> y la transparencia fueron las variables que contribuyeron a la elevada BBH y BBA, las concentraciones de biomasa en la laguna fue superior en todas las temporadas con los reportado para este tipo de ecosistemas costeros y en ambientes marinos oligotróficos, por lo que este ecosistema juega un papel ecológico como reservorio de C reducido en biomasa bacteriana y participar en transferencia de materia y energía contribuyendo al enriquecimiento de nutrientes orgánicos e inorgánicos a ecosistemas marinos oligotróficos.

**Palabras clave:** *Laguna costera; bacteria; epifluorescencia; picoplancton.*

### Abstract.

There is little research addressing the importance of microorganisms (<2  $\mu\text{m}$ ) in enriching the water column and sediments with organic carbon, as well as their role in the structure and fertility of aquatic ecosystems. Picoplankton, both autotrophic and heterotrophic, plays a fundamental role in the functioning of aquatic ecosystems, and its activity modifies the chemistry of the system, with the purpose of contributing to the knowledge about the ecological role of picoplankton in the production of organic carbon, heterotrophic bacterial biomass (BBH) and photoautotrophic bacterial biomass (BPA) was determined in relation to seasonal changes in ten sites of the Sontecomapan lagoon located in the state of Veracruz. The biomass was calculated by direct counting by staining with the fluorochrome DAPI (4'-6-Di-aminido-2-phenyl-indole), to calculate the biovolume an epifluorescence microscope (Olympus Bimax60) was used and by autofluorescence for the biovolume was used to calculate the biomass. a multivariate correlation analysis. Temperature, O<sub>2</sub>, pH, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and PO<sub>4</sub><sup>2+</sup> and transparency were the

variables that contributed to the high BBH and BBA, the concentrations of biomass in the lagoon were higher in all seasons than those reported for this type of coastal ecosystems and in oligotrophic marine environments, so this ecosystem plays an ecological role as a reservoir of C reduced in bacterial biomass and participates in the transfer of matter and energy contributing to the enrichment of organic and inorganic nutrients to oligotrophic marine ecosystems.

**Keywords:** *Coastal lagoon; bacteria; epifluorescence; picoplankton.*

## Introducción

El picoplancton, tanto autótrofo como heterótrofo, juega un papel fundamental en la estructura biológica en los ecosistemas acuáticos su tamaño oscila entre 0.2 y 2  $\mu\text{m}$  y las bacterias heterótrofas (BH) importantes en el reciclamiento del carbono no suelen ser mayores de 0.8  $\mu\text{m}$  (Stockner y Antia, 1986; Weisse, 1993). Así, las células procariotas, por pequeñas que sean, constituyen la mayor proporción de biomasa sobre la Tierra y son reservas de nutrientes esenciales para la vida (Miravet *et al.*, 1993; Mendoza *et al.*, 2002; Madigan *et al.*, 2015). Según Pomeroy (1974) aunque parte de la materia orgánica se pierde como  $\text{CO}_2$  durante la mineralización, una parte importante de ella regresa de nuevo a la cadena trófica como parte de la biomasa del bacterioplancton, al mismo tiempo la actividad metabólica de estos microorganismos pone a disposición de los microorganismos autótrofos otros nutrientes como el nitrógeno, fósforo, azufre y hierro. Por lo que, si bien las bacterias continúan teniendo como principal papel ecológico la degradación de la materia orgánica, su contribución en cuanto a carbón microbiano puede ser, en algunas lagunas costeras y estuarios, tan significativa como la biomasa de los productores primarios (Montaño, 1997).

De acuerdo a la mayoría de los expertos, gran parte de la materia orgánica presente en los suelos es de origen vegetal; sin embargo, de acuerdo con Miltner *et al.* (2012) y Schurig *et al.* (2013) los residuos de la biomasa bacteriana se han identificado como una fuente significativa de la materia orgánica (MO) del suelo, especialmente por la composición de las paredes celulares bacterianas y de los hongos que al acumularse en cantidades considerables permitiendo la formación de agregados y el almacenamiento de carbono.

En México los estudios sobre la biomasa bacteriana y sobre los parámetros físicos y químicos que delimitan su producción son escasos, las investigaciones se han basado en estudiar su abundancia y diversidad. Con el propósito de complementar la información que se tiene sobre la contribución del picoplancton a la producción de carbono, en este estudio se determinó la biomasa bacteriana heterótrofa (BBH) y del picopláncton fotoautótrofo (BPA) en relación a los cambios estacionales de las condiciones del medioambiente de la laguna de Sontecomapan ubicada en el estado de Veracruz.

## Materiales y métodos

### *Zona de estudio*

En la laguna de Sontecomapan existen diversos afluentes distribuidos en diferentes puntos de la laguna que aportan agua dulce; el efecto de los ríos está estrechamente relacionado con las condiciones y variaciones climáticas de la región, que son del tipo cálido-húmedo con lluvias en verano y parte del otoño. La salinidad está determinada por la mezcla de agua marina que penetra por los estratos inferiores de la columna de agua, con una mayor influencia en temporada de secas y el agua dulce de arroyos y ríos que se incrementa principalmente en época de lluvias. Por lo que se observa un gradiente de salinidad decreciente de la barra hacia la zona sur donde se encuentra la desembocadura del río Coscuapan, su variación anual es de a 22 UPS (González *et al.*, 1994; Calderón, 1996).

Se realizaron cuatro muestreos en los meses de enero (época de “Nortes”), marzo (época de secas) y septiembre (época de lluvias) de 2009 y enero 2010 (época de “Nortes”) en 10 estaciones ubicadas al interior de la laguna: 1) Costa Norte, 2) Punta Levisa, 3) El Cocal, 4) río La Palma, 5) El Real, 6) arroyo La Boya, 7) río El Sábalo, 8) río Basura, 9) estero El Fraile, y 10) El Chancarral. Las zonas de muestreo fueron elegidas a partir de las zonas de descargas de agua dulce de los ríos y arroyos, de la entrada de agua de mar y el impacto antrópico (Figura 1).

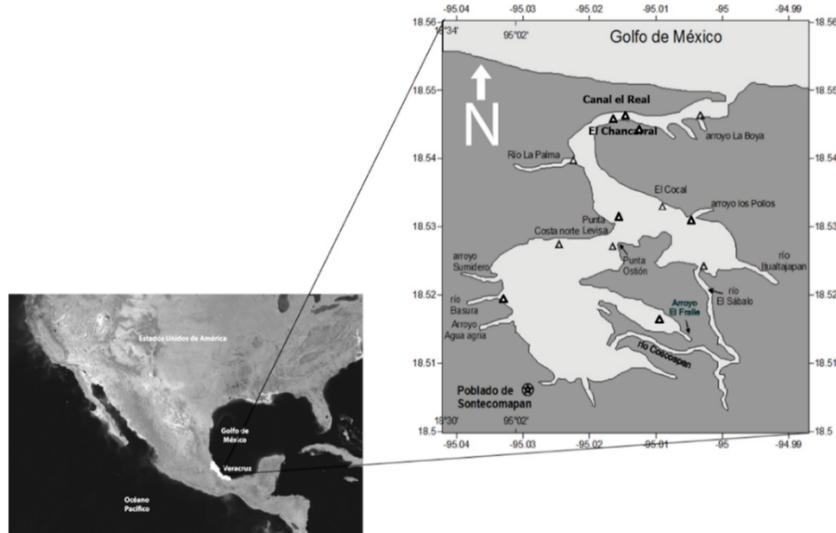


Figura 1. Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo

#### *Procedimiento de muestreo y análisis en columna de agua.*

Las muestras de agua fueron tomadas con una botella Van Dorn horizontal de un litro. La temperatura del agua fue medida con un termómetro de cubeta (-20 a 110°C), la profundidad y transparencia con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro, la salinidad y conductividad con una sonda YSI, el oxígeno disuelto se midió por la técnica de Winkler (Aminot y Chaussepied, 1983), y el pH con un potenciómetro de campo (Termo Orion 250+).

Las muestras de agua fueron filtradas (membranas Whatman GF/F, con tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ ) y congeladas (-18°C) hasta el análisis de los nutrientes disueltos. El nitrógeno inorgánico disuelto ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ) y el ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{2+}$ ) fueron analizados de acuerdo a las técnicas espectrofotométricas propuestas por Amminot y Chaussepied (1983). Para cuantificar la clorofila-*a* por el método espectrofotométrico de Lorenzen (1967), se filtraron 250 mL de agua de superficie y fondo con membranas Whatman GF/F de 0.7  $\mu\text{m}$  de poro y acetona al 90% para la extracción de los pigmentos (Srickland y Parson, 1972).

Para el análisis de la densidad del PPA y BH se almacenaron 18 mL de agua de superficie y fondo sin filtrar, en frascos estériles conteniendo 2 mL de formaldehído al 20% saturado con borato y mantenidos en refrigeración (4°C) en la oscuridad hasta su procesamiento. Para el cálculo de la biomasa se filtraron 2 mL a través de membranas de policarbonato negras (Nucleopore) de 0.2  $\mu\text{m}$  de poro, las células bacterianas y el picoplancton fotoautótrofo fueron contadas después de tinción con el fluorocromo DAPI (4'-6-Di-aminido-2-phenyl-indol), las membranas fueron montados en un porta objetos con aceite de inmersión no fluorescentes (Olympus d=1), la abundancia fue determinada en un microscopio de epifluorescencia (Olympus Bimax60) equipado con una lámpara de Hg de 100-W y un cubo con filtro excitación WU Olympus de luz violeta (358-461 nm) y un filtro de excitación azul SWB Olympus (406-650 nm) para la clorofila-*a* (Herbert, 1990; Macissac y Stockner, 1993). Para calcular el número de

células y biomasa, el barrido de los portaobjetos (a x 1000 aumentos) fue primero revisado para captar la señal fluorescente azul del DAPI para contar el bacterioplancton, y después para la autofluorescencia de la clorofila-a (usando los filtros de excitación respectivos) para determinar el número de células y biomasa fue a partir del promedio del número de células y el volumen de la muestra (x 0.9 debido a la dilución durante la preservación de la muestra), usando la siguiente ecuación:

$N = \text{número de células mL}^{-1}$

$n = \text{media del número de células en 20 campos contados}$

$d = \text{factor de dilución}$

$10/9 = \text{corrección debida al formaldehído}$

La abundancia celular fue convertida a biomasa ( $\mu\text{g C L}^{-1}$ ) usando una constante como factor de conversión basado en la literatura para sistemas lagunares (1.5  $\text{fgC cel}^{-1}$  para el agua de superficie y 2.4  $\text{fgC cel}^{-1}$  en agua de fondo y sedimento) (Lee y Furman, 1987; Torreton, 1991) y el volumen celular medio (Aparicio *et al.*, 2010).

#### *Distribución espacial de la biomasa y análisis estadístico.*

Para analizar la influencia de las variables físicas y químicas sobre la producción de BBH, BPPA y BPBA en el agua de superficie, fondo y sedimentos superficiales en los dos ecosistemas estudiados se realizó un análisis multivariado de correspondencia canónica que incluyó 27 variables físicas y químicas, por medio del programa MVSP 3.22® (Kovach 1999), utilizando el loge para la transformación de los datos y la regla de Kaiser para la extracción.

## **Resultados y discusión**

### *Perfil físico-químico*

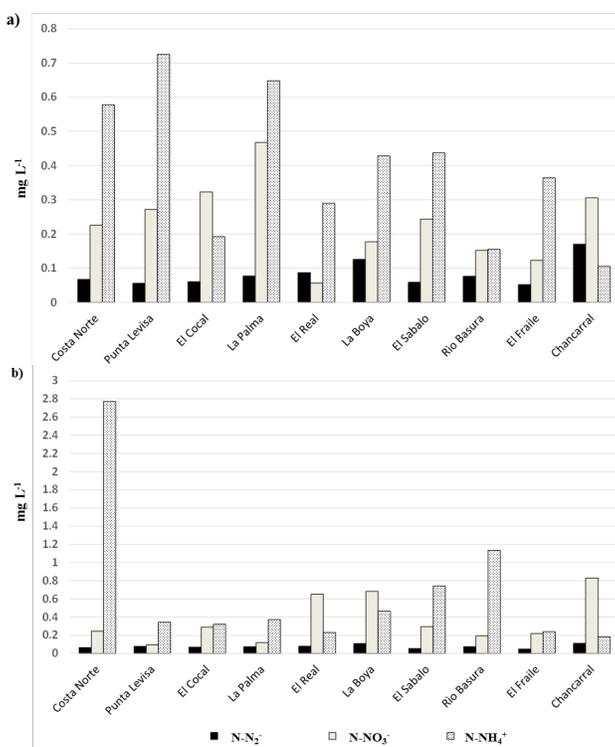
Se pudo observar que los valores de  $\text{O}_2$  disuelto en la columna de agua fue mayor a 3.9 (Cuadro 1) en las diferentes temporadas, estos niveles de oxigenación, de acuerdo a Ruvalcaba *et al.* (2023), proveen de  $\text{O}_2$  tanto a las organismos aerobios y microorganismos que pueden contribuir en la degradación y de reintegrar de materia y energía en el ecosistema sin agotar el  $\text{O}_2$  disuelto. El pH se mantuvo neutro en la mayoría de las temporadas, lo que puede favorecer la solubilidad y la biodisponibilidad de sustancias químicas como el Fósforo, Nitrógeno y Carbono y metales pesados (plomo, cobre, cadmio, etc.). Generalmente, la habilidad de los organismos acuáticos para completar un ciclo de vida disminuye grandemente a medida que el pH es mayor de 9 o menor de 5. Los ecosistemas costeros tienen buen amortiguamiento, ya que en general presentan niveles entre 6.5 y 7.5 (Navarro, 2017).

La temperatura cercana a los  $27^\circ\text{C}$  favorece el crecimiento bacteriano por lo que acelera el metabolismo que acelera procesos de oxidación de moléculas orgánicas, la temperatura en columna de agua fue superior a  $23.7^\circ\text{C}$  lo que pudo favorecer estos procesos (Cuadro 1) (Ramos y Zúñiga, 2008).

**Cuadro 1. Valores promedio sobre la variación de algunos parámetros físicos y en agua de superficie y fondo en las distintas temporadas muestreadas ( $\bar{x} \pm SD$ ).**

Temporada	Temperatura superficie (°C)	Temperatura fondo (°C)	pH superficie	pH fondo	Salinidad superficie (UPS)	Salinidad fondo (UPS)	O <sub>2</sub> Superficie (mg L <sup>-1</sup> )	O <sub>2</sub> Fondo (mg L <sup>-1</sup> )
J-1	23.9 ± 1.27	23.7 ± 1.01	7.4 ± 0.24	7.1 ± 0.41	2.16 ± 3.42	5.58 ± 7.88	3.9 ± 1.01	5.58 ± 1.0
m	24.3 ± 1.04	24.9 ± 1.02	7.3 ± 0.43	7.3 ± 0.25	17.88 ± 9.9	24.48 ± 1.1	5.63 ± 0.56	5.44 ± 1.3
s	24.9 ± 1.69	25.6 ± 1.19	7.3 ± 0.3	7.3 ± 0.17	17.88 ± 9.9	22.48 ± 10	5.61 ± 0.54	5.46 ± 1.3
J-2	24.55 ± 1.3	25.59 ± 2.58	8.0 ± 0.52	7.6 ± 0.54	28.7 ± 2.1	11 ± 8.58	4.81 ± 1.22	4.71 ± 1.4

Con respecto a las concentraciones promedio de nitrógeno en forma de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en las diferentes temporadas, se observó que el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue mayor en la mayoría de las estaciones con respecto a las concentraciones de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tanto en el agua de superficie y fondo (Figura 2), siendo las estaciones Costa Norte, el Real, la Boya, el Sábalo y el Chancarral a aquellas con más concentración de estos nutrientes.


**Figura 2. Promedios de las concentraciones de compuestos de nitrógeno en las diez estaciones estudiadas en el agua de superficie (a) y agua de fondo (b).**

Las concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno en la columna de agua variaron según la temporada de muestreo, en septiembre y marzo (s, m) el nitrógeno el nitrógeno y fósforo total no varían considerablemente, sin embargo se observó que en las temporadas de nortes que corresponde a enero 2009 y enero 2010 (JJ-1, J-2) el fósforo aumento considerablemente teniendo concentraciones promedio en la columna de agua de 6.22 y 4.32 mg L<sup>-1</sup> respectivamente (Figura 3).

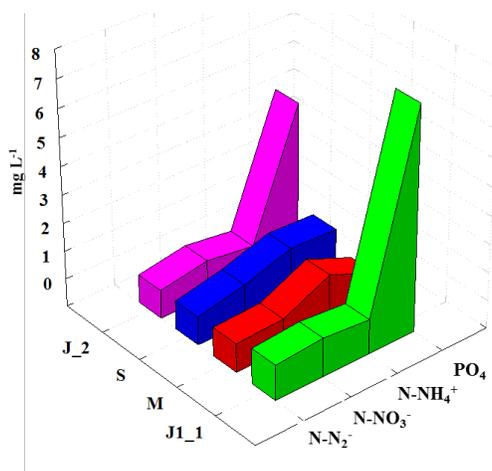
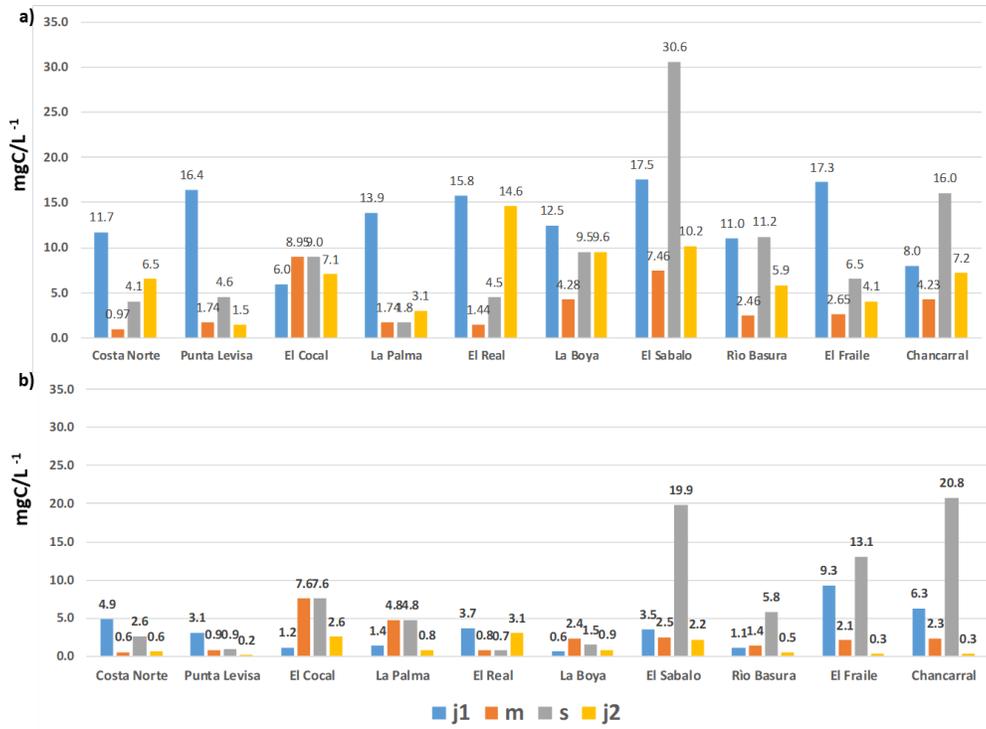


Figura 3. Concentraciones de formas nitrógeno y fósforo total en la columna de agua en las diferentes temporadas estudiadas.

Es reconocido que el enriquecimiento por nitrógeno y fósforo, es el principal responsable de las modificaciones en el estado trófico de los ecosistemas costeros; de acuerdo a Howarth *et al.* (2014) los niveles de formas de N y P se encuentran dentro de los valores esperados en ecosistemas acuáticos costeros, y aunque se presentó variabilidad entre estos si concentración puede estar fertilizando las aguas y promoviendo el crecimiento del fitoplancton (López *et al.*, 2017).

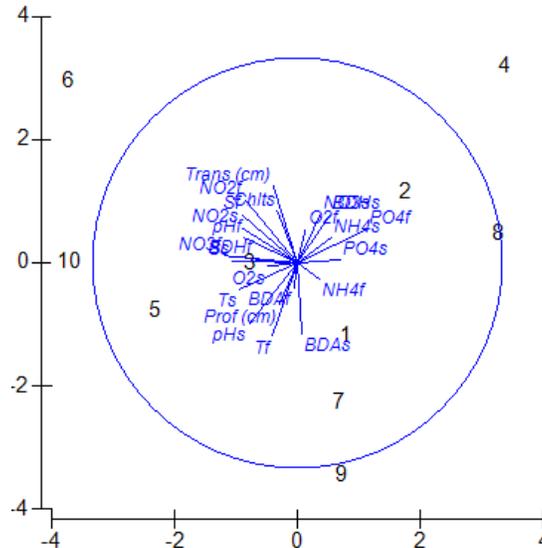
El promedio de la biomasa bacteriana heterótrofa en la columna de agua fue superior ( $12.3 \text{ mgC L}^{-1}$ ) que la biomasa autótrofa ( $4.27 \text{ mgC L}^{-1}$ ) (Figura 4), también se pudo observar que en la temporada de lluvias (julio y septiembre) la biomasa autótrofa es mayor que en la temporada de secas (marzo); estos valores difieren de las investigaciones de Gasol *et al.* (2003) que reporta que los ecosistemas eutróficos como los ecosistemas costeros o lagos urbanos tienden a ser autótrofos, mientras que de acuerdo con Biddanda y Benner (1997), los ecosistemas oligotróficos tienden a ser heterótrofos. Los valores obtenidos de biomasa bacteriana heterótrofa son significativos de acuerdo a lo reportado por Reyes (2017) quien reporta para la columna de un lago urbano hipertrófico valores de  $1.99 \text{ mgC L}^{-1}$ .

Por lo anterior la laguna de Sontecomapan juega un papel ecológico como reservorio de biomasa bacteriana; las poblaciones heterótrofas al mineralizar la materia orgánica participan en la transferencia de materia y energía y nutren a ecosistemas marinos oligotróficos, de igual manera son un recurso de carbono orgánico en las redes tróficas detritívoras particularmente para los bacterívoros (Biddanda *et al.*, 2001).



**Figura 4. Concentraciones de biomasa heterótrofa (a) y autótrofa (b) en la columna de agua en los diferentes sitios de estudio y en las diferentes temporadas estudiadas.**

Las variables ambientales que contribuyeron positivamente a la producción de biomasa heterótrofa y autótrofa según el análisis multivariado (Figura 5) fueron para la comunidad bacteriana autótrofa, lo anterior debido a que la temperatura superior a los 23.5°C, pH neutro y la transparencia superior a 0.96 cm, los microorganismos mesófilos aceleran su metabolismo por encima de los 14°C (Staley y Gosink, 1999), Un pH neutro favorece el crecimiento microbiano ya que las enzimas no se inactivan por valores altos o bajos de pH (Miravet, 2003), por otro lado, la transparencia en las zonas menos profundas es probable que permitiera la entrada de luz, fuente de energía para los autótrofos.



**Figura 5. Relaciones entre las variables físicas y químicas con la producción de biomasa heterótrofa y autótrofa en la columna de agua.**

Las variables ambientales que favorecieron la producción bacteriana heterótrofa fue el  $O_2$  ( $\geq$  a  $4.81 \text{ mg L}^{-1}$ ) y las altas concentraciones de compuestos de nitrógeno particularmente el  $NH_4^+$  y los fosfatos. Para las bacterias heterótrofas aerobias el  $O_2$  disuelto es un elemento imprescindible, condiciona absolutamente su desarrollo, ya que es necesario para la producción de energía, es el aceptor de electrones final en el proceso de respiración aerobia (Madigan *et al.*, 2004). Los cationes de  $NH_4^+$  y de  $PO_4^{2+}$ , intervienen en algunas reacciones a nivel celular, aún en concentraciones trazas, acelerando reacciones catalíticas enzimáticas y reacciones bioquímicas de fosforilación, estos compuestos se encuentran presentes en las aguas costeras en diferentes proporciones (Smith y Smith, 1998).

## Conclusiones

- La temperatura,  $O_2$ , pH,  $NH_4^+$  y de  $PO_4^{2+}$  y la transparencia fueron las variables que contribuyeron a la elevada producción de biomasa autótrofa y heterótrofa.
- A pesar de que se ha documentado que laguna se encuentra en un estado que va de eutrófico a hipertrófico, los niveles de formas de N y P se encuentran dentro de los valores esperados en ecosistemas acuáticos costeros, y aunque se presentó variabilidad entre estos si concentración puede estar fertilizando las aguas y promoviendo el crecimiento del fitoplancton.
- Los niveles de producción de biomasa heterótrofa y autótrofa en la laguna de Sontecomapan fue superior en todas las temporadas con los reportado para este tipo de ecosistemas costeros y en ambientes marinos oligotróficos.
- Laguna de Sontecomapan juega un papel ecológico como reservorio de C reducido en biomasa bacteriana; las poblaciones heterótrofas al mineralizar la materia orgánica participan en la transferencia de materia y energía y nutren a ecosistemas marinos oligotróficos, de igual manera son un recurso de carbono orgánico en las redes tróficas detritívoras particularmente para los bacterívoros.

## Literatura citada

- Aminot, A. and M. Chaussepied. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO. Brest, France. 395 p.
- Aparicio-Osorio, O., M. J. Ferrara-Guerrero., J. Aldeco y M. G. Figueroa-Torres. 2010. Producción del carbono del bacteriobentos fotótrofo en las biopelículas sedimentarias de una laguna costera del sur del Golfo de México. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente* 10(20):103-119.
- Biddanda, B. and R. Benner. 1997. Major contribution from mesopelagic plankton to heterotrophic metabolism in the upper ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 44(12):2069-2085. DOI: 10.1016/S0967-0637(97)00045-9.
- Biddanda, B., M. Ogdahl and J. Cotner. 2001. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnology and Oceanography* 46(3):730-739. DOI: 10.4319/lo.2001.46.3.0730.
- Calderon-Vega, J. I. 1996. Crecimiento de la jaiba azul, *Callinectes sapidus* y de la jaiba prieta *Callinectes rathbunae*, en la Laguna de Sotecomapan, Veracruz. Tesis Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 70 p.
- Gasol, J. M., P. A. del Giorgio and C. M. Duarte. 2003. Biomass distribution in marine planktonic communities. *Limnology and Oceanography* 42(6):1353-1363. DOI: 10.4319/lo.1997.42.6.1353.
- González-Fierro, A., A. Vázquez-Botello., S. Villanueva-Fragoso, y G. Ponce-Vélez. 1994. Presencia de metales en sedimentos recientes y organismos de la laguna Sotecomapan, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 4(1-2):35-43.
- Herbert, R. A. 1990. Methods for enumerating microorganisms and determining biomass in natural environments. In: Grigorova, R. and J. R. Norris (eds.). *Methods in Microbiology* Vol. 22. Academic Press. USA. 628 p.
- Howarth, R. W., M. Hayn., R. M. Marino., N. Ganju., K. Foreman., K. McGlathery., A. E. Giblin., P. Berg and J. D. Walker. 2014. Metabolism of a nitrogen-enriched coastal marine lagoon during the summertime. *Biogeochemistry* 118:1-20. DOI: 10.1007/s10533-013-9901.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP-Multivariate Statistical Package for Windows, Ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, UK. 133p.
- Lee S. and J. A. Fuhrman. 1987. Relationship between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology* 53(6):1298-1303. DOI: 10.1128/aem.53.6.1298-1303.1987.
- López-Monroy, F. M., L. E. Troccoli-Ghinaglia., E. Poblete and L. R. Valerio-González. 2017. Nutrients dynamics in a tropical hypersaline coastal lagoon (Las Marites, Margarita Island, Venezuela). *Revista Bio Ciencias* 4(6):1-16. DOI: 10.15741/revbio.03.01.07.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12:343-346. DOI: 10.4319/lo.1967.12.2.0343.
- Macissac, E. A. and J. G. Stockner, 1993. Enumeration of phototrophic picoplankton by autofluorescencia microscocopy. pp. 187-197. In: Kemp, P. F., B. F. Sherr., E. B. Sherr and J. J. Cole (eds.). *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. Lewis Pub. London.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko., J. Parker., Brock, T. D., C. Rodríguez-Fernández y M. Sánchez-Pérez. 2004. Brock. *Biología de los microorganismos*. Décima edición. Pearson Educación. 1011 p.
- Madigan, M. T., J. M. Martinko., K. S. Bender., D. H. Buckley y D. A. Stahl. 2015. Brock. *Biología de los microorganismos*. Décimo cuarta edición. Pearson Educación. Madrid, España. 1099 p.
- Mendoza, Y., G. Pérez y M. G. Lugoioyo, 2002. Bacterioplancton de aguas oceánicas al norte de Cuba: distribución espacial. *Revista de Investigaciones Marinas* 23(1):27-34.
- Miltner, A., P. Bombach., B. Schmidt-Brücken and M. Kästner. 2012. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111:41-55. DOI:10.1007/s10533-011-9658-z.
- Miravet, M., M. Luigioyo y M. Bellota, 1993. Distribución espacio-temporal de bacterias heterótrofas en la zona oceánica al sur de Cuba. Instituto de Oceanografía, Cuba. *Avicennia*. 0:26-33.
- Miravet-Regalado, M. E. 2003. Abundancia, actividad y diversidad de las bacterias heterótrofas en el Golfo de Batabanó y su uso como indicadores ambientales. Tesis Doctoral. Instituto de Oceanología. Ciudad Habana. 96 p.
- Montaño-Hernández, A. M. E. 1997. Caracterización de bacterias heterótrofas en la Laguna de Chautengo Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 17 p.
- Navarro, A. J. 2017. Appendix J. Water Quality Monitoring Manual. Ecosistemas costeros saludables. Calidad de agua. <https://granreservaboquilla.wordpress.com/wp-content/uploads/2018/10/appendix-j-water-quality-monitoring-manual-2017.pdf> (Consulta: septiembre 03, 2024).
- Pomeroy, L. R. 1974. The ocean's food web. A changing paradigm. *BioScience* 24(9):499-504. DOI: 10.2307/1296885.
- Ramos-Vásquez, E. y D. Zúñiga-Dávila. 2008. Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. *Ecología Aplicada* 7(1,2):123-130.
- Reyes-Arroyo, N. E. 2017. Variación espacial de la biomasa bacterioplanctónica y bacteriobentónica en dos ecosistemas acuáticos en función a los cambios en los parámetros físicos y químicos. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- Ruvalcaba-Aroche, E. D., E. D. Sánchez-Pérez, y L. Sánchez-Velasco. 2023. El oxígeno en el Pacífico mexicano: cambios en los últimos 60 años. *Recursos Naturales y Sociedad* 9(1):85-92. DOI: 10.18846/renaysoc.2023.09.09.01.0007.
- Schuring, C., R. H. Smittenberg., J. Berger., F. Kraft., S. K. Woche., M. O. Goebel., H. J. Heipieper., A. Miltner and M. Kaestner. 2013. Microbial cell-envelope fragments and the formation of soil organic matter: a case study from a glacier forefield. *Biogeochemistry* 113:595-612. DOI:10.1007/s10533-012-9791-3.
- Smith, R. L. and Smith, T. M. 1998. *Elements of Ecology*. Fourth edition. Addison-Wesley/Cummings. Berlín. 555 p.
- Staley, J. T. and Gosink, J. J. 1999. Poles apart: Biodiversity and biogeography of sea ice bacteria. *Annual Review of Microbiology* 53: 189-215. DOI: 10.1146/annurev.micro.53.1.189.
- Stockner, J. G. and N. J. Antia, 1986. Algal picoplankton from marine and freshwater ecosystems: a multidisciplinary perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:2472-2503. DOI: 10.1139/f86-307.

- Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada. Second Edition. Ottawa.
- Torretón, J. P. 1991. Importance des bactéries hétérotrophes aérobies dans une lagune eutrophique tropicale (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire). Biomasse, production, exportations. Tèse Doctorat, Université d'Aix-Marseille II, Francia.
- Weisse, T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in marine and freshwater ecosystems. *Advances in Microbial Ecology* 13:327–370.

## 5.8. Manglares frente al cambio climático: Potencial de mitigación de la conservación en Áreas Naturales Protegidas de la Península de Yucatán, México

Huechacona-Ruiz Astrid H.<sup>1,\*</sup>; Herrera-Silveira Jorge A.<sup>1,3</sup>; Teutli-Hernández Claudia<sup>2</sup>; Camacho-Rico Andrea<sup>1</sup>; Cinco-Castro Siuling<sup>1</sup>; Us-Balam Heimi<sup>1</sup>; Pech-Poot Eunice<sup>1</sup> y Mendoza-Martínez Juan<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Ant. Carr. a Progreso Km. 6. Col. Cordemex. CP 97310. Mérida, Yucatán, México. Autor para correspondencia: jorge.herrera@cinvestav.mx

<sup>2</sup> Escuela Nacional de Estudios Superiores de la Universidad Nacional Autónoma de México. Tablaje Catastral N°6998, Carretera Mérida-Tetiz Km. 4.5. C.P. 97357, Municipio de Ucú, Yucatán., México.

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

\*Autor para correspondencia: helena.huechacona@gmail.com

### Resumen

La conservación y restauración de los ecosistemas de manglar es una estrategia crucial para la mitigación y adaptación al cambio climático global. Este estudio cuantifica el potencial de mitigación de la reducción de emisiones de carbono asociadas a la pérdida de cobertura en dos Áreas Naturales Protegidas (ANP) de la península de Yucatán: la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an y la Reserva de la Biósfera Ría de Celestún. Los almacenes de carbono (aéreo y subterráneo) en los manglares de estas áreas protegidas varían entre  $431 \pm 169$  y  $573 \pm 471$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Sian Ka'an y Celestún, respectivamente). La pérdida de cobertura de manglares osciló entre 16.3 ha año<sup>-1</sup> (Celestún) y 54.9 ha año<sup>-1</sup> (Sian Ka'an). En un escenario de conservación, cada ANP podría evitar anualmente la emisión de entre 34,262 y 86,948 Mg CO<sub>2e</sub> (Celestún y Sian Ka'an, respectivamente). Estos resultados subrayan la importancia de fortalecer las estrategias de conservación de los manglares como un aliado indispensable en la búsqueda de soluciones sostenibles para enfrentar el cambio climático en la península de Yucatán.

**Palabras clave:** *Carbono azul, almacenes de carbono, factores de emisión, reducción de emisiones,*

### Abstract

Conservation and restoration of mangrove ecosystems is a critical strategy for global climate change mitigation and adaptation. This study quantifies the mitigation potential of carbon emissions associated with mangrove cover loss in two protected natural areas (PNAs) on the Yucatan Peninsula: the Sian Ka'an Biosphere Reserve and the Celestun Biosphere Reserve. Carbon stocks (both above and below ground) in mangroves in these PNAs ranged from  $431 \pm 164$  to  $573 \pm 471$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Sian Ka'an and Celestun, respectively). The loss of mangrove cover ranged from 16.3 ha year<sup>-1</sup> (Celestun) to 54.9 ha year<sup>-1</sup> (Sian Ka'an). In a conservation scenario, each PNA could avoid the emission of between 34,262 and 86,948 Mg CO<sub>2e</sub> per year (Celestun and Sian Ka'an, respectively). These results underscore the importance of strengthening mangrove conservation strategies as an essential ally in the search for sustainable solutions to climate change in the Yucatan Peninsula.

**Key words:** *blue carbon, carbon stocks, emissions factors, emissions reduction.*

## Introducción

El cambio climático constituye uno de los desafíos más importantes del siglo XXI, afectando profundamente a los sistemas naturales y humanos (Lee et al., 2024). La acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera ha provocado un aumento significativo de las temperaturas globales, alteraciones en los patrones de precipitación, el ascenso del nivel del mar y la intensificación de eventos climáticos extremos (Rawat *et al.*, 2024). Para mitigar estos efectos, se vuelve imprescindible implementar estrategias que combinen la reducción de emisiones de GEI con medidas efectivas de captura y almacenamiento de carbono (Mabidi *et al.*, 2024).

Dentro de estas estrategias, los ecosistemas de carbono azul, como los manglares, desempeñan un papel crucial por su eficiencia en la captura de carbono, acumulando grandes cantidades en su biomasa y en los sedimentos subyacentes (Howard et al., 2017), pudiéndolo almacenar durante miles de años si se mantienen intactos, lo que los convierte en aliados cruciales en la lucha contra el cambio climático (Lovelock y Reef, 2020).

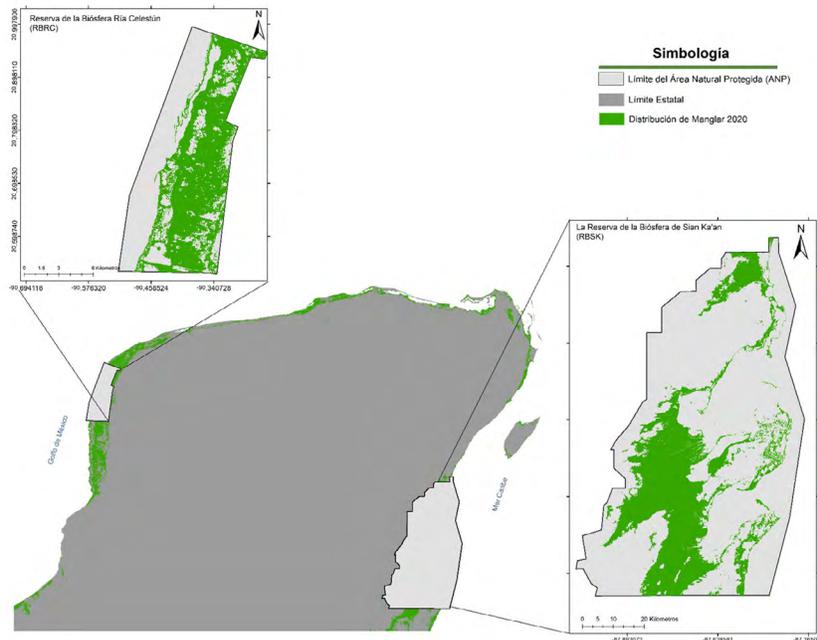
La Península de Yucatán alberga aproximadamente el 60% de los manglares de México (Velázquez-Salazar et al., 2021), y son elementos esenciales para la ecología regional y local. Sin embargo, enfrentan múltiples amenazas: la expansión urbana y turística ha llevado a la deforestación; la descarga de aguas residuales y otros contaminantes afecta su salud; y el aumento del nivel del mar y las temperaturas cambiantes ponen en riesgo su supervivencia (Gilman et al., 2008). En este contexto, las Áreas Naturales Protegidas (ANP) desempeñan un papel crucial en la conservación de los manglares y en la protección de su capacidad de mitigación del cambio climático. Además de proteger la biodiversidad y garantizar la gestión sostenible de los recursos naturales (Rioja-Nieto y Sheppard, 2008), estas áreas permiten la implementación de estrategias de restauración que fortalecen la capacidad de captura de carbono de los manglares (Teh *et al.*, 2012).

Estimaciones precisas del potencial de mitigación de los manglares en las Áreas Naturales Protegidas de la península de Yucatán son cruciales para entender su papel en la lucha contra el cambio climático y para desarrollar estrategias de conservación efectivas. Este trabajo tuvo como objetivo de estimar el potencial de mitigación del cambio climático debido a la reducción de emisiones de carbono tras la conservación de los manglares en dos Áreas Naturales Protegidas de la Península de Yucatán, México. Utilizando datos locales y métodos de estimación robustos, esta investigación busca proporcionar información precisa para orientar políticas de conservación y cambio climático, así como resaltar la importancia de proteger estos valiosos ecosistemas frente a las crecientes presiones antropogénicas y climáticas.

## Materiales y métodos

### *Área de estudio*

Este estudio se enfoca en dos Áreas Naturales Protegidas (ANP) de la Península de Yucatán: la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an y la Reserva de la Biósfera Ría Celestún (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de las áreas naturales protegidas de la península de Yucatán seleccionadas. Las áreas en color verde representan la distribución de manglar. Fuente de datos: CONABIO (2021).

La Reserva de la Biosfera Sian Ka'an se localiza en el estado de Quintana Roo, entre 20° 13' latitud Norte y 88° 4' longitud Oeste y 18° 36' latitud Norte y 87° 24' longitud Oeste (Fig. 20). Comprende 528,000 ha de las cuales aproximadamente 150,000 ha corresponden a ecosistemas de Carbono Azul. La porción marina de la reserva (Bahía Ascensión) representa 75,170 ha y tiene una profundidad promedio de 3 m. Representa el cuerpo acuático de mayor tamaño de los dos que coexisten dentro de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Quintana Roo (SEMARNAT-CONANP, 2014).

La Reserva de la Biósfera Ría Celestún, se localiza en la porción noroccidental de la península de Yucatán, en una franja costera que comprende los límites de los Estados de Campeche y Yucatán. Tiene una superficie de 81,482.33 ha, comprendidas en los municipios de Celestún y Maxcanú, en el Estado de Yucatán y Calkiní en el Estado de Campeche.

#### *Cuantificación de almacenes de Carbono:*

La cuantificación de los contenidos de carbono aéreo y subterráneo en los manglares en el área de estudio se basó en las recomendaciones del protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Kauffman et al., 2013). Los almacenes considerados de acuerdo con las metodologías mencionadas abarcan los cinco componentes establecidos por el IPCC (2006) descritos en el Cuadro 1. El almacén total de carbono aéreo se obtuvo mediante la suma de cada uno de los componentes analizados en megagramos de carbono por hectárea ( $Mg C ha^{-1}$ ).

**Cuadro 1. Almacenes considerados por el IPCC (2006) para la cuantificación de carbono. <sup>1</sup> componentes aéreos y <sup>2</sup> subterráneos.**

Componente	Almacén	Descripción
a) Biomasa aérea <sup>1</sup>	Biomasa viva	Biomasa viva por encima del suelo, incluidos tallos, tocones, ramas, corteza, semillas y follaje
b) Biomasa subterránea <sup>2</sup>		Biomasa viva de raíces vivas (> 2 mm de diámetro)
c) Madera muerta <sup>1</sup>	Necromasa	Biomasa leñosa no viva que no está contenida en el mantillo, ya sea en pie o en el suelo
d) Mantillo <sup>1</sup>		Biomasa muerta en varios estados de descomposición sobre el suelo mineral u orgánico. Esto incluye las capas de arena, fúmica y húmica y raíces finas vivas
e) Carbono orgánico en el suelo <sup>2</sup>	Suelo	Carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos (incluida la turba)

*Estimación del potencial de mitigación:*

Para evaluar el potencial de mitigación de los manglares de las ANP's de la península de Yucatán a la mitigación del cambio climático, se utilizó el método de ganancias y pérdidas, conforme a las directrices establecidas por el IPCC (IPCC, 2006). Este enfoque estima la cantidad de carbono emitida o secuestrada al comparar emisiones en escenarios con y sin acciones de conservación, empleando factores de emisión específicos y datos históricos de cambio de uso de suelo entre 1984 y 2010. (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Enfoques de evaluación del beneficio de mitigación por reducción de emisiones de GEI asociadas a la deforestación y por el incremento en los almacenes de carbono.**

Acción de mitigación	Enfoque	Potencial de mitigación
Reducción de emisiones de CO <sub>2</sub> por cambio de cobertura	Emisiones = Datos de Actividad x Factores de Emisión	Mitigación Potencial = Emisiones sin conservación - Emisiones con conservación

La metodología consideró dos escenarios: un escenario base que refleja la deforestación histórica y un escenario de conservación donde la deforestación se asume nula. Las emisiones evitadas se calcularon multiplicando los datos de actividad (tasas de pérdida de cobertura) por factores de emisión (densidades de carbono). Esto permitió determinar la contribución diferencial de los manglares conservados en la mitigación del cambio climático. Los supuestos utilizados para cada uno de los escenarios considerados se presentan en el Cuadro 3.

**Cuadro 3. Escenarios y supuestos utilizados en la estimación de potencial de mitigación de los manglares de cuatro Áreas Naturales Protegidas de la península de Yucatán tras la implementación de acciones de conservación.**

Acción de mitigación	Variable	Escenario base	Escenario conservación
Reducción de emisiones de CO <sub>2</sub> por cambio de cobertura	Tasa de pérdida de carbono aéreo y subterráneo por cambio de cobertura (Mg C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Se asumió que la tasa de cambio corresponde al histórico observado en el periodo 1981-2010.	Se asumió que la tasa de deforestación equivale a 0 y los contenidos de carbono corresponden a los observados para manglar conservado.

## Resultados y Discusión

### Almacenes de carbono

El almacén total de carbono osciló entre  $431 \pm 169$  y  $573 \pm 471$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo menor en la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an y mayor en la Reserva de la Biósfera Ría Celestún (Figura 2). Se registró una amplia variabilidad en los almacenes de carbono tanto entre las Áreas Naturales Protegidas (ANP) como dentro de las zonas de cada ANP. Esta variabilidad refleja las diferencias en las condiciones ambientales locales y la estructura del bosque de manglar en cada área. En las dos ANP, el carbono subterráneo resultó ser significativamente mayor que el carbono almacenado en la biomasa aérea, subrayando la importancia de los sedimentos de manglar como reservorios clave de carbono a largo plazo.

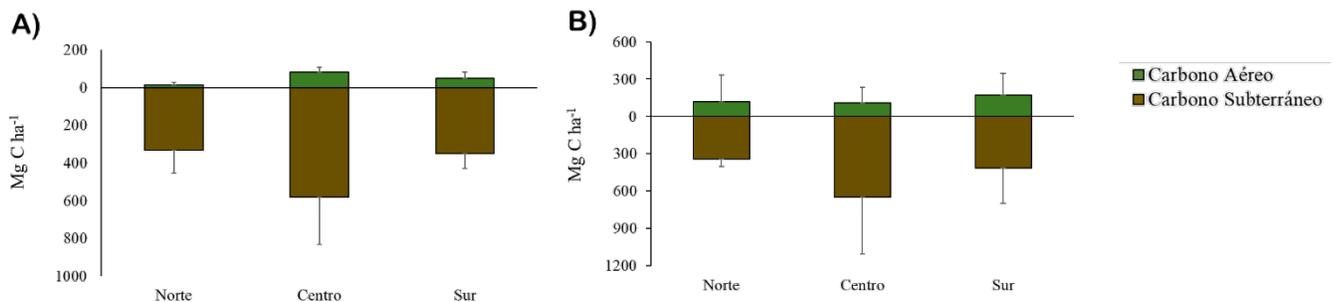
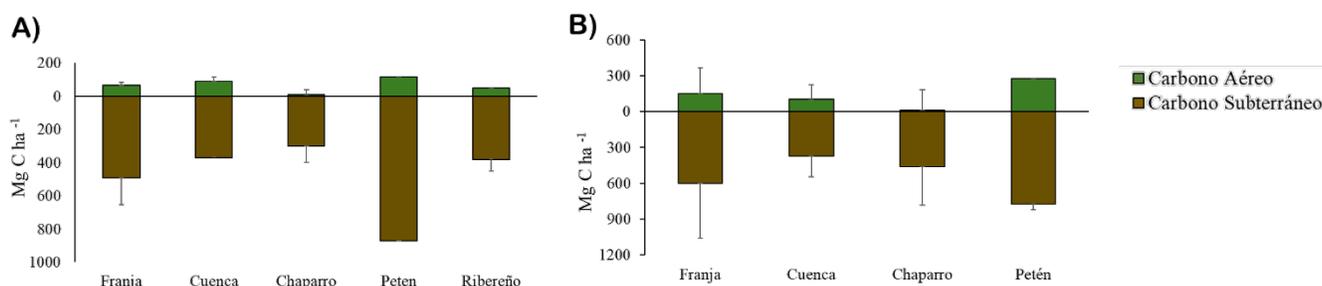


Figura 2. Almacén de carbono aéreo y subterráneo en A) Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. B) Reserva de la Biosfera Ría de Celestún. Líneas verticales representan  $\pm$ DE.

El carbono aéreo promedio en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an fue de  $38.35 \pm 34$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo notablemente mayor en la zona central ( $82.4 \pm 25$  Mg C ha<sup>-1</sup>). El carbono subterráneo representó el 91% del almacén total de carbono, con un promedio de  $392 \pm 184$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo mayor en la zona central ( $579 \pm 184$  Mg C ha<sup>-1</sup>). El almacén total promedio de carbono (que comprende componentes aéreos y subterráneos) para las áreas geográficas es de  $431 \pm 169$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Este valor está por debajo del promedio nacional estimado para los manglares en México, que se reporta en  $498$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Herrera-Silveira et al., 2020).

El carbono aéreo promedio en la Reserva de la Biosfera Ría de Celestún fue de  $122.5 \pm 153$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo notablemente mayor en la zona sur ( $173 \pm 174$  Mg C ha<sup>-1</sup>). El carbono subterráneo representó el 89.6% del total de carbono almacenado, con un promedio de  $517.9 \pm 362$  Mg C ha<sup>-1</sup>, siendo mayor en la zona central ( $686.7 \pm 441$  Mg C ha<sup>-1</sup>). El almacén total promedio fue de  $573.67 \pm 431$  Mg C ha<sup>-1</sup>. Este valor supera el promedio aproximado de manglares en México, el cual se reporta en  $498$  Mg C ha<sup>-1</sup> (Herrera-Silveira et al., 2020).

Se observaron diferencias significativas en los almacenes de carbono según el tipo ecológico de manglar presente en cada una de las Áreas Naturales Protegidas (Figura 3). Los resultados indican que, en términos generales el menor almacén de carbono se presentó en los manglares de tipo Chaparro, que se caracterizan por su baja altura y densidad de biomasa. En contraste, los manglares de Petén, que son formaciones más densas y estructuradas, registraron los mayores almacenes de carbono.



**Figura 3.** Almacén de carbono aéreo y subterráneo por tipo ecológico A) Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. B) Reserva de la Biosfera Ría de Celestún. Líneas verticales representan  $\pm$ DE.

#### *Potencial de mitigación por reducción de emisiones derivadas de la pérdida de cobertura*

La pérdida de cobertura de manglares osciló entre 16.3 ha año<sup>-1</sup> (Celestún) y 54.9 ha año<sup>-1</sup> (Sian Ka'an) (Cuadro 4). En un escenario de conservación, las ANP Celestún y Sian Ka'an podrían evitar anualmente entre 34,262 y 86,948 Mg CO<sub>2e</sub>, respectivamente. Estas estimaciones sugieren que los manglares de las ANP de la península de Yucatán podrían liberar cantidades sustanciales de carbono tras la pérdida de cobertura de manglar. Además, la pérdida del potencial de captura de carbono tanto en la biomasa como en los suelos, asociada a la pérdida de cobertura, amplifica las emisiones acumulativas anualmente (Rovai *et al.* 2022).

A pesar del reconocimiento global de la conservación y restauración de manglares como una estrategia clave para la mitigación del cambio climático, todavía faltan estimaciones sólidas que reflejen con precisión el potencial de mitigación de estos ecosistemas. Específicamente, se necesita información confiable sobre los almacenes de carbono en la biomasa y, de manera particular, en los sedimentos, así como sobre los factores de emisión específicos de cada región. Estos datos son cruciales para estimar con precisión el potencial de mitigación de emisiones anuales de CO<sub>2</sub> y para identificar áreas prioritarias donde la conservación y restauración puedan ser más efectivas (Atwood, 2017). En este sentido, este estudio se basa en mediciones locales, lo que reduce la incertidumbre en las estimaciones, y contribuye significativamente a una mejor comprensión del comportamiento del carbono en los manglares de dos Áreas Naturales Protegidas (ANP) de la península de Yucatán. Hasta donde se sabe, este estudio se constituye en el primer caso del potencial de mitigación tras la conservación de los manglares en las áreas naturales protegidas de la península de Yucatán que utiliza información específica de los contenidos de carbono y los factores de emisión, permitiendo reducir la incertidumbre de la estimación.

Estos resultados subrayan la importancia de fortalecer las estrategias de conservación de los manglares como un aliado indispensable en la búsqueda de soluciones sostenibles para enfrentar el cambio climático en la península de Yucatán. Además, este estudio resalta la importancia de contar con datos locales en las estimaciones, no solo para reducir la incertidumbre, sino que estos también proporcionan una base científica sólida para identificar las áreas prioritarias que tienen el mayor potencial de contribuir a la mitigación del cambio climático.

**Cuadro 4.** Potencial de mitigación de los manglares de cuatro Áreas Naturales Protegidas de la península de Yucatán tras la implementación de acciones de conservación.

ANP	Área (ha)	Pérdida anual (ha año <sup>-1</sup> )	Emisiones evitadas (Mg CO <sub>2e</sub> )	
			Anual	2022-2030
Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an	139,487	54.9	86,948	695,587
Reserva de la Biosfera Ría de Celestún	17,586	16.3	34,262	274,099



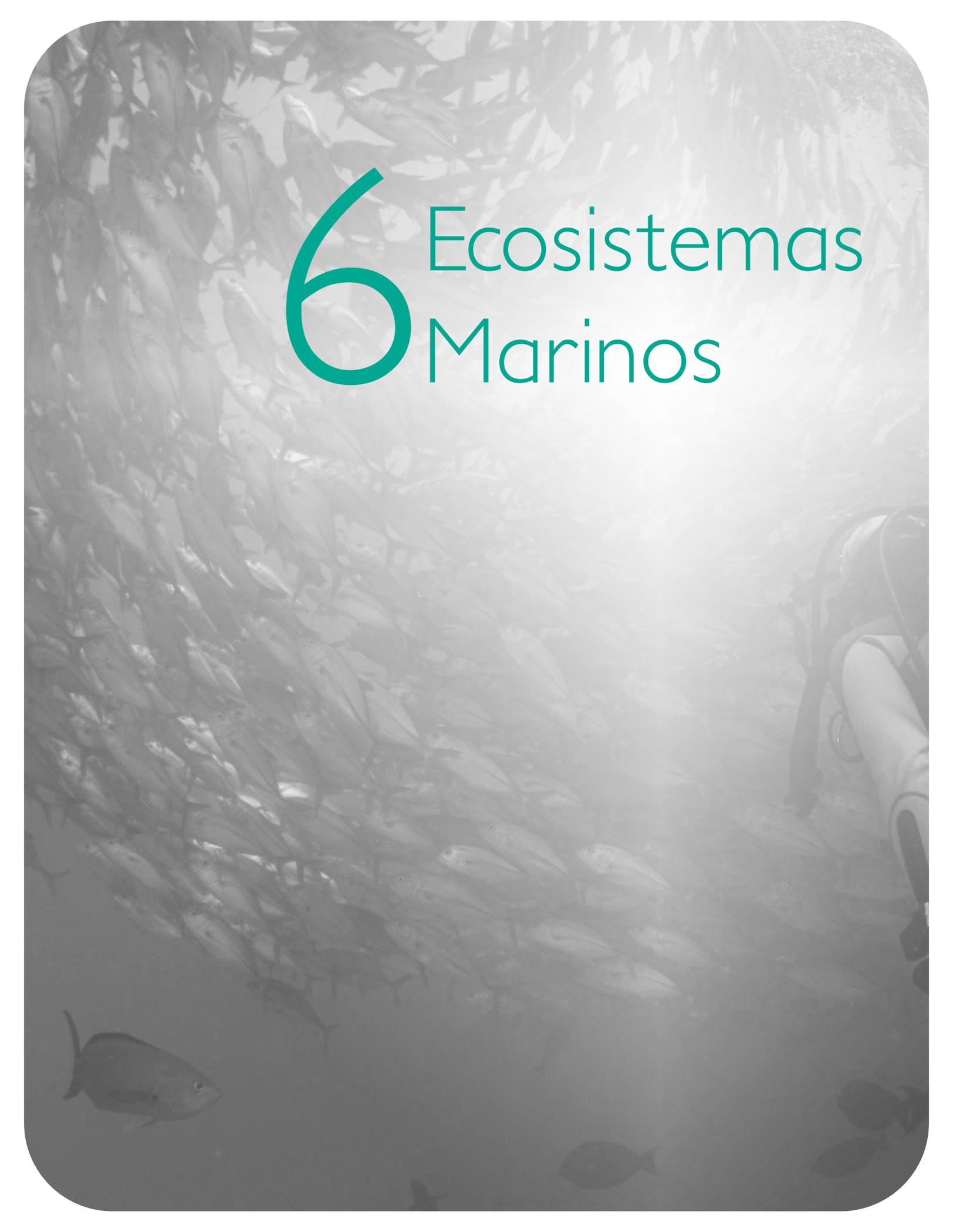
## Conclusiones

Los resultados revelan una variabilidad significativa en los almacenes de carbono entre las ANP y sus zonas internas, destacando el mayor almacenamiento en carbono subterráneo, lo que refuerza la importancia de los suelos de manglar como reservorios clave a largo plazo. Los manglares de tipo Chaparro, aunque con menor carbono aéreo, muestran un alto contenido subterráneo, mientras que los manglares de tipo Petén registran los mayores almacenes totales.

El análisis entre escenarios base y de conservación muestra un potencial anual de mitigación de ~220,243 Mg CO<sub>2e</sub> en las ANP evaluadas, resaltando la necesidad de fortalecer acciones de conservación para prevenir emisiones y mantener la capacidad de captura de carbono. Este enfoque, basado en datos locales, mejora la precisión en la evaluación del impacto de las estrategias de conservación y subraya su relevancia para cumplir con las metas climáticas de México y sus compromisos internacionales.

## Bibliografía

- Bimrah, K., Dasgupta, R., Hashimoto, S., Saizen, I., & Dhyani, S. (2022). Ecosystem services of mangroves: A systematic review and synthesis of contemporary scientific literature. *Sustainability*, 14(19), 12051.
- Friess, D. A. (2016). Mangrove forests. *Current Biology*, 26(16), R746-R748.
- Gilman, E. L., Ellison, J., Duke, N. C., & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2), 237-250.
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E., ... & Simpson, S. (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 42-50.
- Lee, H.; Calvin, K.; Dasgupta, D.; Krinner, G.; Mukherji, A.; Thorne, P.; Trisos, C.; Romero, J.; Aldunce, P.; Barret, K. 2024. Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Lee, H., Romero, J., Eds.; IPCC: Geneva, Switzerland.
- Liu, J., Failler, P., & Ramrattan, D. (2024). Blue carbon accounting to monitor coastal blue carbon ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 352, 120008.
- Lovelock, C. E., & Reef, R. (2020). Variable impacts of climate change on blue carbon. *One Earth*, 3(2), 195-211.
- Mabidi, A., Miambo, D., Chichinye, A., & Sebata, A. (2024). Carbon sink, mitigation, and sequestration under climate change. In *Agroforestry for Carbon and Ecosystem Management* (pp. 111-122). Academic Press.
- Rawat, Amit, Kumar, Dilip, Bhishm Singh Khati, 2024. A review on climate change impacts, models, and its consequences on different sectors: a systematic approach. *J. Water Clim. Change* 15 (1), 104–126.
- Rioja-Nieto, R. & C. Sheppard. 2008. Effects of management strategies on the landscape ecology of a Marine Protected Area. *Ocean & Coastal Management* 51 (5): 397-404.
- Teh, L. C. L., L. S. L. Teh & T. J. Pitcher. 2012. A tool for site prioritization of marine protected areas under data poor conditions. *Marine Policy* 36: 1290-1300.
- Velázquez-Salazar S., Rodríguez-Zúñiga M.T., Alcántara-Maya J.A., Villeda-Chávez E., Valderrama-Landeros L., Troche-Souza C., Vázquez-Balderas B., Pérez-Espinosa I., Cruz-López M. I., Ressler, De la Borbolla D. V. G., Paz O., Aguilar-Sierra V., Hruby F. y Muñoa-Coutiño J. H. (2021). Manglares de México.

The background of the slide is an underwater photograph. It features a large, dense school of small, silvery fish swimming in the upper left and center. In the lower right, the leg and part of the gear of a diver are visible. The overall lighting is dim, with a bright light source from the right creating a glow. The text is overlaid on this scene.

# 6 Ecosistemas Marinos

## 6.1. Variabilidad superficial temporal de variables del sistema del CO<sub>2</sub> en la Bahía Todos Santos, Ensenada

Córdova-Medina Ivar<sup>1,\*</sup>; Hernández-Ayón José M<sup>2</sup>; González-Silvera Adriana G<sup>1</sup>; Cervantes-Díaz Gabriela Y<sup>2</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

En las últimas décadas se ha registrado un incremento en las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico, lo cual afecta directamente al océano debido a que es el responsable de absorber alrededor del 30% de estas emisiones. En la Bahía Todos Santos (BTS), Ensenada, los estudios sobre este tema son escasos, por lo que no se tiene una buena descripción del sistema del CO<sub>2</sub>. El objetivo de este trabajo fue describir y analizar la variabilidad temporal de variables del sistema del CO<sub>2</sub>, especialmente pH y Alcalinidad Total (AT), en las aguas superficiales de la BTS. Se realizaron 18 muestreos desde febrero del 2021 hasta octubre del 2023 en cuatro puntos de la BTS, en donde se midió pH y AT a 0 y 20 m de profundidad. Se encontró una dominancia del Agua Subártica (ASA) dentro de la BTS en todo el periodo de estudio. En la segunda mitad del 2023, con el inicio de un evento El Niño, se registró en la BTS un incremento del ASA, con baja salinidad, especialmente en los últimos meses del año. Esta intrusión de ASA también se vio reflejada en un ligero incremento en el pH, con valores mayores a ~7.8. La AT tuvo su mayor decremento en los últimos meses del 2023, lo cual se relaciona directamente con los valores más bajos de salinidad. Aunado a lo anterior, se determinó una ecuación para relacionar la AT-Salinidad para poder calcular el omega aragonita en la BTS, la cual se ha aplicado en muestras de cultivos de semilla de ostión.

**Palabras clave:** *Química del carbono; salinidad; masas de agua; El Niño; Bahía Todos Santos.*

### Abstract

An increase in atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations has been registered in the last decades, which directly affects the ocean because it is responsible for absorbing about 30% of these emissions. In Todos Santos Bay (TSB), Ensenada, there's not a good description of the CO<sub>2</sub> system because studies on this topic are scarce. The objective of this work was to describe and analyze the temporal variability of CO<sub>2</sub> system variables, especially pH and Total Alkalinity (TA), in the surface waters of the TSB. To achieve this, 18 samplings were performed in four stations in the TSB from February 2021 to October 2023, where pH and TA were measured at 0 and 20 m depth. A dominance of Subarctic Water (SAW) was found within the TSB throughout the study period. In the second half of 2023, with the onset of an El Niño event, an increase in SAW has been recorded in the TSB, with low salinity, especially in the last months of the year. This SAW intrusion was also reflected in a slight increase in pH, with values greater than ~7.8. TA had its largest decrease in the last months of 2023, which is related to the lower salinity values. In addition to this, an

equation relating TA-Salinity was determined to calculate the omega aragonite in the TSB, which has been applied to samples of oyster seed hatcheries.

**Key words:** *Carbon chemistry; salinity; water masses; El Niño; Todos Santos Bay.*

## Introducción

El sistema del CO<sub>2</sub> marino está cambiando rápidamente debido a las emisiones de CO<sub>2</sub> antropogénico, lo que lleva a una disminución del pH en el agua de mar, lo que se conoce como acidificación del océano, y al paso que va se pronostica que ocasione consecuencias irreversibles en los ecosistemas marinos (Guinotte y Fabry, 2008). Para estudios sobre este tema se estudian cuatro principales variables: pH, alcalinidad total (AT), carbono inorgánico disuelto (CID) y presión parcial del CO<sub>2</sub> ( $pCO_2$ ) (Millero, 2013).

Los impactos de la acidificación del océano se reflejan especialmente en los organismos calcáreos, como en corales y los moluscos, ya que se vuelve más difícil que formen sus conchas y estructuras compuestas por CaCO<sub>3</sub> (Jiang *et al.*, 2015). Para analizar de mejor manera este proceso, se estudia el estado de saturación de CaCO<sub>3</sub> ( $\Omega_{CaCO_3}$ ), especialmente de la aragonita, que es la forma más soluble de CaCO<sub>3</sub>, por lo tanto, el omega aragonita ( $\Omega_{arag}$ ) nos indica si hay una subsaturación ( $\Omega_{arag} < 1$ ) o una sobresaturación ( $\Omega_{arag} > 1$ ), lo que se interpreta como condiciones favorables para la disolución o para la formación de carbonatos, respectivamente.

El objetivo de este trabajo fue analizar la variabilidad del pH y AT en las aguas superficiales de la BTS para poder aplicarlo en la estimación de  $\Omega_{arag}$  en cultivos de semilla de ostión para determinar si las condiciones de saturación de carbonatos son óptimas para la calcificación.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

La Bahía Todos Santos (Figura 1), Ensenada, Baja California, México, cuenta con un área de 330 km<sup>2</sup> y profundidades que van desde los 10 m hasta los 50 m en la mayor parte de la bahía, mientras que la máxima profundidad llega hasta los 400 m en un cañón submarino. Las características superficiales del agua dentro y cerca de la BTS están relacionadas con la Corriente de California. Las principales corrientes superficiales son impulsadas por el viento, con un patrón de circulación que produce principalmente un flujo hacia el sureste, en dirección hacia la bahía (Peña-Manjarrez *et al.*, 2005; Ramírez-Álvarez *et al.*, 2020).

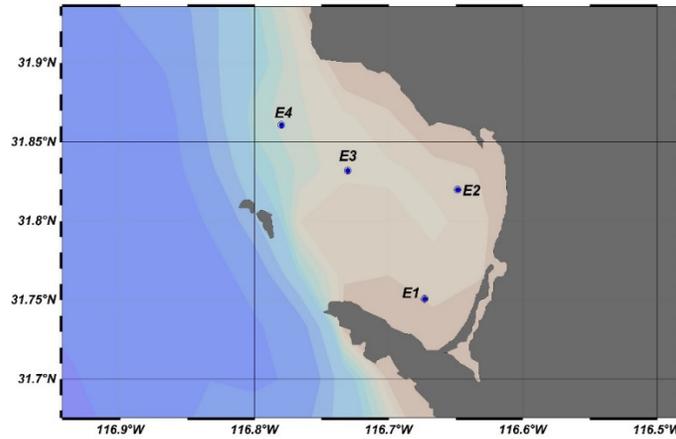


Figura 1. Ubicación del área de estudio con las cuatro estaciones muestreadas.

### Metodología

Se llevaron a cabo 18 muestreos de febrero del 2021 a octubre del 2023 en los cuales se colectaron muestras de agua a 0 y 20 m de profundidad en cuatro estaciones de la BTS utilizando una botella Niskin de 5 L; a estas muestras de agua se les añadió 50  $\mu\text{L}$  de cloruro de mercurio ( $\text{HgCl}_2$ ) para eliminar la actividad planctónica y evitar cambios en las concentraciones de  $\text{CO}_2$ . De igual manera, en cada muestreo y estación se realizaron perfiles verticales de temperatura y salinidad utilizando un Conductivity-Temperature-Depth (CTD) Castaway.

Por otro lado, en la empresa de acuicultura Maxmar, ubicada en Ensenada, se midió el  $p\text{CO}_2$  dentro de los tanques de cultivo de semilla de ostión durante el periodo de enero hasta mayo del 2024, utilizando un sistema de medición de  $p\text{CO}_2$  de bajo costo elaborado por el Dr. Burke Hales en colaboración con The Ocean Foundation. Estas mediciones se llevaron a cabo con la finalidad de poder calcular el  $\Omega_{\text{arag}}$ .

### Determinación de AT y pH

Para la AT se utilizó la técnica potenciométrica descrita por Hernández-Ayón *et al.* (1999), mientras que el pH se calculó mediante un método espectrofotométrico con la técnica descrita por Clayton y Byrne (1993) utilizando el software OceanView. En ambos casos se utilizó material certificado para obtener exactitud y precisión. Para el caso de la AT se trabajó con una precisión y exactitud de  $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , mientras que en el caso del pH se aplicó una exactitud de  $\pm 0.02$  y precisión de  $\pm 0.006$ .

### Determinación de $\Omega_{\text{arag}}$

Dentro de los cultivos de semilla de ostión de la empresa Maxmar se estuvieron midiendo datos de temperatura, salinidad y  $p\text{CO}_2$ . Con estos datos, junto con el valor promedio de AT medido durante los muestreos en la BTS se calculó el  $\Omega_{\text{arag}}$  utilizando el programa CO2sys.

## Resultados y Discusión

Dentro del periodo de estudio, se encontró una mayor dominancia de ASA durante el año 2023, caracterizado por bajos valores de salinidad. Durazo *et al.* (2005) encontraron un escenario parecido al de este trabajo, en el que analizaron las condiciones oceanográficas frente a las costas de Baja California, y que a pesar de estar en desarrollo el evento El Niño 2002-2003, este se vio enmascarado debido a un aumento de ASA en estas costas, principalmente identificado con la presencia de bajas salinidades ( $\sim 33$ ). Este efecto fue atribuido a una mayor intensidad de los vientos con dirección hacia el ecuador, lo que ocasionó un mayor transporte de agua proveniente del norte.

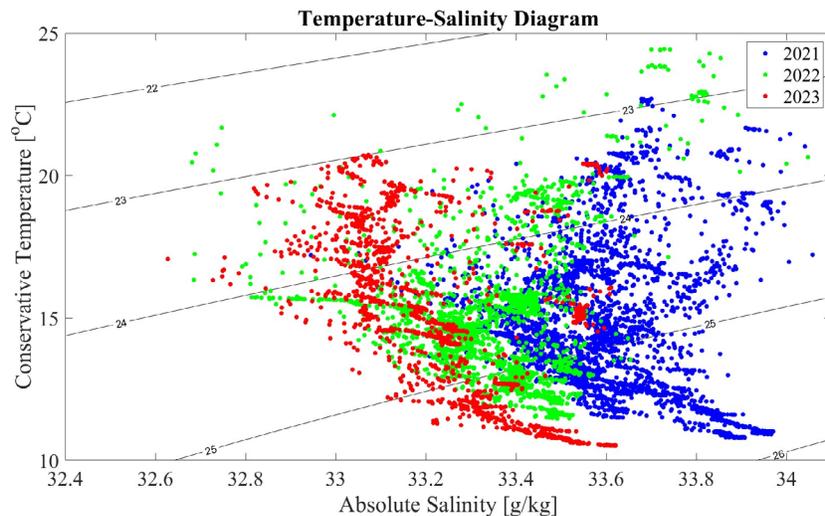


Figura 2. Diagrama T-S de la BTS 2021-2023.

Se encontraron variaciones temporales de pH y AT (Figura 3) principalmente asociadas a una mayor incursión de ASA dentro de la BTS, lo que genera cambios en la química del  $\text{CO}_2$ . Para el caso específico de la AT se encontró una relación con las variaciones de salinidad, donde los menores valores de salinidad coincidían con las menores concentraciones de AT. La variabilidad de pH se ve influenciada por diversos factores como temperatura, precipitación, contaminación, etc., pero de manera general, los valores obtenidos a partir de la segunda mitad del 2023, que fue cuando se detectó la mayor intrusión de ASA, coinciden con los reportados por Juárez-Colunga *et al.* (2010), donde encontraron que, en las costas de Baja California, al haber una mayor intrusión de ASA, los valores de pH son mayores a 7.7.

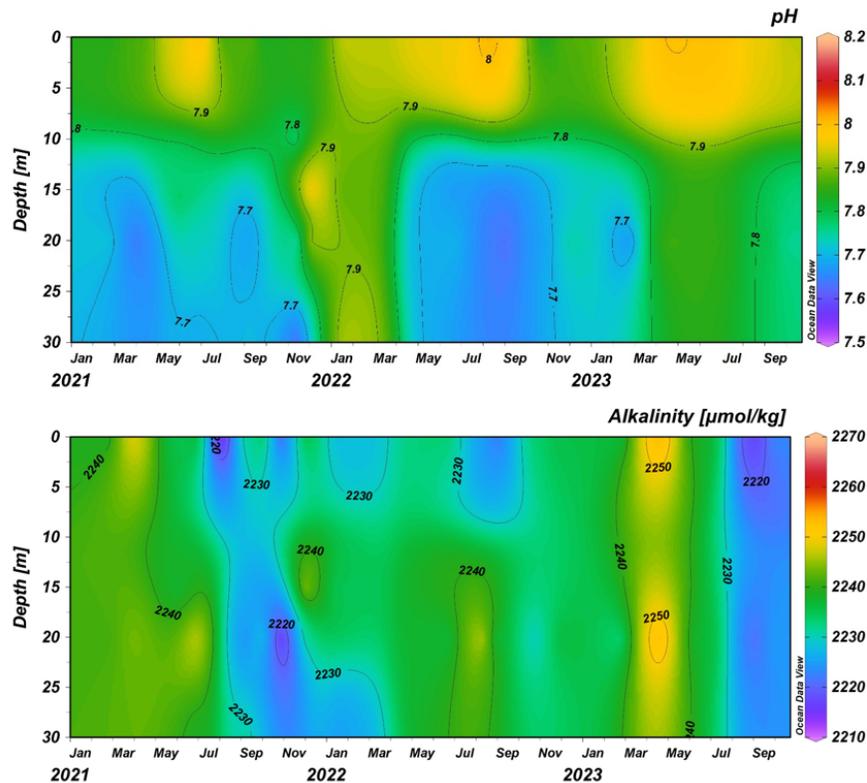


Figura 3. Series de tiempo de pH (arriba) y AT (abajo) en la BTS 2021-2023.

Cuadro 1. Estimaciones de  $\Omega$  aragonita en base a las mediciones realizadas (S, T y  $pCO_2$ ) en cultivos de semilla de ostión de la empresa Maxmar durante marzo del 2024.

Salinidad	T [°C]	$pCO_2$ [μatm]	$\Omega$ Aragonita
33	17.4	344	2.72
33	17.9	368	2.64
32	23	481	2.60
32	17.5	303	2.94
33	16.3	352	2.57
33	17.2	485	2.12
33	17.1	516	2.01

Los valores de  $\Omega_{arag}$  obtenidos de los cultivos de semilla de ostión de la empresa Maxmar (Cuadro 1) presentaron un intervalo de 2.01-2.72, lo que indica de manera general condiciones apropiadas en cuanto a la saturación de carbonatos. Estos valores coinciden con los registrados en la parte exterior de la BTS por Oliva-Méndez *et al.* (2018), en donde encontraron que durante el invierno 2010-2011, bajo una dominancia de ASA, los valores de  $\Omega_{arag}$  fueron mayores a 2.2, atribuido a la mayor proporción de ASA en la columna de agua. Una elevada concentración de  $pCO_2$  en el agua de mar puede impactar en los organismos marinos calcáreos al disminuir sus tasas de calcificación (Fabry *et al.*, 2008). En los datos presentados anteriormente se puede apreciar que, de manera general, mientras mayor es la concentración de  $pCO_2$  menor es el valor de  $\Omega_{arag}$ , ya que la temperatura también juega un papel importante. Todos los valores calculados de  $\Omega_{arag}$  se encuentran por arriba de 1, por lo que, de manera general, no hay problemas de saturación de carbonatos en los tanques de cultivo.

## Conclusiones

Se registró un incremento de ASA en el 2023 con la presencia de baja salinidad, lo cual generó variaciones en el pH y en la AT por cambios en la química del CO<sub>2</sub> debido a esta mayor presencia del ASA. Se identificó una relación entre las variaciones de salinidad y de AT, en donde los menores valores de salinidad coincidían con los menores valores de AT. Se utilizó el valor promedio de AT medido durante los 18 muestreos para calcular el  $\Omega_{arag}$  en cultivos de semilla de ostión y los valores obtenidos indican que las condiciones son buenas para la formación de estructuras calcáreas.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a Phytoplankton Ecology Team (POPEYE) y a Partnership for Observation of the Global Ocean (POGO) por el financiamiento de los muestreos realizados a lo largo del periodo de estudio.

## Literatura citada

- Clayton T.D. y R.H. Byrne. (1993). Spectrophotometric seawater pH measurements: total hydrogen ion concentration scale calibration of m-cresol purple and at-sea results. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(10): 2115-2129.
- Fabry, V. J., Seibel, B. A., Feely, R. A., and Orr, J. C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. – *ICES Journal of Marine Science*, 65: 414–432.
- Guinotte, J. M., & Fabry, V. J. (2008). Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. In *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 320–342. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.013>
- 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, L. Q., Feely, R. A., Carter, B. R., Greeley, D. J., Gledhill, D. K., & Arzayus, K. M. (2015). Climatological distribution of aragonite saturation state in the global oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, 29(10), 1656–1673. <https://doi.org/10.1002/2015GB005198>
- Juárez-Colunga, M.C., Hernández-Ayón, J.M., Durazo, R., Lara-Lara, R., Gaxiola-Castro, G., Siqueiros-Valencia, A. & Salmerón-García, O. (2010). Variación espacial y temporal del pH. En G. Gaxiola-Castro & R. Durazo (Eds.), *Dinámica del ecosistema pelágico frente a Baja California 1997-2007* (pp. 25–57). SEMARNAT.
- 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>.
- Peña-Manjarrez, J. L., Helenes, J., Gaxiola-Castro, G., & Orellana-Cepeda, E. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, México, 1999-2000. *Continental Shelf Research*, 25(11), 1375–1393. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.02.002>
- Ramírez-Álvarez, N., Ríos Mendoza, L. M., Macías-Zamora, J. V., Oregel-Vázquez, L., Álvarez-Aguilar, A., Hernández-Guzmán, F. A., Sánchez-Osorio, J. L., Moore, C. J., Silva-Jiménez, H., & Navarro-Olache, L. F. (2020). Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment*, 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>

## 6.2. Cambios termohalinos estacionales en el pacífico mexicano

Coronado-Álvarez Luz de Lourdes Aurora<sup>1,\*</sup> y Hernández-Ayón J. Martín<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California

\*Autor de correspondencia: luz.coronado@uabc.edu.mx

### Resumen

La estructura termohalina del océano juega un papel crucial en la dinámica oceánica, mediante la influencia de procesos como la circulación oceánica y la distribución de nutrientes. En la región del Pacífico mexicano (PM), la interacción de diferentes masas de agua genera un sistema complejo, con variabilidad estacional que afecta tanto a nivel local como global. Los diagramas T-S (Temperatura-Salinidad) son herramientas esenciales para caracterizar las masas de agua, permitiendo la identificación de regiones con propiedades similares. Este estudio se enfoca en analizar las características estacionales de la estructura termohalina frente a las costas mexicanas utilizando datos satelitales de alta resolución, de un cuarto de grado y cubren un periodo de 10 años. El análisis de los diagramas T-S muestra una clara diferenciación entre las masas de agua a lo largo del año. Se identificaron dos principales regiones con características distintas: Región I, Dominada por aguas cálidas y de baja salinidad, característica de las aguas superficiales tropicales (TSW). Esta región se presenta principalmente en primavera y verano. Región II, caracterizada por aguas más frías y salinas, correspondientes a las aguas de corriente de California (CCW) y prevalecen durante el otoño e invierno. Este estudio proporciona una base sólida del uso de datos satelitales para tener mejores resoluciones espacio-temporales de datos físicos oceanográficos, por ello, sienta las bases para futuros trabajos enfocados en la dinámica oceánica con el uso de información proveniente de sensores remotos.

**Palabras clave:** *cambios, estacional, pacífico mexicano, termohalino.*

### Abstract

The thermohaline structure of the ocean plays a crucial role in ocean dynamics, influencing processes such as ocean circulation and nutrient distribution. In the Mexican Pacific (PM) region, the interaction of different water masses generates a complex seasonally variable system that affects both local and global levels. T-S (Temperature-Salinity) diagrams are essential tools to characterize water masses, allowing the identification of regions with similar properties. This study focuses on analyzing the seasonal characteristics of the thermohaline structure off the Mexican coast using high-resolution, quarter-degree satellite data covering a 10-year period. Analysis of the T-S diagrams shows a clear differentiation between water masses throughout the year. Two main regions with distinct characteristics were identified: Region I, dominated by warm, low salinity waters, which are characteristic of tropical surface waters (TSW). This region occurs mainly in spring and summer. Region II, is characterized by colder and saline waters, corresponding to California Current Water (CCW). These conditions are most prevalent during the fall and winter. This study provides a solid basis for using satellite data to have better spatial-temporal resolutions of physical oceanographic data. Thus, it lays the foundation for future work focused on ocean dynamics using remotely sensed data.

**Keywords:** *changes, seasonal, Mexican Pacific, thermohaline.*

## Introducción

La estructura termohalina en la superficie del océano, definida por los gradientes de temperatura y salinidad, tiene un impacto crucial en los procesos físicos y químicos que ocurren a gran escala en los océanos. Las variaciones en estas dos propiedades controlan la densidad del agua y, como resultado, influyen en la circulación superficial y la redistribución de calor y solutos a través de las corrientes oceánicas. Estas dinámicas son fundamentales para comprender cómo el océano transporta energía y cómo regula el clima global (Rahmstorf, 2015).

En la región del Pacífico mexicano (PM), las interacciones entre masas de agua de diferentes características crean una estructura termohalina compleja y estacional en la superficie. Por ejemplo, las aguas tropicales cálidas y de baja salinidad dominan en ciertas épocas del año, mientras que la corriente de California introduce aguas más frías y salinas en otras. Estos contrastes generan gradientes horizontales de densidad que impulsan movimientos de agua superficial, afectando procesos de mezcla lateral y la dispersión de nutrientes y gases disueltos, como el dióxido de carbono y el oxígeno, que son esenciales para los ciclos biogeoquímicos (Portela et al., 2016).

El uso de diagramas de Temperatura-Salinidad (T-S) es una técnica valiosa para la caracterización de estas masas de agua en la superficie, ya que permite identificar patrones específicos de temperatura y salinidad que definen diferentes regiones oceanográficas. Los diagramas T-S son especialmente útiles en áreas como el PM, donde las condiciones termohalinas cambian estacionalmente debido a la interacción de corrientes superficiales y procesos atmosféricos. Estas variaciones no sólo reflejan la dinámica oceánica regional, sino que también están vinculadas a procesos más amplios, como la redistribución de calor en el océano y su capacidad de almacenamiento de gases (Portela et al., 2016).

Este estudio analiza datos satelitales de alta resolución, con una cobertura temporal de 2011 a 2021, para investigar la estructura termohalina superficial en la región del Pacífico mexicano. Los datos satelitales proporcionan una visión detallada de los cambios espaciales y temporales de la temperatura y la salinidad en la superficie del océano, superando las limitaciones de las mediciones in situ. El análisis se enfoca en identificar patrones estacionales y diferencias regionales en la estructura termohalina, lo que permitirá una mejor comprensión de los procesos físicos y químicos que regulan la dinámica superficial en esta zona.

## Materiales y Métodos

La dinámica oceanográfica del PM se caracteriza por patrones de variabilidad estacional e interanual en las masas de agua superficiales, fenómenos que han sido ampliamente estudiados en la literatura (Fiedler et al., 2013; Durazo, 2015; Portela et al., 2016; Coronado-Álvarez et al., 2023). En particular, el Golfo de Tehuantepec, ubicado en la porción sureste del PM, experimenta un impacto significativo de los vientos intensos conocidos como “tehuanos”. Estos vientos provocan afloramientos estacionales que ocurren entre noviembre y marzo (Coronado-Álvarez et al., 2023), lo que resulta en la redistribución de la masa de agua cálida característica de esta área del Pacífico tropical mexicano (Franco et al., 2014).

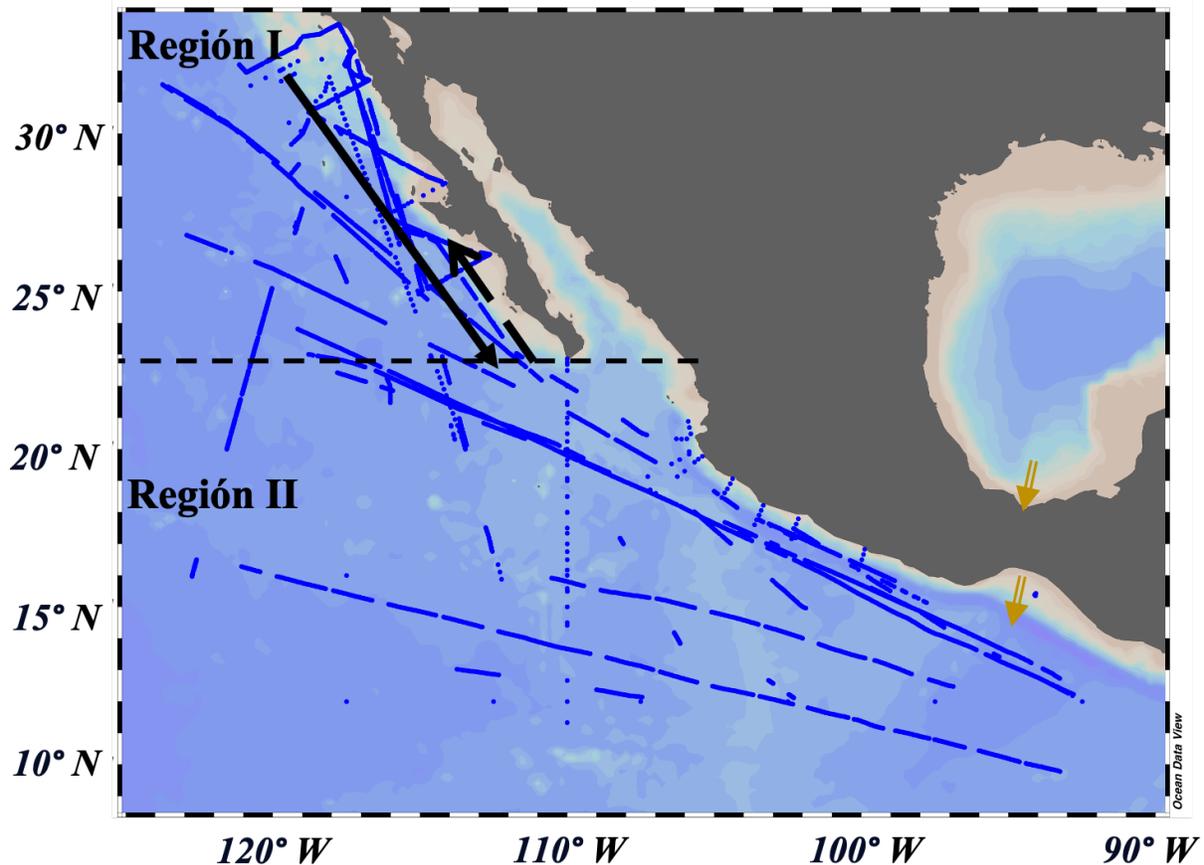


Figura 1. Área de estudio, pacífico frente a México (PM). Los puntos azules son las estaciones oceanográficas que se usaron para validación de datos satelitales de temperatura y salinidad. La línea punteada negra es el límite entre las regiones propuestas con base a la dinámica oceanográfica. Las flechas negras indican el flujo del Agua de la Corriente de California (CCW). Las flechas anaranjadas indican el origen y dirección de los vientos tehuanos.

Para el análisis de las propiedades termohalinas, se utilizaron datos satelitales que permitieron la construcción de diagramas T-S, esenciales para comprender la variabilidad espacial y temporal en el PM. La temperatura superficial del mar (SST) fue obtenida del producto MODIS-Aqua, que proporciona imágenes diarias con una resolución espacial de 4 x 4 km y una desviación estándar de menos de 0.03 °C (NASA, 2018). Este producto es particularmente valioso debido a su capacidad para ofrecer información detallada y de alta resolución en tiempo real, lo que facilita la identificación de patrones de temperatura en las masas de agua.

Complementariamente, los datos de salinidad superficial (SSS) fueron obtenidos del satélite Soil Moisture and Ocean Salinity (SMOS), desarrollado por la Agencia Espacial Europea. Este satélite ofrece mediciones diarias con una resolución espacial de 0.25° y una desviación estándar de menos de 0.2 (Olmedo et al., 2017; Olmedo et al., 2021). La capacidad del SMOS para medir la salinidad de manera continua y precisa ha sido fundamental para la caracterización de las condiciones oceanográficas en el PM, permitiendo la identificación de cambios en la salinidad que afectan la mezcla y circulación de las masas de agua.

A partir de los datos termohalinos satelitales se realizaron diagramas T-S superficiales de toda al área de estudio. Estos diagramas permitieron identificar los cambios estacionales de las masas de agua superficiales en el PM. Además, esta metodología proporciona un enfoque robusto para detectar cambios y tendencias a lo largo del tiempo, lo que contribuye a la comprensión de los procesos dinámicos que rigen la circulación oceánica en el PM.

## Resultados y Discusión

El análisis de diagramas T-S ofrece una herramienta poderosa para examinar las variaciones termohalinas en el Pacífico mexicano, proporcionando una visión detallada de las relaciones entre temperatura y salinidad que permiten identificar distintas masas de agua y sus dinámicas estacionales e interanuales. Este tipo de análisis es fundamental en estudios oceanográficos, ya que las masas de agua con diferentes características de temperatura y salinidad suelen estar asociadas a procesos de mezcla, transporte de calor, nutrientes y gases disueltos, lo cual es esencial para comprender la dinámica física y biogeoquímica de los océanos (Portela et al., 2016). En este contexto, se presentan los diagramas T-S para examinar las fluctuaciones tanto estacionales (Figura 2) como anuales (Figura 3).

En la Figura 2, que ilustra la variación estacional, se pueden observar claramente las diferencias entre las dos principales regiones: la Región I, que es dominada por aguas tropicales cálidas (TSW), y la Región II, caracterizada por aguas más frías y salinas que corresponden a la Corriente de California (CCW). Durante el periodo estacional, el comportamiento de estas dos masas de agua es marcado, con la Región I mostrando una mayor estratificación en primavera y verano, lo que se traduce en una menor densidad superficial ( $\sigma_0$ ). Este comportamiento está vinculado al calentamiento estacional y la escasa mezcla vertical, típico de las aguas tropicales en esta región. En contraste, la Región II exhibe mayores densidades, relacionadas con la influencia de aguas frías subárticas que dominan durante el invierno y el otoño, cuando la mezcla es más intensa debido a vientos y procesos de enfriamiento superficial (Coronado-Alvarez et al., 2023).

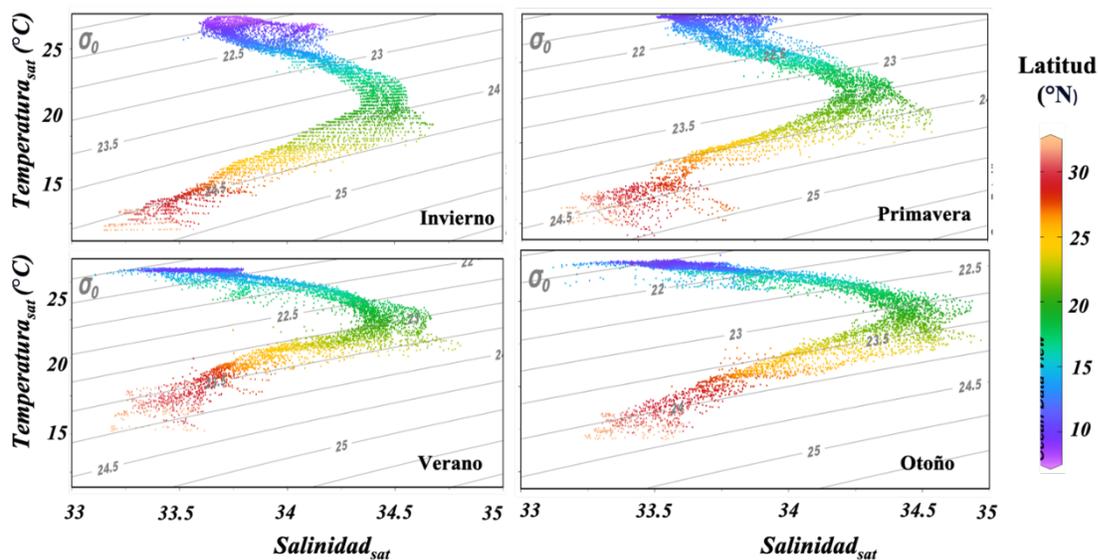


Figura 2. Diagramas de temperatura salinidad (T-S) estacionales con base a información satelital de temperatura y salinidad superficiales del 2011 al 2021. La barra de colores indica la latitud, latitudes menores color violeta y latitudes más altas, color rojo.

La Figura 3, que representa el ciclo interanual, muestra cómo las características termohalinas mantienen una estructura relativamente estable a lo largo del tiempo, con algunas excepciones en años específicos, como 2011 y 2021, cuando se observan desviaciones notables de la climatología. Estos eventos pueden estar asociados a eventos como El Niño o La Niña, los cuales tienden a alterar la temperatura y salinidad superficial, afectando las propiedades del agua en la Región I y modificando la interacción entre las aguas tropicales y las corrientes frías provenientes del norte. Durante eventos cálidos, como un Niño fuerte, se observa una mayor intrusión de aguas cálidas hacia el norte, desplazando las características de la Región I hacia valores más bajos de salinidad y mayor temperatura, lo que afecta la mezcla con las aguas de la Región II (Coronado-Alvarez et

al., 2023). Estos cambios quedan reflejados en el diagrama T-S como una mayor dispersión en las trazas.

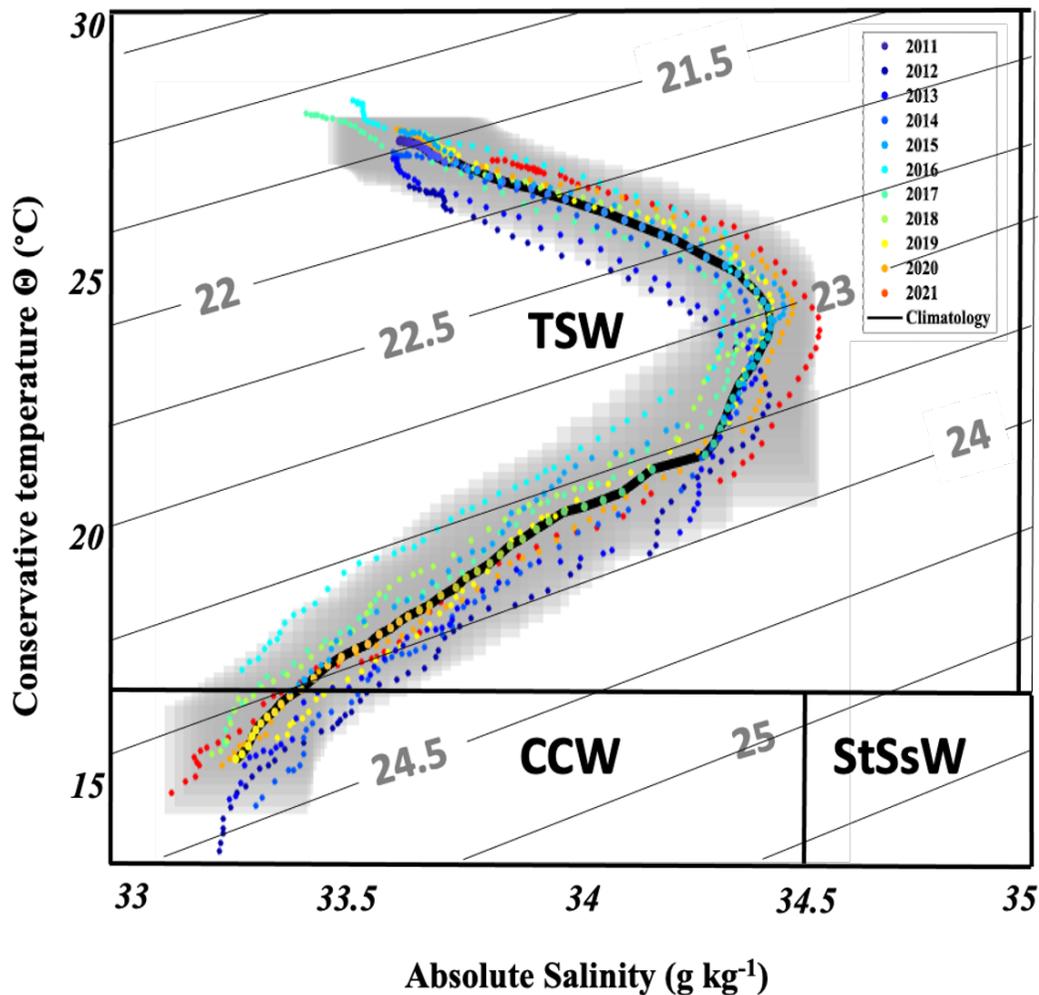


Figura 3. Diagramas de temperatura salinidad (T-S) interanual con base a información satelital de temperatura y salinidad superficiales del 2011 al 2021. Los puntos de colores indican los diferentes años; mientras que, el color gris indica la variabilidad de los valores de temperatura y salinidad durante los 11 años de datos analizados. La línea negra indica la climatología obtenido de estas variables en el periodo de estudio.

Una observación importante es que, aunque existen variaciones interanuales en la estructura termohalina, la estabilidad general del sistema sugiere una alta capacidad de resiliencia en esta zona ante las variaciones climáticas. Sin embargo, estas fluctuaciones no deben subestimarse, ya que las anomalías de temperatura y salinidad pueden influir en la productividad biológica, en la distribución de especies y en los procesos biogeoquímicos clave. Además, el análisis estacional permite identificar con claridad las transiciones entre periodos de mayor estabilidad en las masas de agua tropicales y los periodos en los que las aguas subárticas influyen con mayor fuerza, demostrando la importancia de un monitoreo continuo para capturar estos cambios y sus posibles implicaciones a largo plazo.

Este tipo de análisis permite observar las variaciones a nivel superficial, además proporciona información valiosa sobre las conexiones entre procesos locales y fenómenos de escala global, destacando la relevancia de los diagramas T-S como una herramienta diagnóstica para el estudio de la variabilidad oceánica en diferentes escalas temporales y espaciales. El análisis termohalino en el Pacífico mexicano ha puesto de relieve la compleja interacción entre las aguas tropicales cálidas (TSW) y las aguas frías y salinas de la Corriente de California (CCW). A través de los

diagramas T-S, se ha evidenciado una marcada variabilidad estacional en la estratificación y mezcla de estas masas de agua, lo que sugiere que las condiciones oceánicas son altamente dinámicas y responden de manera sensible a eventos climáticos como El Niño y La Niña. Estas fluctuaciones afectan las propiedades físicas del agua y a su vez, tienen repercusiones biogeoquímicas significativas, alterando la disponibilidad de nutrientes y la productividad primaria, elementos esenciales para la salud de los ecosistemas marinos

## Conclusiones

Los resultados que se reportan en este trabajo proporcionan hallazgos relevantes tales como: 1) el uso de datos satelitales para la elaboración de T-S en los cuales es posible identificar los cambios temporales en el PM. 2) También fue posible detectar los cambios interanuales a través del análisis de eventos como El Niño, lo cual destaca su capacidad de identificar la variabilidad espacio temporal de las condiciones termohalinas. 3) Lo anterior potencializa la aplicación de este tipo de productos en aras de la comprensión de la dinámica oceanográfica a través del tiempo; al mismo tiempo que se destaca su accesibilidad sin costo a esta información satelital.

Por tanto, este enfoque metodológico sienta las bases para futuros estudios que busquen evaluar los impactos de las variaciones climáticas sobre la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas en el Pacífico mexicano. En conjunto, este estudio enfatiza la necesidad de continuar con el monitoreo y análisis de las condiciones termohalinas en la región. Dado el contexto de cambios climáticos globales, es fundamental comprender cómo estas dinámicas pueden evolucionar en el futuro y cómo podrían influir en la sostenibilidad de los recursos marinos y la biodiversidad en el Pacífico mexicano.

## Agradecimientos

El primer autor fue apoyado por una beca del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT) para una beca postdoctoral en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

## Literatura citada

- Coronado-Alvarez LLA, Hernández-Ayón JM, Delgado-Contreras JA, Durazo R, Esponosa Carrón TL, Norzagary-López O, Sosa-Avaloz R, y Chapa-Balcorta C. (2023). Variability of pCO<sub>2</sub> and fCO<sub>2</sub> in the Mexican Pacific during 25 years. *J. Mar. Sci.* 103853. doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103853
- Durazo R. (2015). Seasonality of the transitional region of the California Current System off Baja California, *J. Geophys. Res. Oceans*, 120, 1173–1196. doi:10.1002/2014JC010405.
- Fiedler PC, Mendelssohn R, Palacios DM, and Bograd SJ. 2013. Pycnocline variations in the Eastern Tropical and North Pacific, 1958–2008. *J. Clim.*, 26, 583–599, doi:10.1175/JCLI-D-11-00728.1.
- Franco, A. C., J. M. Hernández-Ayón, E. Beier, V. García, H. Maske, A. Paulmier, J. Farber-Lorda, R. Castro, and R. Sosa-Avalos (2014), Air-sea CO<sub>2</sub> fluxes above the stratified oxygen minimum zone in the coastal region off Mexico, *J. Geophys. Res. Oceans*, 119, doi:10.1002/2013JC009337.
- NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory, Ocean Biology Processing Group; (2018): Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS-Aqua). Ocean Color Data, NASA OB.DAAC. doi.org/10.5067/MODAM-8D4N4. Accessed on 2022/01/15.
- Olmedo E, Martínez J, Turiel A, Ballabrera-Poy J, and Portabella M. 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
- Olmedo E, González-Haro C, Hoareau N, Umberto M, González-Gambau V, Martínez J, Gabarró C, Turiel A. (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
- Portela E, Beier E, Barton E, Castro R, Godínez V, Palacios-Hernández E, Fiedler P, Sánchez-Velasco L, and Trasviña A. (2016). Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *Amer. Met. Soc.* 46, 3069-3081. http://dx.doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1
- Rahmstorf, S. (2015). Thermohaline circulation. *Encyclopedia of Quaternary Science*, 2013, pp 737-747.

### 6.3. Distribución vertical de dos variables del sistema de carbonatos en el Golfo de Tehuantepec, México durante un evento Tehuano

Arévalo-Bonilla Alejandro A.<sup>1</sup>; Chapa-Balcorta Cecilia.<sup>2,\*</sup>; López-Serrano A.<sup>3</sup>; García-Burciaga H. O.<sup>1</sup> y Martínez-Magaña V. H.<sup>4</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>Instituto de Recursos, Licenciatura en Oceanología. Universidad del Mar. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oax., México C.P. 70902

<sup>3</sup>Instituto de Recursos, Licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar. Ciudad Universitaria, Puerto Ángel, Distrito de San Pedro Pochutla, Oax., México C.P. 70902

<sup>4</sup>Instituto Nacional de la Pesca (INAPESCA) Av. México 190, Del Carmen, Coyoacán, 04110 Ciudad de México, CDMX

\*Autor para correspondencia: cecilia\_chapa@aulavirtual.umar.mx

#### Resumen

La acidificación marina ha sido un tema de interés global, el cual puede ser estudiado mediante el monitoreo del sistema de carbonatos, así como los almacenes y flujos de CO<sub>2</sub> atmosférico. Se presentan resultados de las variables de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) y pH en la escala total (pH<sub>T</sub>) oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T) durante un evento Tehuano, en el Golfo de Tehuantepec en abril del 2021. Los valores de cada variable fluctuaron entre 2,100 – 2,250 μmol kg<sup>-1</sup>, 7.6 – 7.9, 0.1 – 200 μmol kg<sup>-1</sup>, 2,307 – 2,328 μmol kg<sup>-1</sup> y 12.5 – 30°C para CID, pH<sub>T</sub>, OD, AT y T, respectivamente. Se encontró la frontera superior de la Zona Mínima de Oxígeno (ZMO) con pH<sub>T</sub> ~7.6, correspondiendo al agua Subsuperficial Subtropical (AStSs). Esto indica un afloramiento de esta masa de agua, el cual acidificó la zona durante el periodo entre el 30 de marzo al 8 de abril del 2021. Este trabajo aporta nuevos datos sobre el sistema de carbonatos en el Golfo de Tehuantepec, Oaxaca

**Palabras clave:** *Golfo de Tehuantepec; Tehuano; carbono inorgánico disuelto; oxígeno disuelto; pH<sub>T</sub>; temperatura.*

#### Abstract

Marine acidification has been a topic of global interest, which can be studied by monitoring the carbonate system as well as atmospheric CO<sub>2</sub> stores and fluxes. Results are presented for the variables dissolved inorganic carbon (DIC) and pH on the full scale (pH<sub>T</sub>), dissolved oxygen (DO) and temperature (T) during a Tehuano event in the Gulf of Tehuantepec in April 2021. Values for each variable ranged from 2,100 - 2,250 μmol kg<sup>-1</sup>, 7.6 - 7.9, 0.1 - 200 μmol kg<sup>-1</sup>, 2,307 - 2,328 μmol kg<sup>-1</sup> and 12.5 – 30°C for CID, pH<sub>T</sub>, DO, TA and T, respectively. The upper boundary of the Oxygen Minimum Zone (OMZ) was found at pH<sub>T</sub> ~7.6, corresponding to Subtropical Subsurface Water (AStSs). This indicates an upwelling of this water mass which acidified the zone from March 30<sup>th</sup> to April 8<sup>th</sup>, 2021. This work provides new data on the carbonate system in the Gulf of Tehuantepec, Oaxaca.

**Key words:** *Gulf of Tehuantepec; Tehuano; dissolved inorganic carbon; dissolved oxygen; pH<sub>T</sub>; temperature.*

## Introducción

El impacto que tiene la acidificación del mar está relacionado con la concentración de carbono inorgánico disuelto, por lo que esta variable juega un papel importante en el ciclo del carbono (Doney *et al.*, 2009; Zeebe y Wolf-Gladrow, 2001). Además, éste es un factor importante para las distintas especies marinas que usan el carbonato de calcio para formar sus estructuras, ya sea en forma de minerales de aragonita o calcita, y que pueden verse afectadas por cambios en el pH y el estado de saturación de minerales carbonatados, como aragonita y calcita (Bednaršek, Calosi, *et al.*, 2021; Bednaršek *et al.*, 2018; Bednaršek, Newton, *et al.*, 2021; Chapa-Balcorta *et al.*, 2019; Hernández-Ayón *et al.*, 2019).

El sistema de carbonatos se compone de diversas fases y especies químicas. Cuando el CO<sub>2</sub> se disuelve en el agua de mar, reacciona para formar ácido carbónico, que se disocia en iones de bicarbonato y carbonato (Revelle y Suess, 1957). Estas reacciones químicas influyen directamente en la capacidad del océano para absorber y almacenar CO<sub>2</sub> atmosférico (Doney *et al.*, 2009; Zeebe y Wolf-Gladrow, 2001). A medida que aumenta la concentración de CO<sub>2</sub>, el equilibrio químico se desplaza hacia una mayor producción de iones de bicarbonato y una menor cantidad de carbonato, lo que reduce la eficiencia del océano para seguir absorbiendo dióxido de carbono atmosférico, ya que las reacciones de disolución se ralentizan (Zeebe y Wolf-Gladrow, 2001). No obstante, el aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico afecta la cantidad de CO<sub>2</sub> disuelto en el océano (Hauck y Völker, 2015). Este sistema tiene efecto es llamado factor Revelle.

Además, el incremento del CO<sub>2</sub> también está relacionado con cambios en el carbono inorgánico disuelto (CID). A medida que aumenta el CO<sub>2</sub>, se incrementa el CID, lo que a su vez eleva la concentración de iones H<sup>+</sup> y provoca una disminución en el valor del pH del agua de mar, como lo describen Doney *et al.* (2009) y Hofmann *et al.* (2011), y se refleja en la Ecuación 1.



A medida que el pH del océano disminuye, la capacidad de los océanos para almacenar carbono en forma de carbonatos disminuye, lo que puede limitar la absorción adicional de CO<sub>2</sub> y afectar al ciclo global del carbono y la biota marina. Algunos de los posibles efectos son, mayor frecuencia de casos de floraciones algales, así como descalcificación de estructuras de algunos organismos (ej. como cocolitofóridos, corales o pterópodos) y ser un impacto para la transmisión de sonidos debido al aumento de iones borato disueltos en función del pH, entre otros impactos reportados (Doney *et al.*, 2009).

El sistema de carbonatos se puede calcular a partir de dos de cuatro variables: carbono inorgánico disuelto (CID), presión parcial del CO<sub>2</sub> (*p*CO<sub>2</sub>), pH, y alcalinidad total (AT) (Zeebe y Wolf-Gladrow, 2001) donde:

CID: incluye todas las formas de carbono inorgánico disuelto en el agua como CO<sub>2</sub>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>.  
AT: Es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos y está relacionada con la concentración de aniones, y en el agua de mar dominan los iones bicarbonato y carbonato (ecuación 2).

$$\begin{aligned} \text{AT} = & [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + [\text{OH}^-] \\ & + [\text{HPO}_4^{2-}] + 2[\text{PO}_3^{3-}] + [\text{H}_3\text{SiO}_4^-] \\ & + [\text{NH}_3] + [\text{HS}^-] - [\text{H}^+]_F - [\text{HSO}_4^-] - [\text{HF}] - [\text{H}_3\text{PO}_4] \end{aligned} \quad (2)$$

pH<sub>T</sub>: Indica la concentración o actividad de total de iones hidrógeno en escala logarítmica.

*p*CO<sub>2</sub>: Indica la presión parcial del CO<sub>2</sub> en el agua.

El Pacífico mexicano es una zona clave debido a sus diversas variables geográficas, climáticas y atmosféricas, como el istmo de Tehuantepec, la península de Baja California, los eventos ENSO, las corrientes frías y tropicales, los vientos Tehuanos, los afloramientos y las interacciones costa-océano. Estas características hacen que estudiar el carbono inorgánico disuelto (CID) sea crucial para comprender la dinámica de las variables oceanográficas y su interacción con la biota local. El CID es un componente esencial del sistema de carbonatos y juega un papel clave en la regulación del pH oceánico, influyendo directamente en procesos como la acidificación del océano (Doney et al., 2009; Zeebe & Wolf-Gladrow, 2001).

El Golfo de Tehuantepec, en particular, es una región altamente dinámica dentro del Pacífico Tropical Mexicano debido a la interacción de fenómenos como los vientos Tehuanos, las corrientes tropicales y los afloramientos, que generan importantes intercambios entre la costa y el océano. Estas características lo convierten en un laboratorio natural para estudiar el impacto del CID en los procesos biogeoquímicos y su relación con la biota, en el contexto de las dinámicas oceánicas únicas del Pacífico mexicano (Hernández-Becerril *et al.*, 2008; Fiedler & Talley, 2006).

En este trabajo se busca evaluar la distribución espacial de las variables del sistema de carbonatos en el centro del Golfo de Tehuantepec se considera una región donde los vientos tehuanos (con velocidad  $>10\text{ms}^{-1}$ ) modifican significativamente la dinámica y biogeoquímica regional (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

## Materiales y métodos

Se colectaron muestras de agua durante la campaña oceanográfica JCFINP/21-03 llevada a cabo en abril de 2021 en el Golfo de Tehuantepec (GoT), Oaxaca, a bordo del B. I. O Dr. Jorge Carranza Fraser, en colaboración con el Instituto Mexicano de Investigación en Pesca y Acuicultura sostenibles (IMIPAS). Se colectaron datos de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto con ayuda de un CTD y se tomaron muestras discretas de agua de mar (Figura 1).

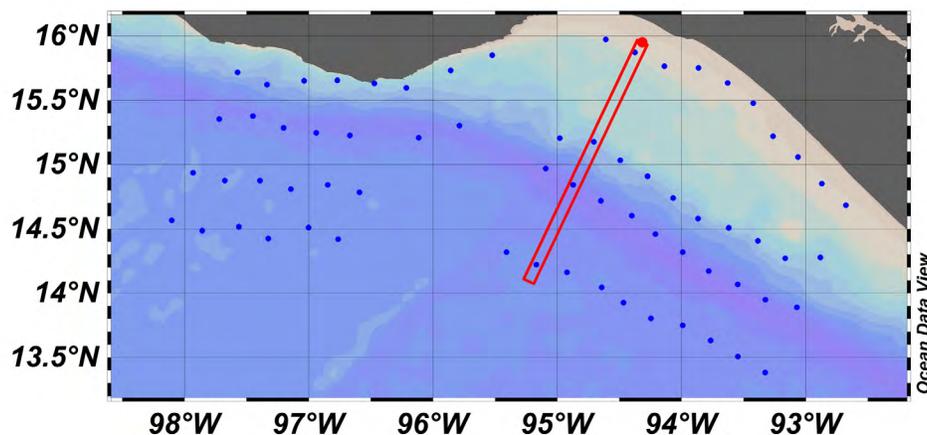


Figura 1.- Transecto de las estaciones oceanográficas del área de estudio de marzo- abril 2021.

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, donde fueron fijadas con  $200\ \mu\text{L}\ \text{HgCl}_2$ . Se utilizó grasa Apiezon y ligas para sellarlas con el fin de evitar el intercambio de  $\text{CO}_2$  con la atmósfera. Posteriormente se colocaron en un lugar fresco y oscuro hasta su transporte al laboratorio.

Para medir el oxígeno disuelto (OD), salinidad y temperatura se utilizó un perfilador de conductividad, temperatura y profundidad (CTD) del CIDIIR SBE19plus equipado con sensores

integrados y periféricos. La profundidad en cada estación se determinó utilizando los ecogramas del ecosonda EK60 estableciendo una distancia segura de 10 m por encima del fondo.

Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Biogeoquímica Marina de la Universidad del Mar. El pH en escala total ( $\text{pH}_T$ ) se midió mediante el método la tinción por colorante indicador púrpura de m-Cresol (Procedimiento operativo estándar [SOP] 6b, Dickson, 2007). La AT se midió mediante la titulación potenciométrica de celda abierta (Dickson *et al.*, 2007, SOP 3b) utilizando material de referencia certificado provistos por el Dr. Andrew Dickson del Scripps Institution of Oceanography. Se obtuvo una variación con respecto al valor certificado aproximado de  $0.003$  y  $4 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en  $\text{pH}_T$  y AT, respectivamente.

Se utilizó el programa  $\text{CO}_2\text{Sys}$  (Lewis y Wallace, 1998) para el cálculo de carbono inorgánico disuelto (CID). Se graficaron perfiles verticales y diagramas TS utilizando el programa Ocean Data View. La identificación de las masas de agua presentes en el área de estudio se realizó con base en Portela *et al.* (2016).

## Resultados y discusión

El diagrama de temperatura conservativa  $\Theta$  [ $^{\circ}\text{C}$ ] y salinidad absoluta ( $S_A$ ) ( $\text{g kg}^{-1}$ ) obtenida a partir del transecto donde se registró el viento tehuano, mostró la presencia del agua superficial tropical (AST) y el agua subtropical subsuperficial (AStSs). Con valores para CID ( $\sim 2,047 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), OD ( $179.5 - 214.3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), AT ( $\sim 2,300 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) y  $\text{pH}_T$  ( $\sim 7.91$ ) correspondiendo al agua superficial tropical (AST). Por otra parte, se encontraron valores de CID ( $2,241 - 2,291 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), OD ( $1.72 - 38.5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), AT ( $2,307 - 2,328 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) y  $\text{pH}_T$  ( $7.48 - 7.52$ ), correspondiendo al agua subtropical subsuperficial (AStSs).

Los resultados de este estudio se asemejan a los publicados por Chapa-Balcorta *et al.*, 2015. Los valores que se presentan en el trabajo de Chapa-Balcorta *et al.*, 2015 son: para el AST presentó valores de CID  $1,906 \pm 29 \mu\text{mol kg}^{-1}$ , OD  $>150 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ,  $\text{pH} >7.8$  y para el AStSs teniendo se registraron valores de CID  $2,252 - 2,268 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ,  $<30 \mu\text{mol kg}^{-1}$  y  $\text{pH} <7.7$ .

En la Figura 2 podemos observar que existen muy pocos valores con las características del AST mientras que la mayoría de los datos corresponden al agua de transición (ATr) y al AStSs, esto nos indica que hay una erosión de la AST, lo que es común en un evento Tehuano. También los valores de la zona de mínimo oxígeno (ZMO) se encuentran en la AStSs, con valores de  $\text{pH}_T$  igualmente bajos.

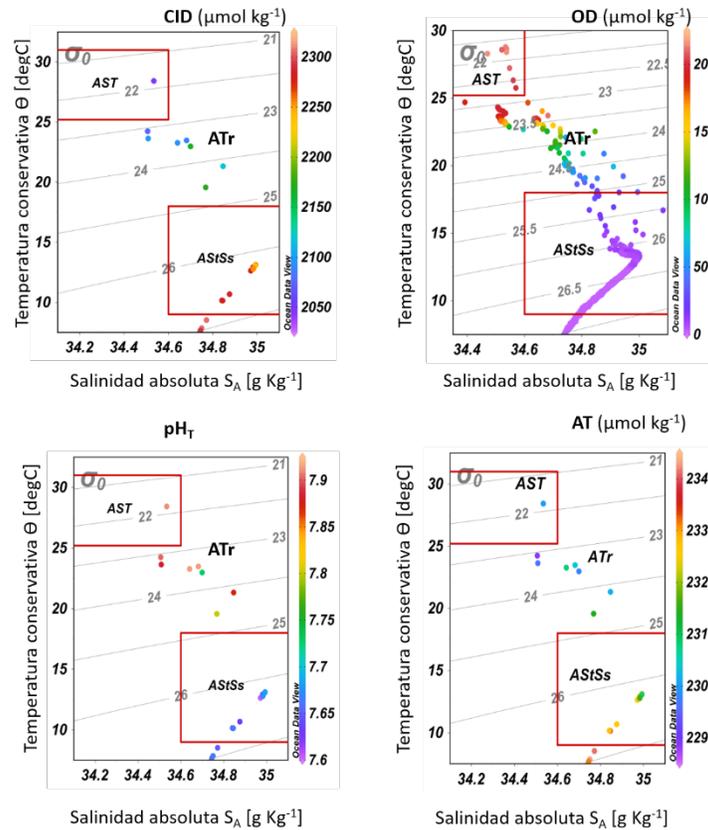


Figura 2.- Diagrama  $\Theta$ - $S_A$  en las estaciones de monitoreo de la campaña realizada a cabo en marzo- abril 2021. Clasificación de las masas de agua de acuerdo con Portela *et al.* (2016). ATS = Agua Tropical Superficial, ATr = Agua de Transición, AStSs = Agua Subtropical Subsuperficial.

En la Figura 3 se reportan secciones verticales de valores de CID ( $2,100 - 2,250 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), OD ( $0.1 - 200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ), de  $\text{pH}_T$  ( $7.6 - 7.9$ ) y temperatura ( $12.5 - 30 \text{ }^\circ\text{C}$ ) para los primeros 500 m de profundidad. Se consideran condiciones suboxicaa cuando los valores de OD son iguales o menores a  $4.5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ . En algunas zonas del Pacifico Oriental estos valores se registran desde los 100 m hasta los 900 m de profundidad (Karstensen *et al.*, 2007). En este trabajo, dichos valores se encuentran a  $<50$  m de profundidad en el GoT durante condiciones post-Tehuano. Se observó una disminución de la temperatura a nivel superficial hasta alcanzar los  $17.5^\circ\text{C}$ , patrón que indica el efecto de un evento de afloramiento de agua subsuperficial (Pennington y Chávez, 2000). A los 100 km de la costa se presentaron valores más bajos de  $\text{pH}_T$  ( $\sim 7.75$ ) y CID ( $\sim 2,200 \mu\text{mol kg}^{-1}$ ) en superficie.

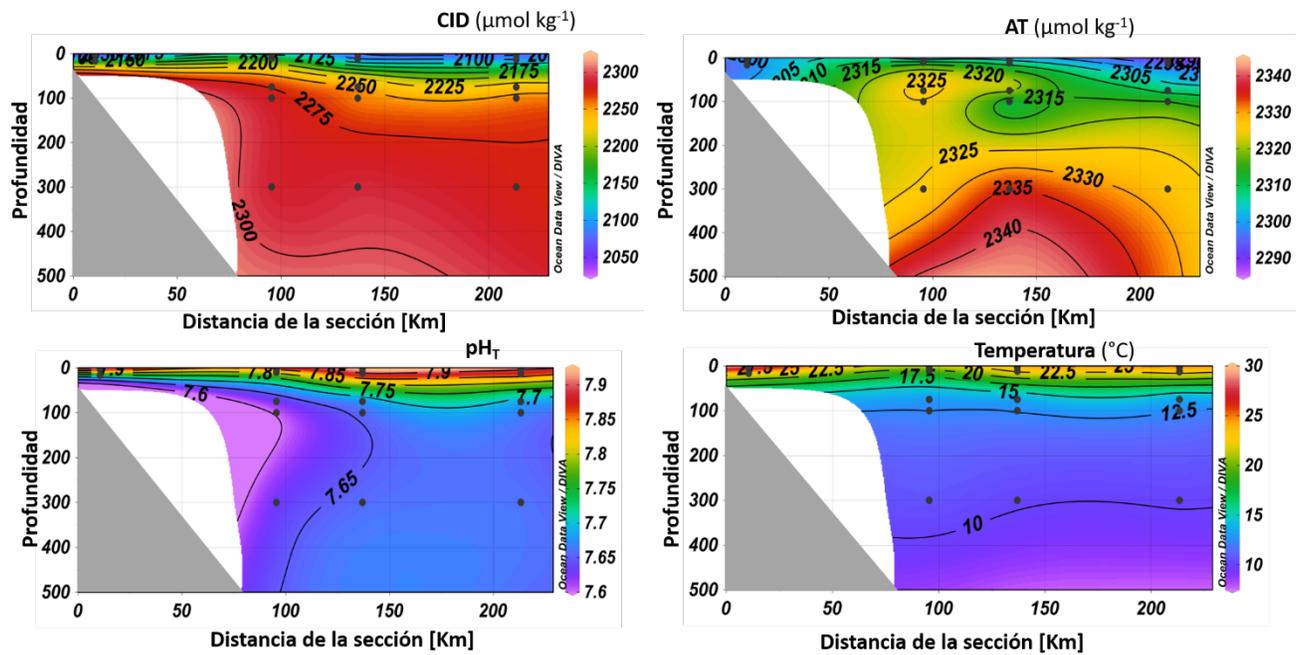


Figura 3.- Perfiles verticales de Carbono inorgánico disuelto (CID), pH a escala total de iones hidrogeno ( $\text{pH}_T$ ) y temperatura en  $^{\circ}\text{C}$ , la distancia de la sección a valor de 0 km es cercana a la costa y la de 200 km es mar a dentro; el triángulo gris indica el talud continental.

## Conclusiones

Durante el evento Tehuano el AST se erosiona y apenas es perceptible en la región. Durante estos eventos domina la presencia del agua de transición y del AStSs; lo anterior promueve una disminución de los valores de  $\text{pH}_T$ , que llegan a descender hasta valores de 7.6 en los primeros 100 m de profundidad en mar abierto, y cerca de la costa, este valor lo encontramos tan somero como a los 50 m. También reportamos que el CID se encuentra con valores de  $2,100 - 2,250 \mu\text{mol kg}^{-1}$  en los primeros 100 m, lo cual concuerda con otros eventos con condiciones similares, como lo publicado por Chapa-Balcorta *et al.* (2015; 2019). Todos estos datos nos indican la presencia de eventos naturales de acidificación de la zona, donde se observa que el factor que promovió la acidificación es el afloramiento del agua subsuperficial. Este proceso moldea la dinámica poblacional y crecimiento de organismos biológicos en distintos estadios de su ciclo de vida, principalmente en aquellos con estructuras de carbonato de calcio, debido a la alteración del sistema de carbonatos.

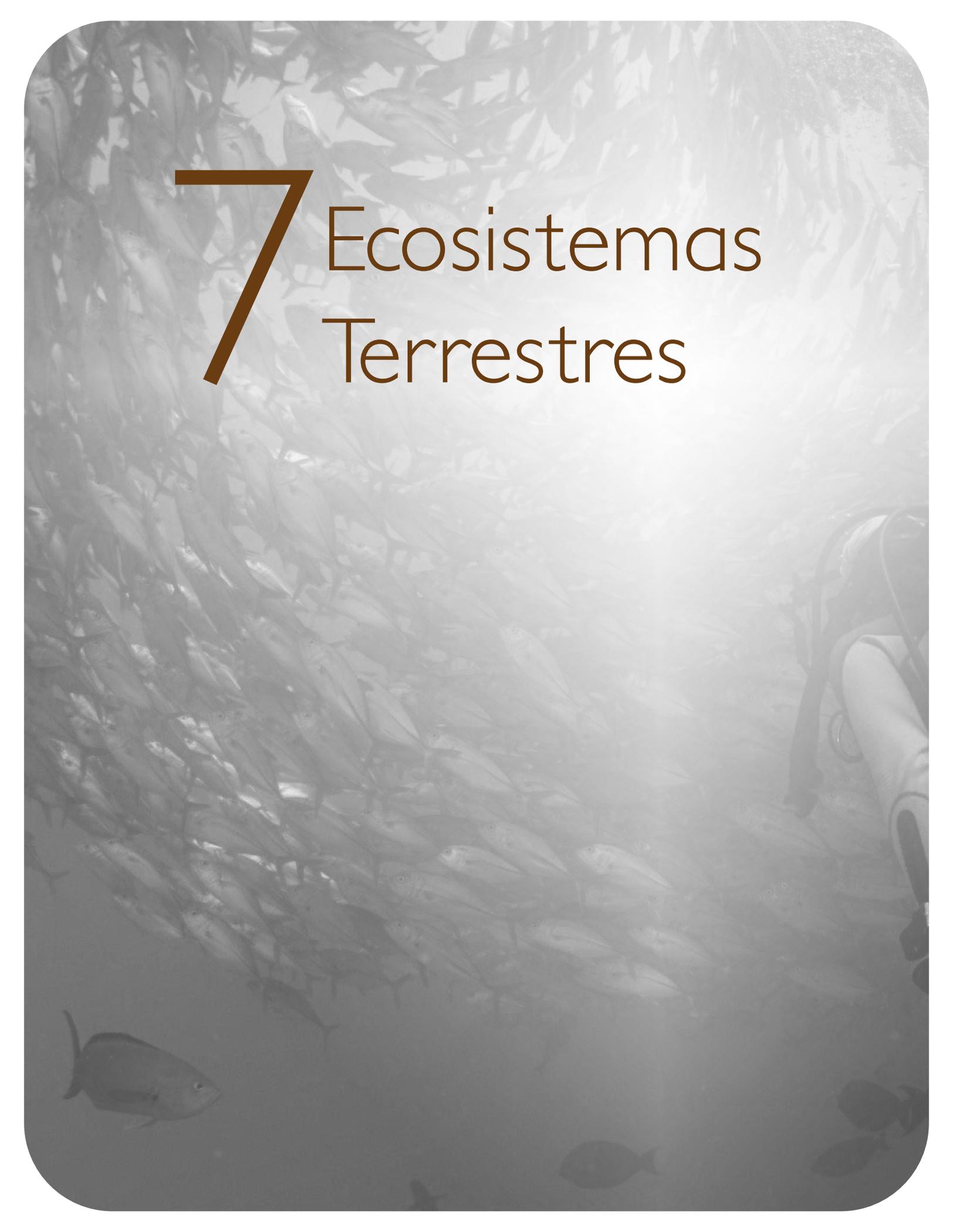
## Agradecimientos

El primer autor agradece al CONAHCyT por el programa de becas 005241 - MAESTRÍA EN CIENCIAS: ECOLOGÍA MARINA con el CVU número 1240310, al proyecto Coastal Acidification Time Series, Salina Cruz financiado por The Ocean Foundation y la Global Ocean Acidification Observation Network y al IMIPAS (JCFINP/21-03) por el acceso a las muestras y datos.



## Literatura citada

- Bednaršek, N., Calosi, P., Feely, R. A., Ambrose, R., Byrne, M., Chan, K. Y. K., Dupont, S., Padilla-Gamiño, J. L., Spicer, J. I., Kessouri, F., Roethler, M., Sutula, M., & Weisberg, S. B. (2021). Synthesis of Thresholds of Ocean Acidification Impacts on Echinoderms. *Frontiers in Marine Science*, 8, 602601. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.602601>
- Bednaršek, N., Feely, R. A., Beck, M. W., Glippa, O., Kanerva, M., & Engström-Öst, J. (2018). El Niño-Related Thermal Stress Coupled With Upwelling-Related Ocean Acidification Negatively Impacts Cellular to Population-Level Responses in Pteropods Along the California Current System With Implications for Increased Bioenergetic Costs. *Frontiers in Marine Science*, 5, 486. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00486>
- Bednaršek, N., Newton, J. A., Beck, M. W., Alin, S. R., Feely, R. A., Christman, N. R., & Klinger, T. (2021). 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., Hernandez-Ayon, J. M., Durazo, R., Beier, E., R. Alin, S., & López-Pérez, A. (2015). Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO<sub>2</sub> system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. 2015, 120, Article 120. <https://doi.org/doi:10.1002/2015JC011249>.
- Dickson, A. G., Sabine, C. L., Christian, J. R., Barger, C. P., & North Pacific Marine Science Organization (Eds.). (2007). *Guide to best practices for ocean CO<sub>2</sub> measurements*. North Pacific Marine Science Organization.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., & Feely, R. A. (2009). Ocean acidification A Critical Emerging Problem for the Ocean Sciences. *Oceanography*, Vol.22(No.4), 16–25.
- Gattuso, J.-P., & Hansson, L. (Eds.). (2011). *Ocean acidification*. Oxford University Press.
- Hauck, J., & Völker, C. (2015). Rising atmospheric CO<sub>2</sub> leads to large impact of biology on Southern Ocean CO<sub>2</sub> uptake via changes of the Revelle factor. *Geophysical Research Letters*, 42(5), 1459–1464. <https://doi.org/10.1002/2015GL063070>
- Hernández-Ayón, J. M., Chapa-Balcorta, C., Oliva-Mendez, N., Sosa-Ávalos, R., Espinosa-Carreón, T. L., Cupul-Magaña, A., Rodríguez-Troncoso, A. P., Nobela, A. F., Gabriela Cervantes-Díaz, G., & López-Pérez, A. (2019). Acidificación de los océanos. En: Estado del ciclo del carbono en México Agenda azul y verde (J. M. Hernandez-Ayon, F. Paz Pellat, R. Sosa-Ávalos, & A. S. Velázquez Rodríguez, Eds.). Programa Mexicano del Carbono. 65-85.
- Hofmann, G. E., Smith, J. E., Johnson, K. S., Send, U., Levin, L. A., Micheli, F., Paytan, A., Price, N. N., Peterson, B., Takeshita, Y., Matson, P. G., Crook, E. D., Kroeker, K. J., Gambi, M. C., Rivest, E. B., Frieder, C. A., Yu, P. C., & Martz, T. R. (2011). High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. *PLoS ONE*, 6(12), e28983. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028983>
- Karstensen, J., Stramma, L., & Visbeck, M. (2007). *Oxygen minimum zones in the eastern tropical Atlantic and Pacific Oceans*.
- Lewis, E., & Wallace, D. W. R. (1998). *CO<sub>2</sub>SYS-Program developed for the CO<sub>2</sub> systems calculations* (Versión v3.1.2) [Windows 11]. <https://github.com/jonathansharp/CO2-System-ExtD>
- Pennington, J. T., & Chávez, F. P. (2000). Seasonal fluctuations of temperature, salinity, nitrate, chlorophyll and primary production at station H3/M1 over 1989-1996 in Monterey Bay, California. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 47, 947–973. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(99\)00132-0](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(99)00132-0)
- Portela, E., Beier, E., Barton, E. D., Castro, R., Godínez, V., Palacios-Hernández, E., Fiedler, P. C., Sánchez-Velasco, L., & Trasviña, A. (2016). Water Masses and Circulation in the Tropical Pacific off Central Mexico and Surrounding Areas. *Journal of Physical Oceanography*, 46(10), Article 10. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Revelle, R., & Suess, H. E. (1957). Carbon Dioxide Exchange Between Atmosphere and Ocean and the Question of an Increase of Atmospheric CO<sub>2</sub> during the Past Decades. *Tellus*, 9(1), 18–27. <https://doi.org/10.1111/j.2153-3490.1957.tb01849.x>
- Sabine, C. L., Feely, R. A., Gruber, N., Key, R. M., Lee, K., Bullister, J. L., Wanninkhof, R., Wong, C. S., Wallace, D. W. R., Tilbrook, B., Millero, F. J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T., & Rios, A. F. (2004). The Oceanic Sink for Anthropogenic CO<sub>2</sub>. *Science*, 305(5682), 367–371. <https://doi.org/10.1126/science.1097403>
- Zeebe, R. E., & Wolf-Gladrow, D. A. (2001). *CO<sub>2</sub> in seawater: Equilibrium, kinetics, isotopes*. Elsevier.

A large school of fish swimming in the ocean, with a diver's gear visible on the right side.

# 7 Ecosistemas Terrestres

## 7.1. Deterioro y conservación de pastizales en Tepezalá, Aguascalientes: Un estudio sobre el almacenamiento de carbono

**Meraz Jiménez Antonio de J.<sup>1,\*</sup>; Meraz-Mercado Marco A.<sup>1</sup>; Torres-González Jorge A.<sup>1</sup>; Alonso-Tapia Hugo<sup>1</sup> y Galarza-Mendoza José L.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Ciencias Agropecuarias, 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

Las condiciones de manejo de los pastizales en el municipio de Tepezalá, han originado un deterioro causado por el sobrepastoreo, lo que requiere de un programa de manejo para revertir su deterioro. Por otro lado, el pastoreo intensivo y la aridez pueden reducir el almacenamiento de carbono, por lo que el objetivo fue evaluar el almacenamiento de carbono en la biomasa del pastizal. El estudio se realizó en el municipio de Tepezalá, Aguascalientes. Los puntos de muestreo se determinaron mediante un sistema estratificado y se tomaron muestras de pasto con un cuadrante de 0.5 m<sup>2</sup>. Se cortaron las muestras al ras del suelo, se secaron a 65 °C, se pesaron para obtener la materia seca (MS) y el coeficiente de agostadero, se multiplicaron por 0.45 para obtener el carbono. El pastizal tiene un promedio de 1,179 kg. En cuanto al grupo de suelo Regosol presenta la mayor acumulación de MS. En el caso del coeficiente de agostadero, se necesitan 11 ha en promedio por unidad animal. El pastizal almacena un promedio de 26 kg, con un máximo de 90 kg un mínimo de 4.35 kg C / ha<sup>-1</sup>. El grupo de suelo Fluvisol presenta la mayor acumulación de carbono en pasto. Esto demuestra que el pastizal es un importante almacén de carbono, así como el hábitat para la fauna silvestre y cubierta vegetal del suelo. Es crucial proteger los pastizales y fomentar la gestión sostenible en colaboración con las comunidades locales. Se hace necesario controlar el pastoreo y la conservación de terrenos para mantener un equilibrio ecológico y social en la región semiárida.

**Palabras claves:** *pastizal; sobrepastoreo; comunidades locales*

### Abstract

Grassland management conditions in the municipality of Tepezalá have caused degradation due to overgrazing. A management program is needed to reverse this degradation. On the other hand, intensive grazing and aridity can reduce carbon storage, so the objective was to evaluate the carbon storage in grassland biomass. The study was carried out in the municipality of Tepezalá, Aguascalientes. Sampling points were determined using a stratified system, and grass samples were collected in 0.5 m<sup>2</sup> squares. The samples were cut at ground level, dried at 65 °C, weighed to obtain dry matter (DM) and pasture coefficient, and multiplied by 0.45 to obtain carbon. The pasture averaged 1,179 kg. As for the Regosol soil group, it has the highest DM accumulation. In the case of the pasture coefficient, an average of 11 ha is needed per animal unit. The pasture stores an average of 26 kg, with a maximum of 90 kg and a minimum of 4.35 kg. The Fluvisol soil group shows the highest carbon accumulation in the pasture. This shows that grassland is an important carbon store as well as habitat for wildlife and ground cover. It is crucial to protect grasslands and promote sustainable management in cooperation with local communities. Grazing control and land conservation are necessary to maintain an ecological and social balance in the semi-arid region.

**Key words:** *grassland; overgrazing; local communities*

## Introducción

En el municipio de Tepezalá, como en prácticamente todo el oriente del estado de Aguascalientes, se observa un alarmante deterioro de los pastizales, atribuido básicamente a la sobreutilización por pastoreo extensivo, por lo que se considera urgente el diseñar y adoptar un programa de manejo del pastoreo, como una medida preventiva. La investigación sobre el deterioro y conservación de pastizales en Tepezalá, Aguascalientes, enfocándose en el almacenamiento de carbono, es crucial para comprender las implicaciones ecológicas y climáticas de estos ecosistemas. Al integrar los pastizales en los sistemas de producción y en las decisiones sobre el uso del suelo a escala local y regional, es posible aumentar su potencial para contribuir a paisajes multifuncionales y a la conservación de la biodiversidad, así como a la seguridad alimentaria y a unos medios de vida sostenibles (Bengtsson *et al.*, 2009). La utilización de los recursos forrajeros del pastizal como alimento primario representa la base del sistema de producción vaca-becerro, así como de la explotación de caprinos y ovinos bajo condiciones extensivas. El alarmante deterioro de los pastizales ha sido atribuido en gran medida a la sobreutilización del recurso, por lo que el desarrollo de un programa adecuado de manejo del pastoreo debe considerarse como preventivo, (Jurado-Guerra *et al.*, 2021). La intensificación del pastoreo en combinación con el aumento de la aridez puede alterar la composición de la comunidad vegetal y, en última instancia, reducir el almacenamiento de carbono en los pastizales en el futuro (Sanaei *et al.*, 2023), por lo que se planteó el objetivo de evaluar el almacenamiento de carbono en la biomasa del pastizal.

## 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 de matorrales y pastizal natural, tipo de clima semiseco templado con lluvia en verano, con precipitaciones de 400 a 500 mm, (INEGI 2021), (Figura 1).

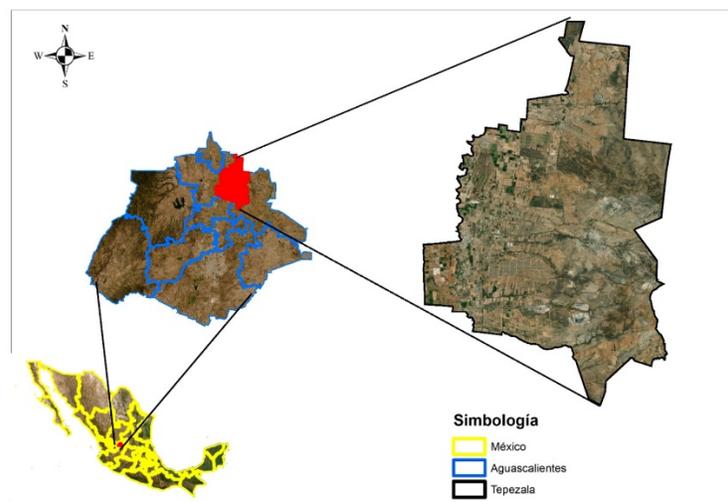


Figura 1. Mapa de localización del Municipio de Tepezalá, Aguascalientes, Mex. Fuente: marco geostadístico de los estados unidos mexicanos (INEGI 2023).

### Determinación de los puntos de muestreo

Estos se definieron con apoyo del software de información geográfica R versión 4.1.3, el paquete Sp (Classes and Methods for Spatial Data) el cual arroja los puntos de muestreo dentro del polígono municipal que se muestrearon mediante un sistema estratificado.

### *Muestreo y análisis de carbono en pastos*

Esta se realizó con un cuadrante de varilla de 0.5 m<sup>2</sup>, el corte del pasto fue al ras del suelo para el muestreo de biomasa aérea, (Ramírez, 2009), el mismo que fue secado en horno a 65 °C hasta obtener el peso constante, que equivale al peso de materia seca (MS). El peso de MS de cada muestra se multiplicó por dos para obtener el peso de MS por m<sup>2</sup>. La cantidad del carbono se obtuvo al multiplicar la MS por 0.45, (Etchevers *et al.*, 2005).

### *Geoprocesamientos de la zona de estudio*

Para el manejo de vectores y creación de raster del área de estudio se utilizó el software R (2021) versión 4.1.3 y ArcMap 10.2.2. Con las coordenadas de los puntos de muestreo y resultados de carbono en pasto se realizó la interpolación IDW (Inverse Distance Weighted, por sus siglas en inglés), donde se observó espacialmente el carbono y se determinó las áreas con mayor o menor acumulación de carbono y relacionarlo con las condiciones de las zonas de muestreo.

## Resultados y Discusión

- En el área de estudio el pastizal tiene un promedio de 1,179 kg, con un máximo 4,026 y un mínimo de 193 kg, en la Figura 2, se muestra que el área verde es la parte donde se presenta mayor acumulación de pasto. Sin embargo, no quiere decir que tenga mejor manejo para el cuidado, eso se debe a que el pastizal pertenece a zonas privadas o está libre de pastoreo. Además, el contenido de MS es menor a la biomasa reportada para otros pastizales en México, ya que presentan valores 5,730 kg ha<sup>-1</sup>, con valores mínimos y máximos de 4,720 y 7,950 kg ha (Briones *et al.*, 2018). 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). En estudios específicos se ha cuantificado el almacenamiento de carbono en pastizales, revelando valores que van desde 9.29 a 18.51 kg m<sup>2</sup>, siendo la materia orgánica del suelo (SOM) el reservorio primario de carbono (Sarula *et al.*, 2014) (Jin-xian, 2012).

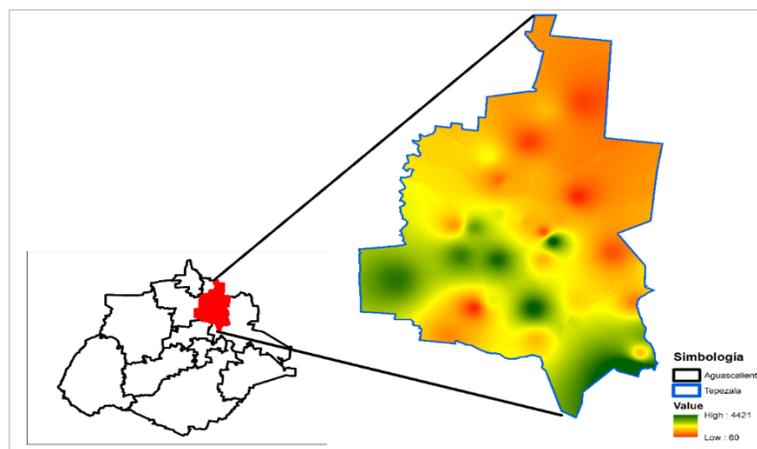


Figura 2. Distribución de los kilos por hectárea del pastizal en Tepezalá. Fuente marco geostatístico 2022, y datos geoprocesados de campo.

En la Figura 3, se muestra los kilogramos de materia seca del pasto por grupo de suelo, donde el pasto que presentó mayor acumulación de materia seca fue en el grupo de suelo Regosol.

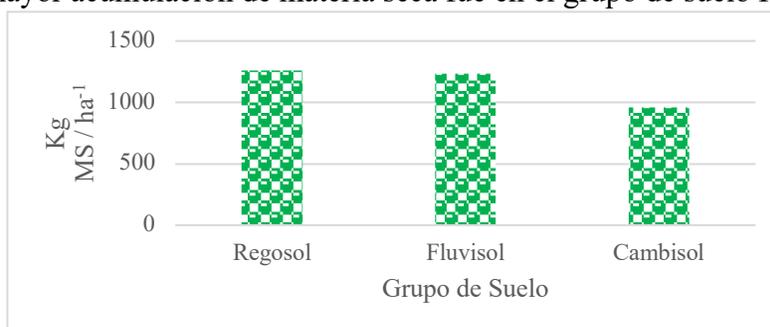


Figura 3. Kilo gramos de materia seca de pasto por grupo de suelo. Fuente datos a partir de datos de campo y laboratorio.

### *Coefficiente de agostadero*

Los kilos de pastizal sirven para determinar el número de hectáreas que necesita una vaca para comer, en este proyecto se tienen los siguientes resultados: en promedio 11 ha para una unidad animal, con un máximo de 52 ha y un mínimo de dos hectáreas por unidad animal (corresponde a un área excluida al pastoreo). Si se comparan los datos con los reportados por la Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA), se coincide con el promedio, ya que ellos reportan 11.56 ha, con un máximo de 27.86 ha, en este estudio el 53 % de los sitios sobrepasa este dato, considerando que los estudios de la COTECOCA se hacen a nivel estatal, y pondera datos en donde se tiene buen pastizal. La figura 4 muestra la distribución espacial de las zonas en donde se tiene mayor y menor coeficiente de agostadero, en el área de color rojo se tiene menor capacidad de carga animal, sin embargo, estas áreas corresponden a propiedad privada, la cementera, cultivos, todas ellas son áreas en las que no permiten la entrada de ganado.

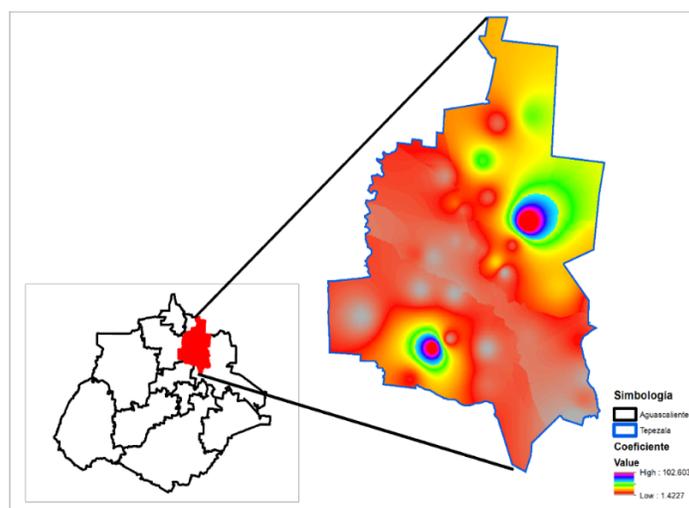


Figura 4. Coeficiente de agostadero en el municipio de Tepezalá. Fuente marco geoestadístico 2023, y datos geoprocesados de campo.

En la superficie que se requiere por unidad animal, el pasto que se desarrolla en el grupo de suelo cambisol, es el que necesita mayor cantidad, con 36 ha para poder alimentar una unidad animal por año (Figura 5)



Figura 5. Coeficiente de agostadero por grupo de suelo. Fuente datos a partir de campo y laboratorio.

### Carbono en pasto

El pastizal, además de proveer alimento para el ganado, permite el almacenamiento de carbono y con ello contribuye a la mitigación los impactos del cambio climático. La mayoría de los estudios en pastizales se concentran en el carbono orgánico del suelo, debido a que este compartimiento concentra la mayor cantidad de carbono almacenado (Romero-Sánchez *et al.*, 2022). En este proyecto se cuantificó el carbono en la biomasa, resultando con un promedio de 26 kilogramos de carbono por hectárea, con un máximo de 90 y un mínimo de 4.35 kg. El carbono en la biomasa del pastizal es muy importante, como lo menciona Callesen *et al.*, (2023), ya que 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, (Figura 6).

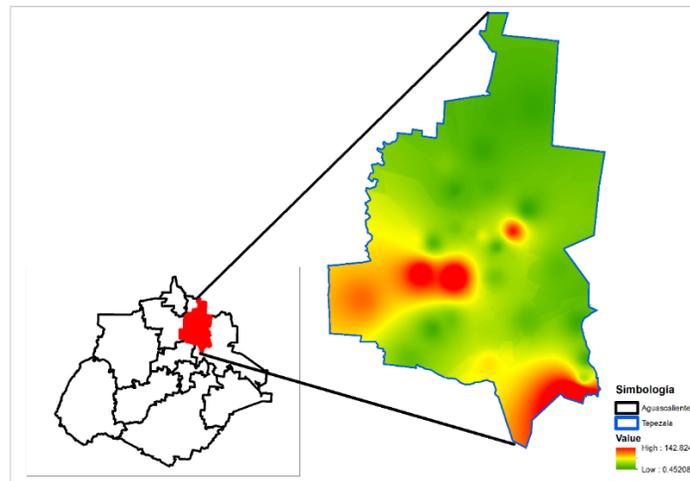


Figura 6. Carbono en pasto del municipio de Tepezalá. Fuente: marco geoestadístico 2023, y datos geoprocesados de campo.

La mayor acumulación de carbono en pasto se presentó en el grupo de suelo Fluvisol, (Figura 7)

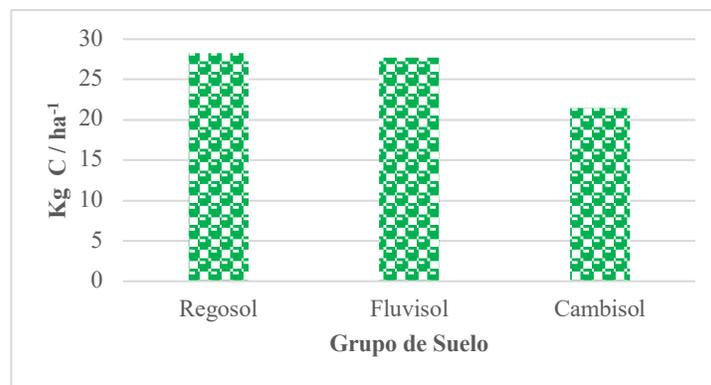


Figura 7. Carbono en pasto en base en el grupo de suelo. Fuente datos a partir de campo y laboratorio.

### *Implicaciones del inadecuado manejo del ganado en las zonas del pastoreo*

En el caso del área de estudio, se constata un manejo inadecuado de las áreas de pastoreo, ya que por lo general, son terrenos ejidales de uso común y no se cuenta con reglamentos para controlar la carga animal, por lo que en la mayoría de los sitios muestreados se observó el deterioro del suelo, con poca o nula biomasa, calidad forrajera baja, presencia de otras plantas no palatable para el ganado, suelo sin cubierta vegetal (desnudo) y erosionado. Como lo menciona Lenka *et al.* (2012), la disminución de la calidad del suelo, el agotamiento del carbono orgánico del suelo y la degradación de los recursos de la tierra debido a la erosión, son los principales obstáculos para la futura seguridad alimentaria mundial.

### *Algunas soluciones*

Ante los resultados encontrados en el estudio, se proponen destinar áreas de exclusión para el desarrollo del pastizal, siembra de semilla de pastos de la región, rotación del ganado con un programa consensado para el beneficio de los suelos y el pastizal, diversificación plantación o siembra de otras plantas forrajeras. La información que se genera con esta investigación puede contribuir al diseño de políticas de sostenibilidad ambiental y social, su integración en la planificación territorial supone un avance hacia una nueva concepción del desarrollo en el municipio. La restauración ecológica de tierras degradadas mediante ecosistemas productivos con árboles y pastos, ofrece una oportunidad para el secuestro de carbono en el suelo y biomasa, así como para la seguridad alimentaria y forrajera (Ghosh *et al.*, 2021). Este argumento se fortalece con lo indicado por Rojas (2021), quien sostiene que 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.

### **Conclusiones**

La evaluación del almacenamiento de carbono en la biomasa del pastizal permitió determinar que éste, además de proveer alimento para el ganado, constituye un importante almacén de carbono que contribuye de manera importante a la mitigación de los impactos del cambio climático; sirve como hábitat para fauna silvestre y protege al suelo. A medida que se enfrentan desafíos ambientales y climáticos, es crucial garantizar la protección de la biodiversidad y fomentar una gestión sostenible en colaboración con las comunidades locales. Estos resultados subrayan la necesidad de resolver

cuestiones como el pastoreo descontrolado y la conservación de terrenos para mantener un equilibrio ecológico y social en esta región semiárida.

## Literatura citada

- Bengtsson, J., J. M. Bullock, B. Egoh, C. Everson, T. Everson, T. O'Connor, P. J. O'Farrell, H. G. Smith, and R. Lindborg. 2019. Grasslands more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Briones, O., Y. Perroni, A. E. Castellanos, I. Estrada-Contreras, A. Martínez-Yrizar, Y. Maya, y E. A. Yezpez. 2018. Base de datos sobre almacenes y flujos de carbono en los matorrales y pastizales xerófilos de México. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(3), 200-209.
- Callesen, T. O., C. V. Gonzalez, 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>
- 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>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2021. Aspectos geográficos Aguascalientes [https://en.www.inegi.org.mx/contenidos/app/areasgeograficas/resumen/resumen\\_01.pdf](https://en.www.inegi.org.mx/contenidos/app/areasgeograficas/resumen/resumen_01.pdf) (consulta: mayo 31, 2024)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2023. Marco Geostadístico <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#descargas> (consulta: junio 3, 2024)
- 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>
- Sanaei, A., E. J. Sayer, Z. Yuan, H. Saiz, M. Delgado-Baquerizo, M. Sadeghinia, P. Ashouri, S. Ghafari, H. Kaboli, M. Kargar, E. W. Seabloom, and A. Ali. 2023. Grazing intensity alters the plant diversity-ecosystem carbon storage relationship in rangelands across topographic and climatic gradients. *Functional Ecology*, 1365-2435.14270. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14270>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA), Mayo, 2014. [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio\\_2020/dgeiawf.semarnat.gob.mx\\_8080/ibi\\_apps/WFServlet5d07.html](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2020/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/ibi_apps/WFServlet5d07.html) (consulta: junio 12, 2024)
- Ramírez-Lozano, R. G. 2009. Nutrición de rumiantes: sistemas extensivos. 2ª ed. Trillas. Nuevo León, México. 314 p.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 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>
- 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>
- Sarula., Haijun, Chen., Xiangyang, Hou., L., L., Ubugunov., Oksana, Vishnyakova., Xinhong, Wu., Weibo, Ren., Yong, Ding. 2014. Carbon storage under different grazing management in the typical steppe. *Eurasian Soil Science*, 47(11):1152-1160. doi: 10.1134/S1064229314110106
- LI, Jin-xian. 2012. Research on Soil Organic Carbon Storage Distribution in the Grassland Ecosystem.

## 7.2. Almacenamiento de carbono en un matorral xerófilo como mapa base para la conservación

**Díaz-Romo Abraham**<sup>1</sup>; Mendieta-Vázquez Guadalupe A.<sup>1</sup>; Martínez-Calderón Víctor M.<sup>1</sup>; Rubalcava-Castillo Fabián A.<sup>1</sup>; Meraz-Jiménez Antonio J.<sup>1</sup>; Torres-González Jorge A.<sup>1</sup> y López-Santos Armando<sup>2,\*</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 forestales son buenos secuestradores de CO<sub>2</sub> atmosférico y por lo tanto son importantes almacenes del carbono, tanto en sus etapas tempranas como en las tardías. En particular, en las especies de rápido desarrollo se incrementa rápidamente la captura de carbono, que después se convierten en depósitos del mismo. El objetivo fue determinar la condición actual del carbono almacenado en biomasa del matorral. El área de estudio se localiza en el predio denominado "Arroyo Seco" ubicado al poniente del municipio de Jesús María, Aguascalientes. Se utilizó el mapa publicado por el Centro de Investigación Woods Hole (WHRC) y la alianza MREDD+. El mapa integra el Inventario Nacional Forestal de México (INFyS), que provee mediciones de campo para 26000 lotes en todo México, El área de Arroyo Seco tiene una acumulación de carbono en la biomasa de 1 a 14 t ha<sup>-1</sup>. Sin embargo, con la construcción de un libramiento carretero se afectó un área que abarco valores de 1 a 11 t ha<sup>-1</sup> de carbono por el cambio de uso de suelo. Con el mapa base podemos ver el antes y el después de la perturbación. El estudio de Arroyo Seco con el mapa base, muestra el papel del matorral xerófilo en el ciclo del carbono y la mitigación del cambio climático. Los resultados de este estudio pueden ser utilizados para establecer políticas públicas, iniciativas de conservación y prácticas de manejo forestal.

**Palabras clave:** *servicios ecosistémicos; arbustos; zonas áridas*

### Abstract

Forest ecosystems are effective as atmospheric CO<sub>2</sub> sequestrants, and therefore they are important carbon stores, both in their early and late stages. Especially fast-growing species rapidly increase carbon sequestration, which later become carbon reservoirs. The objective was to determine the status of carbon store in the biomass of the shrubland. The study area is located in the property called "Arroyo Seco", that is located west of the municipality of Jesús María, Aguascalientes. The map published by the Woods Hole Research Center (WHRC) and the MREDD+ Alliance was used. The map is part of the National Forest Inventory of Mexico (INFyS), which provides field measurements for 26000 plots throughout Mexico. The Arroyo Seco area has a biomass carbon accumulation of one to 14 t ha<sup>-1</sup>. However, the construction of a highway affected an area with values ranging from one to 11 t ha<sup>-1</sup> of carbon, due to change in soil use. With the base map we can see the before and after of the disturbance. The Arroyo Seco study with the base map shows the role of xerophytic scrub in carbon cycling and climate change mitigation. People can use the results of this study to establish public policies, conservation initiatives, and forest management practices.

**Key word:** *ecosystem services, shrubs, arid zones*

## Introducción

Los ecosistemas naturales proveen varios servicios ambientales, uno de ellos es la captura de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). En general, los ecosistemas forestales son buenos secuestradores de CO<sub>2</sub> atmosférico y por lo tanto son importantes almacenes del carbono, tanto en sus etapas tempranas como en las etapas tardías (bosques maduros). Las especies de rápido desarrollo incrementan rápidamente la captura de carbono que después se convierten en depósitos del mismo. Al realizar un adecuado manejo forestal sustentable, ya sea en una plantación o un bosque natural, se crean sumideros de carbono que suelen ser constantes en el tiempo, puesto que se renueva en sucesivas rotaciones los volúmenes de madera y se reincorporan mediante la realización de reforestación en la superficie forestal (Acosta *et al.*, 2020). La determinación de la biomasa en los ecosistemas forestales es fundamental para estimar el almacén de carbono de la vegetación aérea, así como también es importante conocer las reservas que existen en el suelo, con ello se permite destacar la capacidad de los bosques en la mitigación ante el cambio climático (Avendaño *et al.*, 2009). El manejo forestal a través del sistema silvícola de selección mantiene la estructura y composición, condiciones ambientales críticas en el rodal, que permiten almacenar una cantidad de biomasa similar a la de un bosque sin manejo. Por lo tanto, los bosques manejados se pueden considerar sumideros eficientes de carbono, sin sumar el contenido de este elemento de la madera extraída (Hernández-Moreno *et al.*, 2020). Los factores ambientales que controlan la productividad primaria y la transferencia de carbono de la vegetación al suelo y atmósfera en las zonas áridas mexicanas son similares a los observados para ecosistemas similares limitados por agua en otras regiones del mundo. Es urgente un mayor número de estudios para mejorar nuestro entendimiento del proceso de asimilación de carbono, producción de biomasa y transferencia de materia y energía en las zonas áridas mexicanas, cuya sensibilidad/resiliencia al cambio de uso de suelo y otras presiones persistentes de cambio global es aún incierta (Briones *et al.*, 2018). Yarena-Yamallel *et al.* (2011), mencionan que el matorral espinoso tamaulipeco tiene un gran potencial como almacenador de carbono, presenta una amplia capacidad de mitigación dada su importante superficie. Pero también se muestra como un ecosistema de riesgo de conversión a otros usos y por tanto con un alto potencial de transformarse en fuentes de emisión de CO<sub>2</sub> y otros gases de efecto invernadero, es por eso que se planteó el objetivo de determinar la condición actual del carbono en biomasa del matorral en Arroyo Seco.

## Materiales y métodos

El área de estudio se localiza en el predio denominado “Arroyo Seco” ubicado al poniente del municipio de Jesús María, Aguascalientes (Figura 1). Se encuentra localizado entre las coordenadas 21°58'32” y 21°57'42” de latitud N, así como 102°23'28” y 102°22'34” de longitud W. Su extensión es de 123 ha, con vegetación de matorral xerófilo, topografía accidentada, suelos rocosos. Presenta un historial de uso ganadero y sobrepastoreo, pero desde el año 2011 fue adquirido por la Universidad Autónoma de Aguascalientes y se excluyó del pastoreo intensivo de ganado doméstico.

### *Cartografía*

Se usó el marco geoestadístico de México INEGI (2023), el mapa detallado de stock de carbono de México (rasterfile) y el polígono del área de estudio.

### *Rasterfile del stock de carbono*

Se utilizó el mapa publicado por el Centro de Investigación Woods Hole (WHRC) y la alianza MREDD+. El mapa integra el Inventario Nacional Forestal de México (INFyS), que provee mediciones de campo para 26 mil lotes en todo México, con datos de imágenes espaciales e informaciones

complementarias sobre la densidad y la estructura de los bosques, a partir del radar japonés Alos Palsar y de los sensores de los satélites Landsat. Además, se contó con el apoyo de la descripción realizada por Cartus *et al.* (2014).

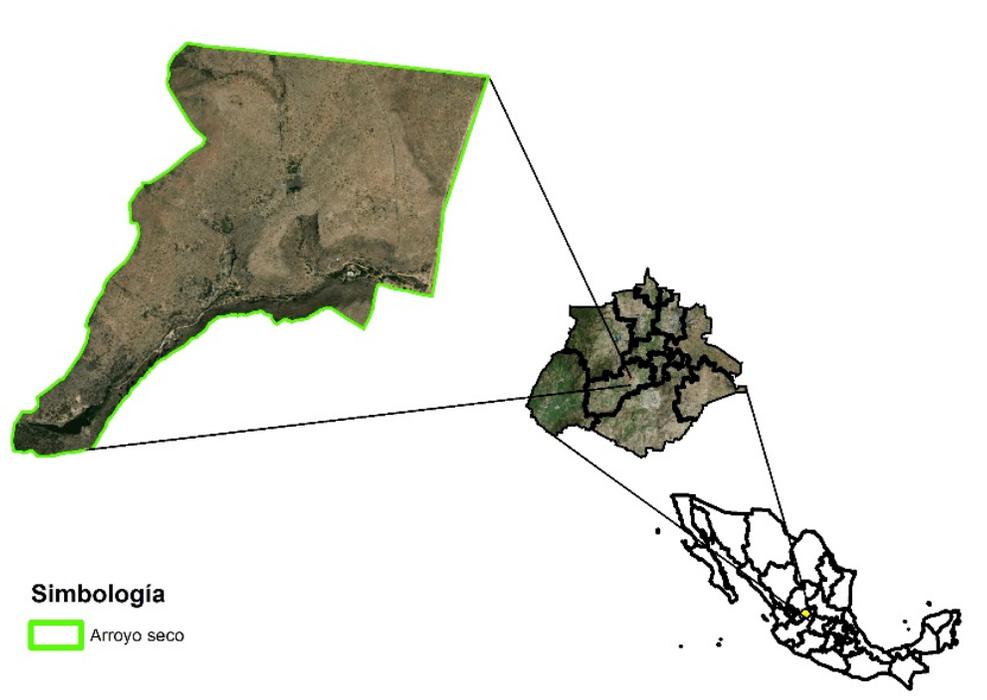


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio Arroyo seco, Jesús María Aguascalientes. Fuente INEGI 2023.

### *Geoprocesos*

Para el manejo de vectores y raster de la zona de estudio se utilizaron el software R Core Team 2021 y ArcMap 10.2.2. Se inició con la obtención de los polígonos de interés como el estado de Aguascalientes, el municipio de Jesús María y el de Arroyo Seco. Una vez obtenidos estos polígonos se puso el raster de la república, donde se observaron sus características para que estuvieran en la misma proyección, a fin de poder realizar los cortes y obtener los datos de la biomasa de carbono.

### *Servicios ecosistémicos por vegetación*

Se buscó información de los servicios que ofrecen algunas de las principales especies vegetales presentes en la unidad de estudio, la cual va servir para mostrar a los campesinos del alrededor y que complementen la información de la utilidad y beneficios de los árboles y arbustos.

## **Resultados y Discusiones**

El área de Arroyo Seco tiene una acumulación de carbono en la biomasa de 1 a 14 t ha<sup>-1</sup> como se muestra en la figura 2. Con el estudio se puede monitorear la dinámica del carbono en el matorral y diseñar prácticas de conservación y restauración y con la colaboración de las autoridades locales y la comunidad para promover la conservación y el manejo sostenible de este ecosistema, con la meta de maximizar su contribución a la mitigación del cambio climático. Se puede complementar con el aumento

de la cubierta vegetal como la vegetación que protege al suelo de la erosión eólica e hídrica ayuda a evitar la pérdida de servicios ecosistémicos durante las sequías, (AbdelRahman, 2023).

La estructura del rodal, la composición y el carbono de la biomasa se ven afectados por diferentes niveles de perturbaciones inducidas por el hombre, independientemente del manejo de los bosques (Chaudhury *et al.*, 2022). En el caso de este estudio se tuvo una perturbación por la construcción de un libramiento carretero.

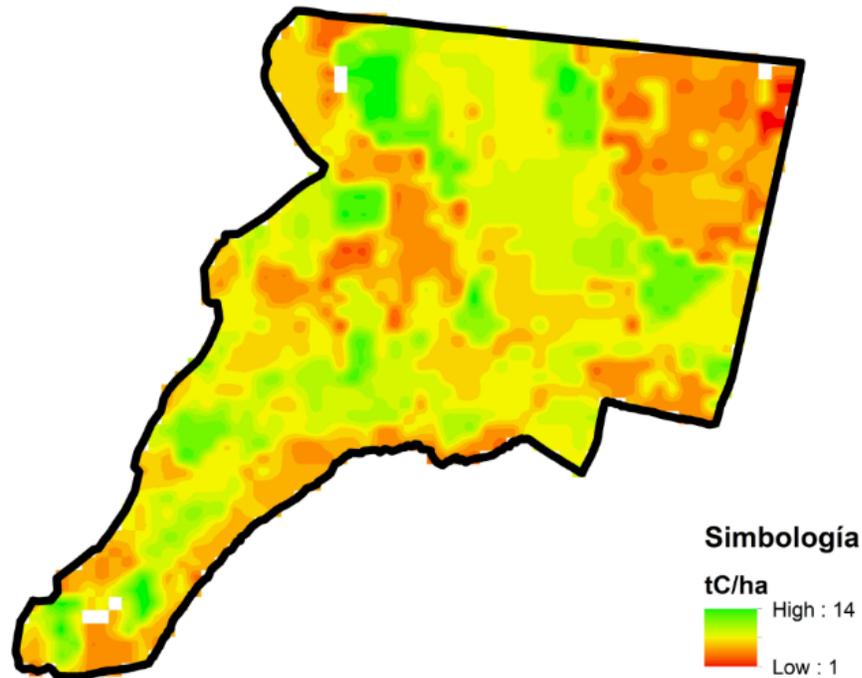


Figura 2. Carbono en biomasa de especies arbóreas y arbustivas de Arroyo Seco.

Además, la localización e identificación de especies o ecosistemas claves se ha convertido en importantes tareas ecológicas y suelen abordarse en las prácticas debido a su papel fundamental en la conservación y gestión de las estructuras y funciones de los ecosistemas. Por lo tanto, se pueden potenciar los servicios ecosistémicos en términos de productividad de la biomasa, secuestro de CO<sub>2</sub> y función económica y ecológica de las reservas tanto aéreas como subterráneas (Shiferaw *et al.*, 2022).

La biomasa de los árboles desempeña un papel importante para estimar la cantidad de carbono secuestrado por sistemas adecuados de gestión de los bosques o que puede emitirse cuando éstos se destruyen (Mokria *et al.*, 2018). Por ejemplo, con la construcción del libramiento se afectó un área que abarcó valores de 1 a 11 t ha<sup>-1</sup> de carbono (Figura 3).

La importancia de tener un mapa base de carbono se basa en que el Sistema Mundial de Observación del Clima (SMOC), impulsado por la necesidad de reducir las incertidumbres en el ciclo global del carbono, reconoce a la biomasa aérea y las reservas de carbono asociadas de los bosques del mundo como una Variable Climática Esencial (VCE), como lo indican Cartus *et al.* (2014).

Además, los esfuerzos políticos internacionales para frenar las emisiones de la deforestación y la degradación forestal requieren estimaciones precisas de los flujos de carbono en la vegetación. Para el caso de la zona de estudio, esta pertenece a la zona árida, las cuales proporcionan hábitat a especies singularmente adaptadas a entornos variables y extremos. Las zonas áridas, debido a su extensa superficie, pueden almacenar grandes cantidades de carbono, la mayor parte en el suelo y no en la vegetación (White y Nackoney, 2003). Es por eso que en trabajos previos de Arroyo Seco se tiene información del carbono en suelo y pasto donde se busca tener el carbono completo de la zona de estudio.

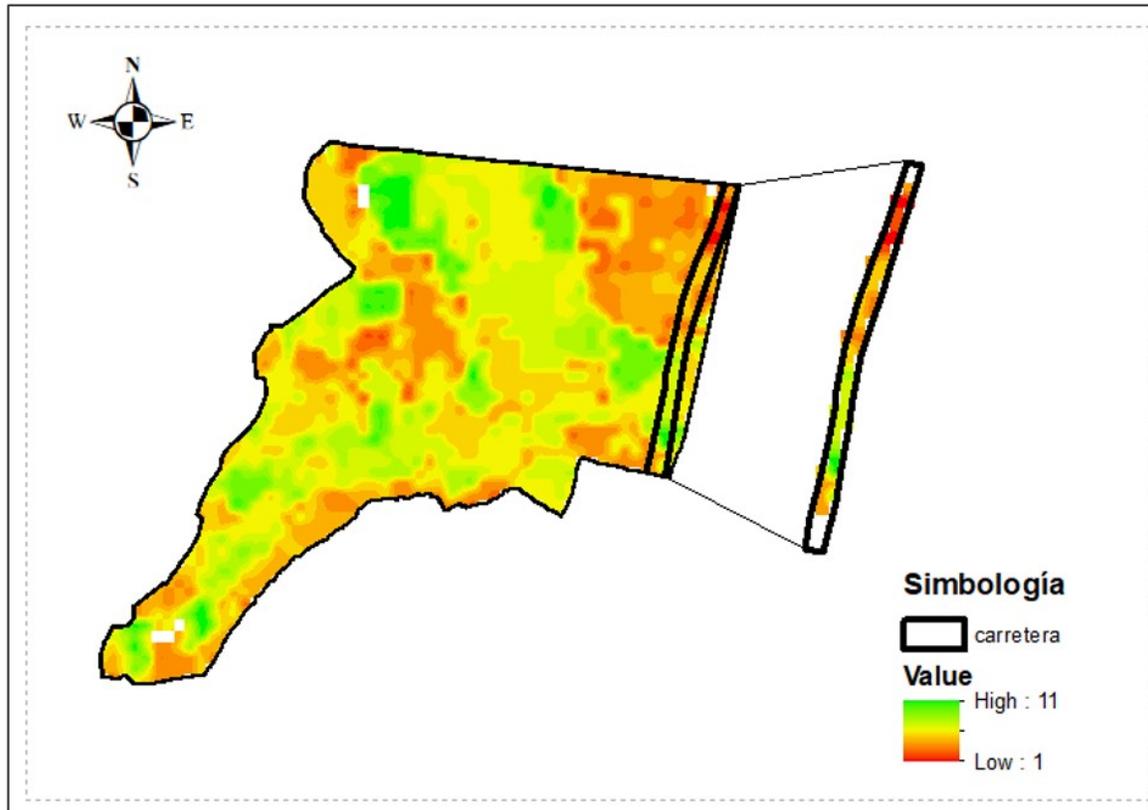


Figura 3. Pérdida de biomasa de especies arbóreas por el libramiento carretero.

#### *Servicios ecosistémicos por especies de mayor población en Arroyo Seco*

Dentro del área se tiene la presencia del huizache (*Vachellia farnesiana* y *V. schaffneri*), que tiene un alto valor nutricional por su contenido en proteína cruda (23%) y la concentración de aminoácidos esenciales, valorada tanto en semilla como en cáscara. Es un recurso potencialmente utilizable como una opción alimenticia de bajo costo para ganado en épocas críticas de sequía, (Barrientos-Ramírez *et al.*, 2012). Se tiene también el mezquite (*Prosopis laevigata*), que contribuye a la captura de carbono, favorece el flujo de nutrientes y la actividad biológica en los suelos, además de ser utilizado como fuente maderable, combustible, forraje, gomas, productos apícolas y otros usos (Rodríguez-Sauceda *et al.*, 2014). También se tienen otros arbustos leguminosos como varaduz (*Eysenhardtia polystachia*), engordacabra (*Dalea bicolor*) o garruño (*Mimosa monancistra*), que presentan servicios como fijación de nitrógeno en suelo, captura de carbono, forraje, productos apícolas, combustible, etc. En el actual contexto de globalización hace falta el replanteamiento del valor de los servicios ecosistémicos no solo en términos ecológicos o económicos, sino también el aspecto sociocultural para poder avanzar hacia un verdadero desarrollo sustentable con la participación de los actores involucrados. En este sentido, las acciones locales para proteger y restaurar ecosistemas benefician tanto a los usuarios directos como a los indirectos a escala nacional e internacional (López-Santiago, 2019).

#### Conclusiones

El estudio de Arroyo Seco con el mapa base, muestra el papel del matorral xerófilo en el ciclo del carbono y la mitigación del cambio climático. Los resultados del estudio pueden ser utilizados para establecer políticas públicas, iniciativas de conservación y prácticas de manejo forestal.

## Literatura citada

- AbdelRahman, M. A. E. 2023. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 34(3), 767–808. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>
- Acosta-Mireles, M., F. Carrillo-Anzures., E. Buendía-Rodríguez., J.D.D. Benavides-Solorio., E. Flores-Ayala y L. González-Molina. 2020. Carbono en suelo, hierbas y arbustos en una plantación forestal en Jalisco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(6), 1377–1387. <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i6.2427>
- Avendaño-Hernández, D. Ma., M. Acosta-Mireles., F. Carrillo-Anzures y J. D. Etchevers-Barra 2009. Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 32(3), 233–238. <https://doi.org/10.35196/rfm.2009.3.233-238>
- Barrientos-Ramírez, L., J. J. Vargas-Radillo., A. Rodríguez-Rivas., H. G. Ochoa-Ruiz., F. Navarro-Arzate, y J. Zorrilla. 2012. Evaluación de las características del fruto de huizache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) para su posible uso en curtiduría o alimentación animal. *Madera y Bosques*, 18(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2012.183356>
- Briones, O., Búrquez, A., A. Martínez-Yrizar., N. Pavón y Y. Perroni. 2018. Biomasa y productividad en las zonas áridas mexicanas. *Madera y Bosques*, 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401898>
- Cartus, O., J. Kellndorfer., W. Walker., C Franco., J. Bishop., L. Santos., and J. Fuentes. 2014. A National, Detailed Map of Forest Aboveground Carbon Stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6(6), 5559–5588. <https://doi.org/10.3390/rs6065559>
- Chaudhury, G., C. B. Darji., M. Basumatari., G. Dutta., A. Devi., and N. Bharadwaj. 2022. Stand structure, biomass and carbon stock along disturbance gradients in differently managed tropical forests of Assam, northeast India. *Trees, Forests and People*, 9, 100296. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100296>
- Hernández-Moreno, J. A., A. Velázquez-Martínez., A. M. Fierros-González., A. Gómez-Guerrero., V. J. Reyes Hernández y J. A. G. Vera-Castillo. 2020. Estimación de biomasa aérea y carbono, en rodales con y sin manejo forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Madera y Bosques*, 26(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2611802>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2023. Marco geoestadístico. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=794551067314> (Consulta: junio 13, 2024).
- López-Santiago, M. A. 2019. La valoración de los servicios ecosistémicos desde la cosmovisión indígena totonaca. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531752>
- Mokria, M., W. Mekuria., A. Gebrekirstos., E. Aynekulu., B. Belay., T. Gashaw and A. Bräuning. 2018. Mixed-species allometric equations and estimation of aboveground biomass and carbon stocks in restoring degraded landscape in northern Ethiopia. *Environmental Research Letters*, 13(2), 024022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa495>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Sauceda, E. N., G. E. Rojo-Martínez., B. Ramírez-Valverde., R. Martínez-Ruiz., M. D. L. C. Cong-Hermida., S. M. Medina-Torres., y H. H. Piña-Ruiz. 2014. Análisis técnico del árbol del mezquite (*Prosopis laevigata* Humb. & Bonpl. Ex Willd.) en México. *Ra Ximhai*, 173–194. <https://doi.org/10.35197/rx.10.01.e.2014.13.er>
- Shiferaw, H., T. Kassawmar and G. Zeleke. 2022. Above and belowground woody-biomass and carbon stock estimations at Kunzila watershed, Northwest Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 7, 100204. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100204>
- White, R. P. and J. Nackoney. 2003. Drylands, people, and ecosystem goods and services: A web-based geospatial analysis. World Resources Institute. Washington, DC. 58 p.
- Yerena-Yamallel, J. I., J. Jiménez-Pérez., E. Alanís-Rodríguez y J. Treviño-Garza. 2011. Contenido de carbono en la biomasa aérea en diferentes sistemas de uso de suelo, en el matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 7 (2): 71-77

### 7.3. Aportación de árboles exóticos en la captura de carbono en bosques urbanos de Xalapa, Veracruz

Contreras-López Jazmín<sup>1,\*</sup>; Armenta-Montero Samaria<sup>2</sup> y Carvajal-Hernández César I.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana. Dr. Luis Castelazo Ayala S/N, Industrial Animas. Rubi Animas, C.P. 91190. Xalapa-Enríquez, Veracruz. México.

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana. José María Morelos 44, Zona Centro, Centro, 91000 Xalapa-Enríquez, Ver., México.

\*Autor para correspondencia: jazmin.contreras1967@gmail.com

#### Resumen

Los bosques urbanos (BU) son áreas verdes a gran escala que se desarrollan a la par con asentamientos humanos (tanto en el interior como en la periferia) y realizan contribuciones a la sociedad a través de bienes y servicios ecosistémicos. Albergan vegetación nativa y exótica, y se encuentran de manera fragmentada y en diferentes etapas de sucesión ecológica. El objetivo del estudio fue estimar el carbono arbóreo retenido por especies exóticas en bosques al interior de la ciudad: Campus CAD (CAD), Tejar Gárnica (TEJ) y en la periferia: Martinica (MAR) y Parque Clavijero (CLA). Se establecieron 59 parcelas de 20x20 m, se registraron todos los árboles exóticos (DAP $\geq$ 5 cm). Se analizó la distribución de diámetros, alturas y frecuencia de individuos. Se estimó la biomasa a través de ecuaciones alométricas, multiplicado por el factor de carbono. Se registraron nueve especies exóticas, la mayoría en los BU del interior de la ciudad. La especie que más contribuye en las tasas de carbono es *Jacaranda mimosifolia*. Las especies exóticas de los BU almacenan 16.48 Mg C ha<sup>-1</sup> en promedio. TEJ y CAD almacenan la mayor cantidad carbono arbóreo por especies exóticas, por el contrario, MAR y CLA presentaron menores tasas de almacenamiento. En los BU de Xalapa la representación de las especies exóticas es baja en comparación con las nativas, especialmente en los bosques con menor alteración, sin embargo, su aportación al almacenamiento de carbono es considerable si se unen al conjunto de servicios ecosistémicos que los bosques brindan.

**Palabras clave:** *Biomasa; bosque mesófilo de montaña; ecología urbana; ecuaciones alométricas; servicios ecosistémicos.*

#### Abstract

Urban forests (UF) are large-scale green areas that develop alongside human settlements (both within and on the periphery) and make contributions to society through ecosystem goods and services. They harbor native and exotic vegetation and are found in a fragmented manner and at different stages of ecological succession. The objective was to estimate the tree carbon retained by exotic species in forests inside the city: Campus CAD (CAD), Tejar Garnica (TEJ) and in the periphery: Martinica (MAR) and Clavijero Park (CLA). Fifty-nine 20x20 m plots were established, all exotic trees (DBH $\geq$ 5 cm) were recorded. The distribution of diameters, heights and frequency of individuals was analyzed. Biomass was estimated through allometric equations, multiplied by the carbon factor. Nine exotic species were recorded, most of them in the UFs of the interior of the city. The species contributing the most in carbon rates is *Jacaranda mimosifolia*. Exotic species in the UF store 16.48 Mg C ha<sup>-1</sup> on average. TEJ and CAD stored the highest tree carbon by exotic species, on the contrary, MAR and CLA presented lower storage rates. In the UF of Xalapa the representation of exotic species is low compared to native species, especially in forests with less disturbance. However, their contribution to carbon storage is considerable if they are joined to the set of ecosystem services that forests provide.

**Key words:** *Allometric equations; biomass; ecosystem services; mountain forests; urban ecology.*

## Introducción

Las ciudades constituyen la forma más transformada del paisaje natural (Fernández, 2009), se considera que las repercusiones del cambio climático pueden ser especialmente importantes en áreas urbanizadas (Estrada *et al.*, 2017). Tras el progresivo cambio de uso de suelo para la expansión urbana se ha estimulado la incidencia de problemas ambientales que afectan directamente a los habitantes que residen en las urbes. Sin embargo, la vegetación urbana, por su estructura arbórea, provee de servicios ecosistémicos, como la captura de carbono, mitigación de ruido, regulación del microclima y áreas de esparcimiento que benefician, de manera directa o indirecta, a las poblaciones humanas que residen alrededor de ésta (Guevara-Sangines *et al.*, 2003; Jim y Chen, 2009).

En la ciudad de Xalapa aún existen remanentes de bosque mesófilo de montaña de diferentes tamaños e historias de transformación (Jara-Toto *et al.*, 2023), por desarrollarse a la par con la población de las ciudades, las especies de árboles y arbustos que albergan son una mezcla de especies nativas, exóticas e introducidas (Capitanachi *et al.*, 2004; Williams-Linera, 2012). A causa de la expansión urbana (Benítez-Badillo, 2011), el bosque autóctono se ha disminuido, fragmentado y degradado, y como resultado de esto, las áreas con vegetación leñosa de Xalapa solo cubren cerca de 20% del territorio de la ciudad (Lemoine-Rodríguez *et al.*, 2019). Además, se ha demostrado que en el paisaje urbano la proporción de especies exóticas supera a las nativas (Falfán and MacGregor-Fors, 2016), sin embargo, los sitios con remanentes de bosque en las ciudades no han sido muy estudiados en ese sentido. Aunque se han realizado investigaciones en torno a conocer la biodiversidad y servicios ecosistémicos que proveen los bosques urbanos (Benítez-Badillo *et al.*, 2023), poco se ha expuesto en relación con la biomasa y densidad de carbono por especies exóticas, y cómo contribuyen a los servicios de almacenamiento que los bosques brindan. Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo estimar la captura de carbono por especies arbóreas exóticas dentro de cuatro bosques urbanos de la ciudad de Xalapa, Veracruz.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El presente trabajo se realizó en la ciudad de Xalapa y su conurbación con el municipio de Banderilla, en la zona central de Veracruz, entre los 700 a 1,700 msnm (SEFIPLAN, 2017). El clima predominante es semicálido húmedo al sureste y templado húmedo al noroeste (INEGI, 2019). La vegetación asociada son fragmentos de bosque mesófilo de montaña con diferentes grados de transformación (Jara-Toto *et al.*, 2023).

La zona de estudio comprende cuatro bosques urbanos (BU) (Figura 1), dos de ellos se ubican dentro de la ciudad de Xalapa: Parque Natura dentro “El Tejar Garnica” (TEJ), también catalogado como Área Natural Protegida (ANP), y “Campus para la Cultura las Artes y el Deporte de la Universidad Veracruzana” (CAD) (bajo resguardo de la Universidad Veracruzana) y dos en la periferia de la zona conurbada de Xalapa-Banderilla: “Parque Francisco Javier Clavijero” (CLA) y “La Martinica” en Banderilla (MAR), ambos cuentan con decreto de ANP.

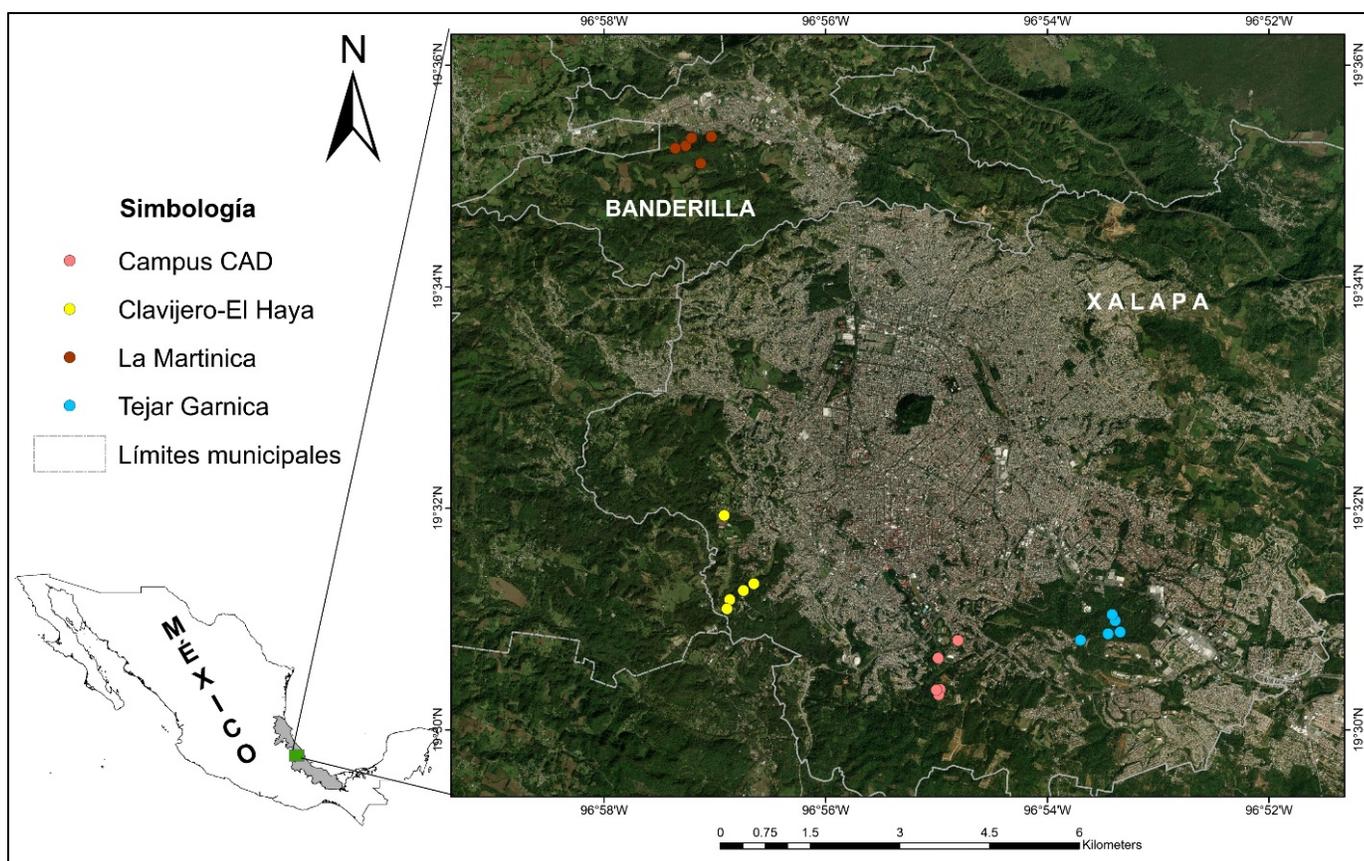


Figura 1. Localización de los bosques urbanos de Xalapa, Veracruz, México

### Trabajo de campo

En total se establecieron 59 parcelas no permanentes de 20x20 m en los bosques urbanos, el muestreo consistió en el registro de todos los individuos de especies arbóreas exóticas cuya circunferencia fuera  $\geq 5$  cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), para árboles con tallos múltiples se midieron los diámetros de todos ellos. La altura se estimó en campo a través de un clinómetro digital. Cada parcela fue georreferenciada y se tomaron los datos de coordenadas y elevación través de GPS.

### Análisis de datos

Se llevó a cabo un análisis de la distribución de diámetros, alturas y frecuencia de individuos de las especies exóticas por cada bosque urbano. La biomasa aérea se estimó a través de la ecuación alométrica de Chave *et al.*, (2014), esta fórmula integra los datos de altura de los árboles, diámetro y densidad de madera por especie (Cuadro 1). Para obtener este último valor se revisaron bases de datos y diversas publicaciones, principalmente de Ordoñez *et al.*, (2009) y Global Wood Density Database (Zanne *et al.*, 2009).

Cuadro 1. Ecuación alométrica de Chave *et al.*, (2014).

$AGB = 0.0673 (pD^2H)^{0.976}$	AGB: peso seco total (kg)
	D: diámetro a la altura del pecho (cm)
	H: altura (m)
	p: densidad de la madera ( $g\ cm^{-3}$ )

A través de la ecuación de Mokany *et al.*, (2006) se estimó de manera indirecta la biomasa de las raíces:  $RB=0.489 (AGB)^{0.89}$ . Se extrapoló el valor de biomasa total (AGB+RB) en kilogramos a toneladas por hectárea ( $\text{Ton ha}^{-1}$ ) y se multiplicó por el factor de carbono 0.47 (IPPC, 2006) para obtener la cantidad de carbono por hectárea ( $\text{Ton C ha}^{-1}$ ) de las especies exóticas de cada BU.

## Resultados y Discusión

Se muestreo un total de 2.36 ha en los cuatro BU, se registraron 198 individuos que pertenecen a ocho familias, ocho géneros y nueve especies. El TEJ presentó ocho especies (147 individuos), seguido por CAD (7 individuos) y CLA (39 individuos) con tres especies, MAR solo presentó una especie arbórea exótica con 5 individuos. Las especies e individuos registrados en los sitios son pocos en comparación con el resto de la riqueza de árboles registrados en esas mismas áreas (Jara-Toto *et al.*, 2023), lo cual puede indicar que la mayor proporción de especies exóticas es más común en los parques, camellones o jardines dentro de las ciudades (Perioto *et al.*, 2016; Pawlak *et al.*, 2023). La riqueza de especies registradas dentro de los BU difiere con lo encontrado por Falfán and MacGregor-Fors (2016), ellos reportaron la predominancia de especies exóticas (>70 especies) en el paisaje urbano de Xalapa, esta diferencia puede estar relacionado con que los BU son áreas protegidas y delimitadas, sin embargo, no se encuentran exentos de la presencia de especies arbóreas exóticas.

En general los valores de DAP de los árboles oscilaron entre 5-109 cm y altura de 1.5-18 m. Como se observa en el cuadro 2, la especie más abundante fue *Eriobotrya japonica* (níspero) con 141 individuos, seguido por *Citrus aurantium* (naranja, 29) y *Coffea arabica* (café, 13). La prevalencia de *E. japonica* puede estar relacionado con el alto porcentaje de germinación, la fácil adaptación y que los frutos son dispersados por la fauna local, además, como se observó en campo, la caída de los frutos genera una gran cantidad de plántulas cerca de los árboles padres (Parrado, 2021).

En promedio *Jacaranda mimosifolia* presentó el mayor DAP (44 cm) y altura (18 m), así como la mayor tasa de almacenamiento con  $11.04 \text{ Ton C ha}^{-1}$ . Al comparar la tasa de almacenamiento de esta especie, la aportación es similar a la reportada por Benítez *et al.*, (2023) en especies como: *Mollinedia viridiflora*, *Myrcia schiedeana* y *Ocotea psychotrioides*, lo que sugiere que la aportación a la captura de carbono es considerable.

En total se registraron  $148.31 \text{ Ton C ha}^{-1}$ . Los BU de la periferia: MAR y CLA, presentaron menores tasas de almacenamiento:  $1.87$  y  $23.28 \text{ Ton C ha}^{-1}$ , por el contrario, los BU al interior de la ciudad: TEJ y CAD, almacenaron el mayor carbono arbóreo por especies exóticas:  $84.13$  y  $39.02 \text{ Ton C ha}^{-1}$ , respectivamente. Este resultado se alude a la riqueza y composición de especies registradas en cada BU, cabe destacar que, en las áreas estudiadas, la presencia de especies exóticas fue mayor en TEJ, el cual es el sitio con una mayor transformación a través de su historia, ya que se trata de un cafetal y naranjal abandonado, mientras que los bosques urbanos de la periferia tienen menor cambio con respecto a los bosques maduros de la región y por lo tanto una menor presencia de árboles exóticos (Jara-Toto *et al.*, 2023).

**Cuadro 2. Captura de carbono por especies exóticas en los bosques urbanos de Xalapa, Veracruz.**

Especie	Frecuencia	Ton C ha <sup>-1</sup>	Promedio Ton C ha <sup>-1</sup>	Promedio DAP (cm)	Promedio Altura (m)
<i>Annona cherimola</i>	7	27.85	3.98	24.3	7.1
<i>Citrus aurantium</i>	29	22.15	0.76	12	5
<i>Citrus reticulata</i>	3	1.09	0.36	8	5.6
<i>Coffea arabica</i>	13	1.55	0.12	6.3	2.7
<i>Eriobotrya japonica</i>	141	82.51	0.59	8.9	7.4
<i>Grevillea robusta</i>	1	0.64	0.64	9	18
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	1	11.04	11.04	44	18
<i>Ricinus communis</i>	1	0.12	0.12	6.5	5
<i>Syzygium jambos</i>	2	1.36	0.68	9	10
<b>TOTAL</b>	198	148.31			

## Conclusiones

Este estudio proporciona información sobre la variación de secuestro de carbono por especies exóticas en bosques de Xalapa. Los resultados indican que la riqueza de especies exóticas reportadas en este trabajo es muy baja en comparación con los bosques urbanos de la ciudad de Xalapa. La transformación del sitio incide en la composición y frecuencia de individuos arbóreos exóticos. Además, la tasa de almacenamiento de las especies exóticas en bosques urbanos al interior de la ciudad es superior a la almacenada en los bosques periurbanos. No obstante, son parte de la flora de las áreas verdes urbanas de la ciudad y también están contribuyendo en la captura de carbono.



## Literatura citada

- Benítez, G., R. Ruelas-Monjardín, J. Von Thaden, I. Acosta-Rosado, G. Alvarado-Castillo, M. Equihua. 2023. Carbon storage in a peri-urban neotropical forest: Assessing its potential and patterns of change over half a century. *Urban Forestry and Urban Greening* 86.
- Benítez-Badillo, G. 2011. Crecimiento de la población y expansión urbana de la ciudad de Xalapa, Veracruz y sus efectos sobre la vegetación y agroecosistemas. Tesis de Doctorado en Agroecosistemas Tropicales. Colegio de Postgraduados, Tepetates, Veracruz.
- Capitanachi, C., E. Utrera, C. Smith. 2004. El bosque urbano de Xalapa, Veracruz. Instituto de Ecología A. C., Universidad Veracruzana. Sistema de Investigación del Golfo de México (CONACYT). Xalapa, Ver., México. Libro electrónico.
- Chave J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B.C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Péllissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga, G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* doi:10.1111/gcb.12629
- Estrada, F., W. J. Wouter-Botzen, S. J. T. Richard. 2017. A global economic assessment of city policies to reduce climate change impacts. *Nature climate change*. DOI: 10.1038/NCLIMATE3301
- Falfán, I. and I. MacGregor-Fors. 2016. Woody neotropical streetscapes: a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques* 22(1):95-110.
- Fernández, F. 2009. Ciudad y cambio climático: aspectos generales y aplicación al área metropolitana de Madrid. *Investigaciones Geográficas* 49: 51-63.
- Guevara-Sangines, A., M. Pérez-Duarte, J. Varela, M. Porrúa, M., Manson, R., Muñoz-Piña, C., Montiel, E., Zamora. 2003. Introducción a los servicios ambientales (1ra ed.).
- INEGI, 2019. “Marco geoestadístico nacional”. México: INEGI.
- Jara-Toto, E., S. Armenta-Montero, A. M. Aquino-Zapata y C. I. Carvajal-Hernández. 2023. Diversidad y estructura de la vegetación leñosa en cuatro bosques urbanos de la zona conurbada Xalapa- Banderilla, Veracruz, México. *Acta Botanica Mexicana* 130: e2214. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm130.2023.2214>
- Jim, C. Y., Chen, W. Y. 2009. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, 26(4), 1 194. doi:10.1016/j.cities.2009.03.003
- Lemoine-Rodríguez, R., I. MacGregor-Fors, C. Muñoz-Robles. 2019. Six decades of urban green change in a neotropical city: a case study of Xalapa, Veracruz, Mexico. *Urban Ecosystems* (2019) 22:609–618 <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00839-9>
- MacGregor-Fors, I., S. Avendaño-Reyes, V. M. Bandala, S. Chacón-Zapata, M.H. Díaz-Toribio, F. González- García, F. Lorea-Hernández, J. Martínez-Gómez, E. Montes de Oca, L. Montoya. 2016. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: A rapid biological assessment. *Urban Ecosyst.* 18:633–647.
- Mokany, K., R. L. Raison, A.S. Prokushkin. 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12, 84-96.
- Parrado, M. L. X. 2021. Caracterización morfológica, fisicoquímica y fitoquímica de nispero (*Eriobotrya japonica* Lindl.) en tres regiones de México. Tesis de maestría. Chapingo, Estado de México. 1-63 p.
- Pawlak CC, N.R.L. Love, J.M. Yost *et al* 2023. California’s native trees and their use in the urban forest. *Urban For Urban Green* 89:128125. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128125>
- Williams-Linera, G. 2012. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO-Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México. 208 pp.
- Zanne, A.E., G. Lopez-Gonzalez, D. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S.L. Lewis, R.B. Miller, N.G., Swenson, M.C. Wiemann, and J. Chave. 2009. Global wood density database. *Dryad*. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.

## 7.4. Carbono aéreo almacenado en una plantación forestal comercial de *Pinus pseudostrabus*

García-Martínez R.<sup>1,\*</sup>; Sánchez-Marcos E.<sup>1</sup>; García-Urbina J.<sup>1</sup> y León-Bañuelos L. A.<sup>2</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.

<sup>2</sup>División de Ingeniería en Sistemas Computacionales, 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

El establecimiento de plantaciones forestales es una estrategia que permite producir madera y restaurar áreas sin cobertura forestal. Adicionalmente brindan servicios ambientales como la captura de carbono. En este sentido el objetivo de esta investigación fue cuantificar el almacén de carbono en una plantación de *Pinus pseudostrabus* de diez años en Villa de Allende, Estado de México. Para ello, se realizó un inventario para medir diámetro, altura y diámetro de copa de 122 árboles. Utilizando ecuaciones alométricas se calculó el almacén de biomasa y carbono aéreo. Adicionalmente se realizó un muestreo y análisis químico del suelo para determinar pH, conductividad eléctrica (C.E.) y almacén de carbono en este estrato. Las características promedio de los árboles fueron: altura ( $5.23 \pm 1.02$  m), diámetro ( $25.3 \pm 4.19$  cm) y diámetro de copa ( $2.3 \pm 0.74$  m). La biomasa calculada fue de  $357.9$  kg árbol<sup>-1</sup> y de carbono fue  $178.9$  kg árbol<sup>-1</sup>. Tomando en cuenta la densidad de plantación (766 árboles por hectárea) el almacén de biomasa fue de  $274.2$  Mg ha<sup>-1</sup> y carbono de  $137.1$  Mg ha<sup>-1</sup>. El suelo presentó un pH de 6.2 y C.E. de 0.21 mS/cm. La densidad aparente calculada fue de  $0.70$  Mg m<sup>-3</sup>. La cantidad de carbono almacenado en el suelo fue de  $46.2$  Mg ha<sup>-1</sup>. En total se determinó un almacén de  $179.3$  Mg ha<sup>-1</sup>, del cual, el suelo aportó 24 % y los árboles, 76 %. Al ser una plantación joven tiene potencial para incrementar el almacén de C, ya que en la región los árboles se cosechan entre los 15 y 30 años.

**Palabras clave:** *captura de carbono; plantaciones forestales comerciales; servicios ambientales; cambio climático.*

### Abstract

The establishment of forest plantations is a strategy that allows producing wood and restoring areas without forest cover. It additionally provides environmental services such as carbon capture. In this sense, the objective of this research was to quantify the carbon storage in a ten-year-old *Pinus pseudostrabus* plantation in Villa de Allende, State of Mexico. To do this, an inventory was carried out to measure diameter, height and crown diameter of 122 trees. Using allometric equations, the storage of biomass and aerial carbon was calculated. In addition, soil sampling and chemical analysis were carried out to determine pH, electrical conductivity (C.E.) and carbon storage in this stratum. The characteristics of the trees were: height ( $5.23 \pm 1.02$  m), diameter ( $25.3 \pm 4.19$  cm) and crown diameter ( $2.3 \pm 0.74$  m). The calculated biomass was  $357.9$  kg tree<sup>-1</sup> and carbon was  $178.9$  kg tree<sup>-1</sup>. Considering the plantation density (766 trees per hectare) the biomass store was  $274.2$  Mg ha<sup>-1</sup> and carbon  $137.1$  Mg ha<sup>-1</sup>. The soil had a pH of 6.2 and C.E. of 0.21 mS/cm. The calculated apparent density was  $0.70$  Mg m<sup>-3</sup>. The amount of carbon stored in the soil was  $46.2$  Mg ha<sup>-1</sup>. In total, a store of  $179.3$  Mg ha<sup>-1</sup> is calculated, of which the soil contributed 24% and the trees, 76%. Being a young plantation, it has the potential to increase the C store, since in the region the trees are harvested between 15 and 30 years old.

**Keywords:** *carbon capture; commercial forest plantations; environmental services; climate change.*

## Introducción

Se define como plantación forestal comercial a aquellas establecidas en terrenos con previo uso agropecuario o que han perdido su vegetación forestal natural (Conafor, 2017). Estos sistemas productivos proporcionan bienes y servicios (Zhang y Stanturf, 2008) como madera, productos no maderables, agua y aire limpio, control de la erosión del suelo, biodiversidad, estética, secuestro de carbono y control climático. Para el establecimiento y manejo de las plantaciones se realizan actividades de preparación del sitio, plantación, replantación, control de malezas, fertilización, control de plagas, podas, prevención de incendios y cosecha (García-Cuevas et al., 2011). Los ecosistemas forestales, además de materias primas, brindan servicios ambientales. Por ejemplo, en un bosque tropical subcaducifolio, Aryal *et al.* (2018) estimaron que el promedio de almacenamiento de carbono en áreas forestales fue 144.45 Mg C ha<sup>-1</sup> incluyendo la biomasa aérea y el almacén de carbono en el suelo. En una plantación de *Tectona grandis* de 1 666 árboles ha<sup>-1</sup>, se almacenaron 77.20 Mg ha<sup>-1</sup> de carbono por concepto de la biomasa de los árboles (Jiménez-Pérez *et al.*, 2020). El objetivo de este estudio fue cuantificar el almacén de carbono en una plantación forestal comercial de *Pinus pseudostrabus* para aportar información sobre la capacidad de desarrollo entorno a esta cualidad en la zona de estudio, Villa de Allende, Estado de México.

## Materiales y Métodos

### *Delimitación Geográfica*

El estudio se realizó en una plantación forestal comercial de *Pinus patula* de 10 años en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México (Figura 1). La zona de estudio se encuentra dentro de un área natural protegida, catalogada como Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. El predio comprende una superficie de 1.46 ha. La región tiene un tipo de clima templado subhúmedo, suelo Andosol húmico, precipitación de 1000 mm anuales y vegetación de bosque de coníferas.

### *Diseño del muestreo*

Se realizó un muestreo sistemático para obtener datos de los árboles y el suelo. En total se levantaron 10 sitios circulares de 250 m<sup>2</sup>, se midieron todos los árboles presentes en el área del sitio y en el centro se obtuvo la muestra de suelo.

### *Variables de respuesta del arbolado*

El diámetro normal (cm) se midió con forcípula Mantax Blue Haglöf®. El diámetro de copa se midió con una cinta métrica Truper®. La altura total y altura de fuste limpio se midió con un hipsómetro Vertex Laser Geo Haglöf®. Estas variables se midieron de acuerdo con los métodos reportados por West (2015).

El volumen total se calculó utilizando la fórmula para *Pinus pseudostrabus* para el Estado de México (SIBIFOR, 2016).

$$V_{ta} = a_0 * d^{a_1} * h^{a_2} + b_0 * d^2$$

Donde:

Vta= Volumen del árbol (m<sup>3</sup>).

a0: 0.0000427

a1: 1.9632313

a2: 0.9778204

b0: 0.0000508

d: diámetro (cm)

h: altura (m)

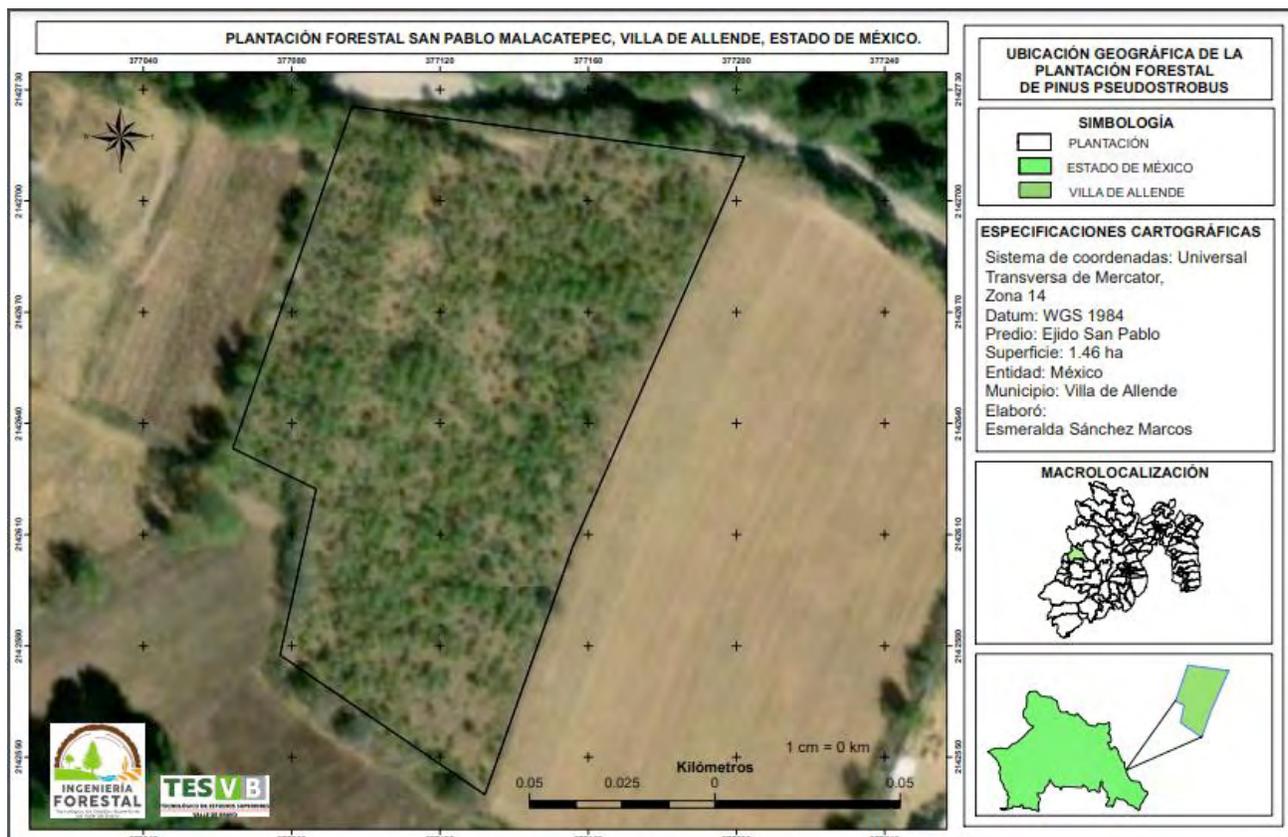


Figura 1. Localización del predio de la plantación forestal comercial de *P. pseudostrobus* en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México

La biomasa se calculó a través de la siguiente alométrica para *Pinus pseudostrobus* (Palma, 2011) en el Estado de México:

$$\text{Biomasa (kg)} = [7027] * [\text{DBH}^{2.1924}]$$

Donde:

**DBH:** Diámetro (m)

La cantidad de carbono almacenado se calculó multiplicando la biomasa total por el factor 0.5 para conversión de biomasa a carbono (Díaz *et al.*, 2007).

### *Variables de respuesta del suelo*

Se extrajo del suelo una muestra con una barrena de acero de 2 cm de diámetro y 30 cm de profundidad separándolas en bolsas de plástico para después ser secadas en la estufa. De cada una de las muestras se obtuvo el peso seco. El volumen de la barrena se obtuvo mediante la fórmula del cilindro, posterior a esto, se calculó la densidad aparente con la siguiente fórmula (Weil y Brady, 2017).



$$\text{Densidad aparente (Mg m}^{-3}\text{): } \frac{PS}{V}$$

Dónde:

**DA:** Densidad aparente (Mg/m<sup>3</sup>).

**Ps:** Peso seco del suelo (Mg).

**V:** Volumen de la muestra (m<sup>3</sup>).

#### *Concentración de carbono en el suelo*

La muestra de suelo se envió al Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. El pH se midió en una suspensión agua-suelo, relación 2:1 (Weil y Brady, 2017), con un potenciómetro portátil Hanna® modelo GroLine Combo. La MOS y COS se cuantificaron con el método de Walkley-Black (Sleutel *et al.*, 2007).

#### *Almacén Carbono Orgánico en el suelo*

La cantidad de carbono almacenado se calculó con la siguiente fórmula (Sleutel, 2007):

$$\text{Carbono (Mg ha}^{-1}\text{)} = PS * DA * CO$$

Donde:

**PS:** Profundidad de muestreo (m)

**DA:** Densidad aparente del suelo (Mg m<sup>-3</sup>)

**CO:** Concentración de carbono orgánico (%).

#### *Carbono total almacenado*

El total de carbono almacenado se obtuvo sumando el carbono aéreo y carbono orgánico del suelo.

## **Resultados y discusión**

### *Características de los árboles*

Las características de los árboles se presentan en el Cuadro 1 y Figura 2. Al ser una plantación forestal comercial, el desarrollo de los árboles tiende a ser homogéneo comparado con los individuos en un bosque natural. En este estudio, los árboles con menor desarrollo se deben a los individuos que fueron instalados en reforestaciones subsecuentes, ya que, en la plantación inicial no todos los árboles sobrevivieron. En el manejo de plantaciones, los productores suelen recibir apoyo para reponer los árboles muertos hasta por tres años consecutivos.

**Cuadro 1. Características del arbolado en la plantación de *Pinus pseudostrobus* en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México**

<i>Variables del arbolado</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Diámetro (cm)</i>	<i>Diámetro de copa (m)</i>
Media	5.23	25.3	2.3
Moda	4.9	24	2.1
Desviación estándar	1.02	4.2	0.7
Máximo	8.2	33	6.1
Mínimo	2.1	13	1

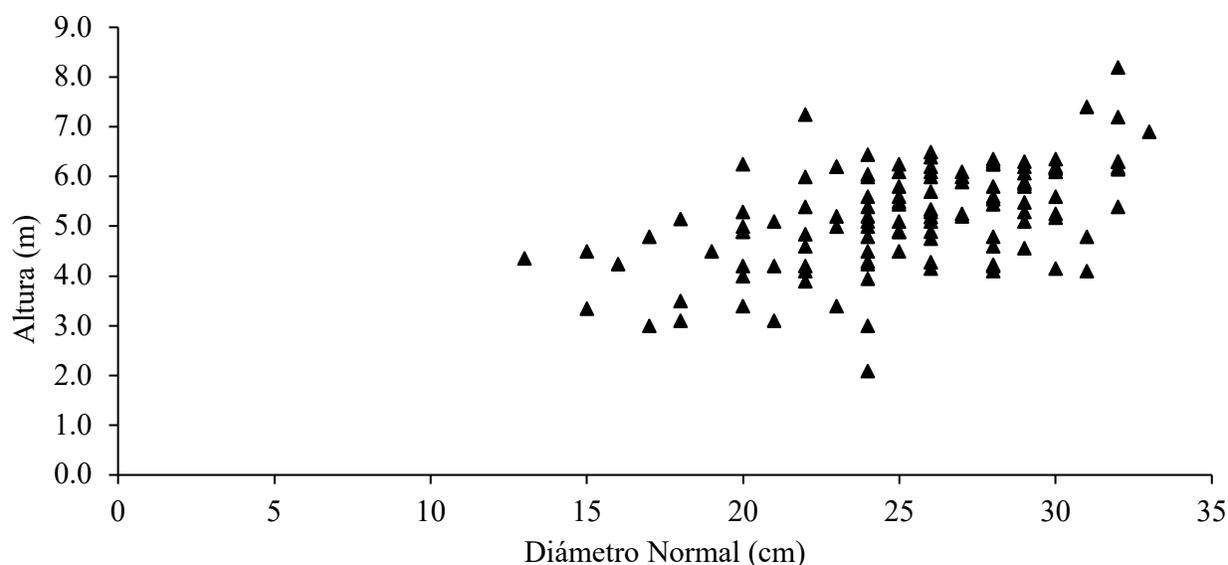


Figura 2. Comportamiento del diámetro y altura de los árboles de la plantación de *Pinus pseudostrobus* en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México.

#### *Volumen, Biomasa y Carbono del arbolado*

Cuadro 2. Biomasa y carbono del arbolado en la plantación de *Pinus pseudostrobus* en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México

<i>Variables estadísticas</i>	<i>Volumen (m<sup>3</sup> árbol<sup>-1</sup>)</i>	<i>Biomasa (kg árbol<sup>-1</sup>)</i>	<i>Carbono (kg árbol<sup>-1</sup>)</i>
Media	0.16	357.9	178.9
Moda	0.16	307.6	153.8
Desviación estándar	0.06	120.9	60.4
Máximo	0.4	618.2	309.1
Mínimo	0.04	80.2	40.1

Tomando en cuenta la densidad de plantación (766 árboles por hectárea) el almacén de biomasa fue de 274.2 Mg ha<sup>-1</sup> y carbono de 137.1 Mg ha<sup>-1</sup>. Estos resultados contrastan con los resultados obtenidos por Pacheco-Escalona *et al.* (2007) quienes estudiaron una plantación de *Pinus greggii* de seis años y encontraron que los árboles acumularon una biomasa aérea de 35.2 Mg ha<sup>-1</sup> y 17.9 Mg ha<sup>-1</sup> de C.

#### *Carbono Orgánico almacenado en el suelo*

*Almacén de carbono en el suelo.* El suelo presentó una concentración de C de 2.2 %, pH de 6.02 y C.E. de 0.21 mS/cm. La densidad aparente calculada fue de 0.70 Mg m<sup>-3</sup>. La cantidad de carbono almacenado en el suelo fue de 46.2 Mg ha<sup>-1</sup>. Acosta-Mireles *et al.* (2009) encontraron concentraciones de C de 7.92 % en el perfil de 0-20 cm y 5.28 % de 20 a 40 cm de profundidad en bosques mixtos de *Pinus patula* y *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. en Tlaxcala, México. Por otro lado, Prado *et al.* (2007) reportaron una disminución del carbono orgánico del suelo (COS) desde 5.5 % en el perfil de 0-10 cm hasta 1.3 % en la capa de 15 – 37 cm.

### Carbono total almacenado en la plantación.

El total de carbono almacenado fue de 179.3 Mg ha<sup>-1</sup>, donde el carbono aéreo fue 137.1 Mg ha<sup>-1</sup> y el carbono orgánico del suelo fue de 42.2 Mg ha<sup>-1</sup>. La distribución del aporte de cada sección se muestra en la Figura 3.

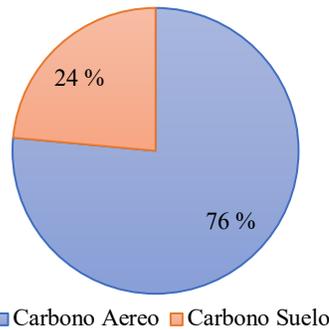


Figura 3. Proporción de carbono almacenado en el estrato aéreo y el suelo en la plantación de *Pinus pseudostrobus* en la comunidad de San Pablo Malacatepec, Villa de Allende, Estado de México.

### Conclusión

El almacén de carbono fue 178.9 kg árbol<sup>-1</sup> y 137.1 Mg ha<sup>-1</sup>. La cantidad de carbono almacenado en el suelo fue de 46.2 Mg ha<sup>-1</sup>. El almacén total de C fue de 179.3 Mg ha<sup>-1</sup>, del cual, el suelo aportó 24 % y los árboles 76 %. Al ser una plantación joven tiene potencial para incrementar el almacén de C, ya que en la región los árboles se cosechan entre los 15 y 30 años.

### Literatura citada

- Acosta-Mireles, A., F. Carillo-Anzures y M. Diaz-Lavariaga. 2009. Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et cham. Terra Latinoamericana 27(2):105-114. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57311834003>. (26 de enero de 2024).
- Aryal, D. R., H. Gómez-Castro, O. de J. José-Ruiz, L.F. Molina-Paniagua, J.A. Jiménez-Trujillo, J.A. Venegas-Venegas, R. Pinto-Ruiz, A. Ley-de Coss, F. Guevara-Hernández. 2018. Potencial de almacenamiento de carbono en áreas forestales en un sistema ganadero. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 9(48). DOI: 10.29298/rmcf.v8i48.184
- Conafor. Comisión Nacional Forestal. 2017. Plantaciones forestales comerciales. Comisión Nacional Forestal. <https://www.gob.mx/conafor/documentos/plantaciones-forestales-comerciales-27940>. (26 de enero de 2024).
- Díaz, F. R., M. M. Acosta, A. F. Carrillo, R. E. Buendía, A. E. Flores y J. D. Etchevers B. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. Madera y Bosques 13: 17-28.
- García-Cuevas, X., B. Rodríguez-Santiago y J. Islas-Gutiérrez. 2011. Evaluación financiera de plantaciones forestales de caoba en Quintana Roo. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 2(7):7-26. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63438963002>. (13 de febrero de 2024).
- Jiménez-Pérez, J., R. Tellez-Antonio, E. Alanís-Rodríguez, J.I. Yereña-Yamallel, D.A. García-García, M. Gómez-Cárdenas. 2020. Estimación del carbono almacenado en una plantación de *Tectona grandis* L. f. mediante ecuaciones alométricas. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 11(57). DOI: 10.29298/rmcf.v11i57.550
- Pacheco-Escalona, F., A. Aldrete, A. Gómez-Guerrero, A. M. Fierros-González, V. M. Cetina-Alcalá, H. Vaquera-Huerta. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. Revista Fitotecnia Mexicana, 30(3): 251-254.
- Palma, A. 2011. Estimación de biomasa y carbono de *Pinus pseudostrobus* en San José del Rincón, Estado de México. Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México
- Prado, B., C. Duwing, C. Hidalgo, D. Gómez, H. Yee, C. Praat, M. Esteves and J.D. Etchevers. 2007. Characterization, functioning and classification of two volcanic soil profiles under different land uses in Central Mexico. Geoderma 139:300-313. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.02.008
- SIBIFOR. (2016). Sistema biométrico forestal. <http://fcfposgrado.ujed.mx/sibifor/inicio/>. (29 de julio de 2024).
- Sleutel, S., S.de Neve, B.Singer, And G.Hofman.(2007).Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and assessment of the carbon content of organic matter. Communications in soil science and plant analysis 38 (19-20):2647-2657.
- Weil, R. R. y N. C. Brady. 2017. The nature and properties of soils. 15a edition. Pearson. Harlow, Essex, England. 1104 p.
- West P.W. 2015. Tree and forest measurement. 3a edition. Springer. London, England. 214 p.
- Zhang, D. y J. Stanturf. 2008. Forest Plantations. In: Jørgensen, S. E. and B. D. Fath (eds). Encyclopedia of Ecology. Academic Press. Radarweg, Amsterdam, The Netherlands. pp. 1673-1680. DOI: 10.1016/B978-008045405-4.00331-1.

## 7.5. Modelo espacial para determinar zonas de peligro por incendios forestales en una microcuenca en Chiapas

**Pacheco-Torres Alan M.**<sup>1,\*</sup>; José-Ríos Mauricio<sup>2</sup>; Pinto-Castillo José F.<sup>2</sup>; Vázquez-Morales Williams<sup>2</sup> y Raj-Aryal Deb<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Maestría es Ciencias en Producción Agropecuaria Tropical, Facultad de Ciencias Agronómicas C-V, Universidad Autónoma de Chiapas. Villaflores, Chiapas

<sup>2</sup>Instituto de Investigación en Gestión de Riesgos y Cambio Climático, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias Agronómicas C-V, Universidad Autónoma de Chiapas. Villaflores, Chiapas

\*Autor para correspondencia: alan.pacheco63@unach.mx

### Resumen

Los incendios forestales, históricamente, han sido considerados como agentes de cambios constantes en el paisaje, permitiendo la evolución de los sistemas de vida humanos, así como el de los ecosistemas naturales. Al propagarse sin control en la vegetación, los incendios forestales (IF) contribuyen directamente a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), siendo el principal gas liberado por la quema de combustibles forestales. El estado de Chiapas, por su parte, genera una gran cantidad de combustibles forestales en un corto periodo de tiempo, que, junto al mal uso que se le da al fuego y la sensibilidad que existe dentro de los ecosistemas, hacen al estado vulnerable ante la ocurrencia de incendios forestales. La presente investigación tuvo como objetivo principal identificar las áreas de peligro a incendios forestales en la microcuenca "La Unión" ubicado en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas, mediante un modelo espacial, bajo un enfoque de análisis multicriterio. Como resultado se obtuvieron cuatro categorías de peligro por incendios forestales en el territorio, de la cual, las zonas con categoría alta cumplen con ciertas características tales como: pendientes mayores a 55%; temperaturas mayores a 25 °C y cercanía a centros de población y vías de comunicación menores a 500 metros.

**Palabras clave:** *Incendios Forestales, Fuego Forestal, Modelo espacial, Análisis multicriterio, Microcuenca.*

### Abstract

The Wildfires have historically been considered agents of constant change in landscapes, enabling the evolution of both human systems and natural ecosystems. By spreading uncontrolled in the vegetation, forest fires (FF) contribute directly to the emission of greenhouse gases (GHG), such as carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), the main gas released by the burning of forest fuels. The state of Chiapas, for its part, generates a large amount of forest fuel in a short period, which, combined with poor fire management and the sensitivity of its ecosystems, makes the state vulnerable to wildfires. The main objective of this research was to identify wildfire hazard areas in the "La Unión" micro-catchment located in the municipality of Chiapa de Corzo, Chiapas, using a spatial model and a multicriteria analysis approach. The results yielded four categories of wildfire hazard in the territory, with the high hazard areas having certain characteristics such as: slopes greater than 55%; temperatures above 25 °C; and proximity to population centers and communication routes within 500 meters.

**Key words:** *Wildfires, Forest Fire, Spatial model, Multicriteria analysis, micro-watershed*

## Introducción

El fuego forestal juega un papel importante en la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas terrestres, sin embargo, este se vuelve un problema cuando interviene el ser humano (Villers, 2006). Al propagarse sin control en la vegetación, los incendios forestales (IF) contribuyen directamente a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), como Metano (CH<sub>4</sub>), Óxido Nitroso (N<sub>2</sub>O) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), siendo este último, el principal gas liberado por la quema de combustibles forestales (Gutiérrez *et al.*, 2014). Los IF, históricamente, han sido considerados como agentes de cambios constantes en el paisaje, permitiendo la evolución de los sistemas de vida humanos, así como el de los ecosistemas naturales (Castillo *et al.*, 2002). Algunas veces, los IF traen consigo una serie de efectos benéficos, o en su mayoría dañinos, los cuales han sido relacionados con la recurrencia, duración y el grado de intensidad de estos eventos (González, 2017). En las últimas décadas, los IF, han aumentado y se han convertido en un problema ambiental de gran relevancia en el mundo; sin embargo, algunos países, que cumplen con características idóneas para el desarrollo del fuego forestal como: mayor disponibilidad de los combustibles forestales, pendientes pronunciadas, así como condiciones meteorológicas de poca humedad y temperaturas elevadas, han sido más susceptibles ante la presencia de estos eventos (Sabuco, 2013). Se estima que, anualmente, 350 millones de hectáreas son impactadas a nivel global (FAO y PNUMA, 2020). Una de las principales causas que originan estos eventos son las actividades humanas, siendo la agricultura y la ganadería una de las más frecuentes. El uso del fuego como herramienta agrícola sigue siendo una de las prácticas más utilizadas en la preparación del terreno para la producción de alimentos en el mundo (Huffman, 2013 citado en Gutiérrez *et al.*, 2017), siendo este uno de los procedimientos más baratos usados para eliminar los residuos de las parcelas (CENAPRED, 2008). En las regiones tropicales del sureste de México, este problema es mayor, debido a que existe una enorme biodiversidad y condiciones que propician la presencia de estos eventos (Mas y Sandoval, 2011). El estado de Chiapas, por su parte, genera una gran cantidad de combustibles forestales en un corto periodo de tiempo, que, junto al mal uso que se le da al fuego y la sensibilidad que existe dentro de los ecosistemas, hacen al estado vulnerable ante la ocurrencia de IF (Torres, 2014), ocupando un lugar dentro de los 10 estados en el país con mayor número de IF al año, al igual que, área afectada por estos mismos (CONAFOR, 2024). La presente investigación tuvo como objetivo principal identificar las áreas de peligro a incendios forestales en la microcuenca “La Unión” ubicado en el municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas, mediante un modelo espacial. Con ello, se aportó información significativa que servirá para la gestión del territorio de la cuenca, ya que no se contaba con un estudio de este tipo para el área.

## Materiales y Métodos

La investigación se basó en la construcción de un modelo espacial con un enfoque de evaluación multicriterio para la identificación de zonas de peligro por incendios forestales. Se tomó como base los métodos propuestos por Flores *et al.* (2016). Para dichos métodos se consideraron dos factores que favorecen la presencia de los incendios forestales: por un lado la iniciación del fuego, promovida por variables sociales e históricas, tales como: la presencia de localidades, vías de comunicación y ocurrencia histórica de incendios forestales; por otro, la propagación, el cual involucra variables ambientales (uso del suelo y vegetación), topográficas (pendiente y orientación de laderas) y climatológicas (precipitación y temperatura media anual), que favorecen el comportamiento de un incendio en el medio.

Para el desarrollo del modelo espacial para la identificación de zonas de peligro por incendios forestales, se empleó información cartográfica digital (Cuadro 1). La información consultada provino principalmente del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), la Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (UNIATMOS) y del Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica del Estado de Chiapas (CEIEG).

Cuadro 1. Información geográfica y tabular utilizada

Tipo	Formato	Versión	Escala	Fuente	Nombre
Censo de población y vivienda	Shapefile	2010	1: 50 000	INEGI (2011)	Conjunto de datos vectoriales de localidades
Vías de comunicación	Shapefile	2015	1: 50 000	CEIEG (2015)	Conjunto de datos vectoriales de vías de comunicación (caminos y carreteras)
Datos de incendios forestales	Excel	2017	N/A	CONAFOR (2017)	Registro de incendios ocurridos
Uso de suelo y vegetación	Shapefile	2016	1: 20 000	López (2017)	Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación.
Topográfico	Shapefile	Serie III	1: 50 000	INEGI (2014)	Conjunto de datos vectoriales topográficos
Información climatológica	GeoTiff	2012	N/A	UNIATMOS (2012a)	Información climatológica de temperatura media anual
Información climatológica	GeoTiff	2012	N/A	UNIATMOS (2012b)	Información climatológica de precipitación media mensual

Para realizar la evaluación multicriterio se definieron los rangos de valores para cada variable, a los que posteriormente se les otorgó un grado de importancia de acuerdo a lo sugerido por Flores *et al.* (2016a, 2016b). En una segunda fase, se asignó un valor de importancia, mediante porcentajes, a cada variable a través de un proceso participativo, con el objetivo de definir el grado de influencia que poseen cada una de ellas con relación al fenómeno. Para la georreferenciación de las variables y construcción del modelo espacial, se realizó el procesamiento de la información cartográfica digital, con ayuda de los sistemas de información geográfica (Figuras 1 y 2).

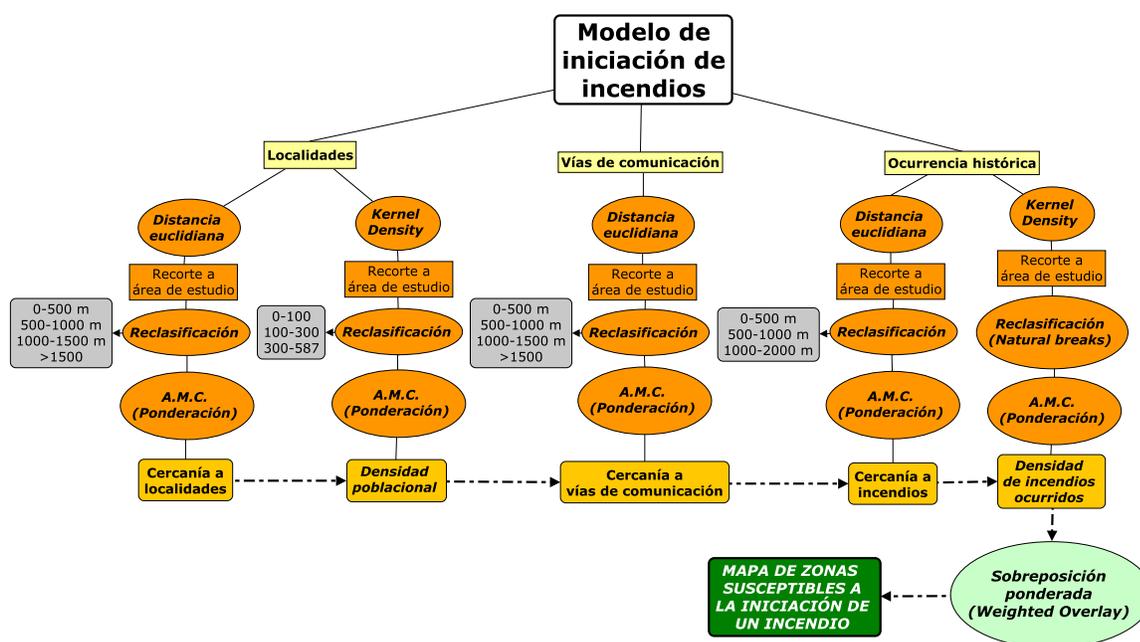


Figura 1. Esquema metodológico para obtener el modelo espacial de iniciación de incendios forestales

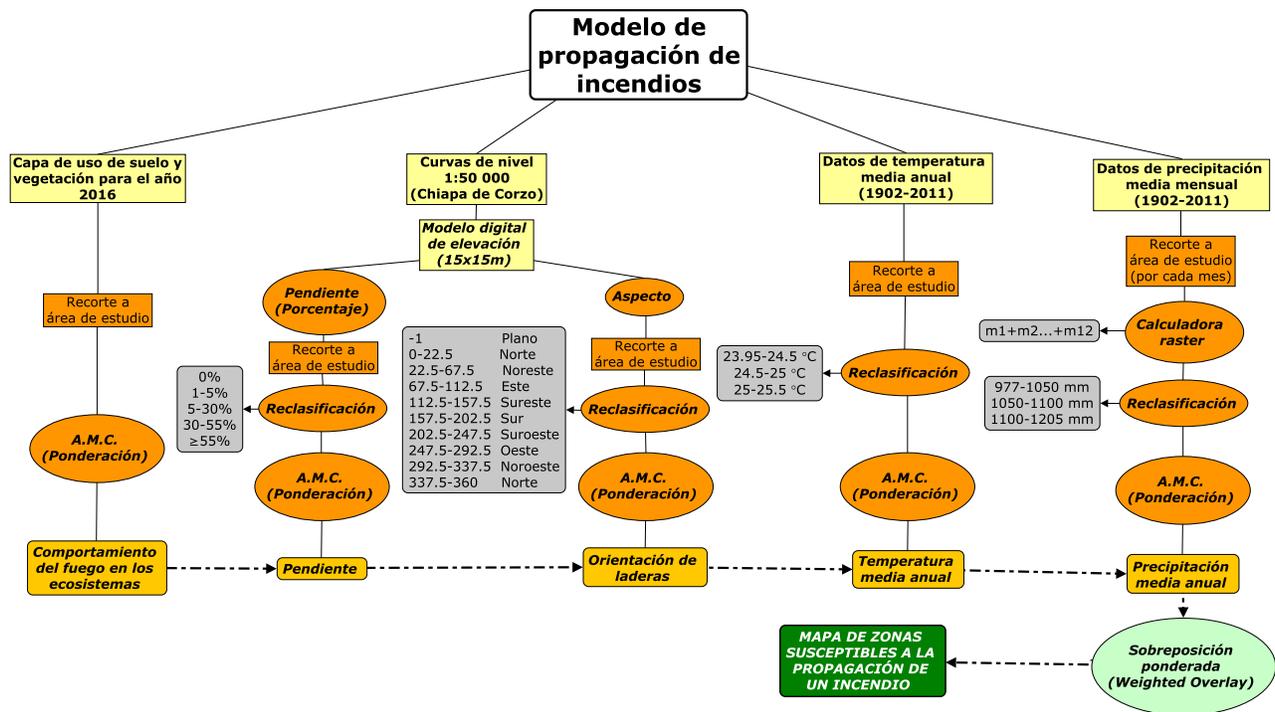


Figura 2. Esquema metodológico para obtener el modelo espacial de propagación de incendios forestales

Para poder determinar el grado de importancia se estableció una mesa de dialogo, mediante un proceso participativo, con base a la experiencia del personal de la CONAFOR en el tema. El grupo se conformó por integrantes de las brigadas de combate a incendios forestales de la zona. Las ponderaciones por variable pueden observarse en los cuadros 2 y 3.

Cuadro 2 y 3. Ponderación de variables para los modelos de iniciación y propagación de incendios forestales

Variable	Ponderación (%)
Cercanía (Localidades)	15
Densidad de población	15
Cercanía (Vías de comunicación)	25
Cercanía (Ocurrencias)	15
Densidad de incendios (ocurrencias)	30

Variable	Ponderación (%)
Tipo de vegetación	40
Pendiente	20
Orientación de laderas	10
Temperatura media anual	20
Precipitación media anual	10

## Resultados y discusión

Con base a los resultados obtenidos se realizó una suma ponderada, para la cual se tomaron en cuenta los modelos de iniciación y propagación de un incendio forestal, asignándoles un grado de importancia del 60% y 40% respectivamente, con el fin de realizar la integración de las diferentes dinámicas de un incendio y así poder visualizar de manera más concreta las zonas de peligro ante estos eventos. Para lo anterior, se consideró que el modelo de iniciación debía contener mayor peso dado a que el fuego no puede propagarse sin antes ser iniciado. El producto final se zonificó en cuatro categorías de peligro (Cuadro 4).

**Cuadro 4. Superficie de la microcuenca "La Unión" por grado de peligro por incendios forestales**

Rango	Superficie (km2)	Porcentaje (%)
Muy Alto	0.34	0.14
Alto	75.48	31.64
Medio	157.63	66.08
Bajo	5.10	2.14

De acuerdo con los resultados, la microcuenca "La Unión" presenta ciertas características que propician en gran parte el inicio y propagación del fuego en determinadas zonas. El uso del suelo influye de manera considerable en el territorio ya que las principales actividades corresponden a actividades agrícolas y ganaderas. Sarmiento (2010) determinó en su estudio que el peligro a incendios forestales se encuentra asociado en gran parte a las actividades humanas, ya que, de acuerdo con su investigación, la mayoría de los incendios registrados se deben principalmente a actividades de este tipo; de igual manera, Vargas y Campos (2018) mencionan que las zonas con mayor probabilidad al inicio del fuego son aquellas cercanas a vías de comunicación y poblados, debido a la alta acumulación de material combustible y la incidencia de actividades humanas. Por su parte, Muñoz *et al.* (2005) consideraron lo contrario, ya que los factores socioeconómicos fueron las variables que recibieron el menor valor en su modelo, debido a las particularidades en el área de estudio los cuales indican zonas con poca densidad de población, nulas actividades de recreación, y nula existencia de problemáticas relacionadas al litigio de propiedades.

Por otro lado, la vegetación juega un rol importante para el comportamiento del fuego, las zonas de mayor peligro dentro de la microcuenca "La Unión" se encuentran constituidas por selvas bajas caducifolias, las cuales se caracterizan por presentar bajos índices de humedad en temporada de estiaje, lo que aumenta considerablemente la probabilidad de inicio y expansión del fuego dentro del territorio. De acuerdo con Vilchis *et al.* (2015), esta característica representa una alta probabilidad de ocurrencia de un incendio forestal, de igual manera, tomó en cuenta la exposición solar como uno de los factores que aumenta esta probabilidad, principalmente aquellas laderas que se encuentran expuestas al sur, lo cual coincide con el modelo de propagación de incendios para la microcuenca "La Unión", debido a que las zonas de mayor peligro presentan exposiciones al sur y suroeste, al igual que el estudio realizado por Juárez (2008) en Michoacán, México, en el cual las áreas quemadas predominantes corresponden a laderas con orientación sur, debido a que presentan menor nivel de humedad.

El factor topográfico en el modelo de peligro por incendios forestales en la microcuenca "La Unión" tuvo gran influencia en los resultados, ya que las zonas de mayor peligro presentan pendientes mayores a 55%, similar a lo encontrado por Gutiérrez (2004) en la microcuenca "Las Marías" en Managua, Nicaragua. En dicha zona las características son parecidas, ya que las pendientes van de 5 a 60%, siendo el rango de pendiente de 46 a 60% las zonas más propensas a la propagación del fuego, de acuerdo con los resultados del estudio; por otro lado, Ramos (2020) menciona en su estudio, realizado en el municipio de San Francisco en Bogotá, Colombia, que el grado de pendiente del terreno es un factor determinante



en la propagación de un incendio y es directamente proporcional al nivel de amenaza por dicho evento. De acuerdo a la característica de su zona de estudio, las áreas que presentan mayor peligro corresponden a pendientes que oscilan entre 25% y pendientes mayores al 75%.

Gran parte de los estudios coinciden con los resultados encontrados en esta investigación, las zonas de peligro alto se ubican en las zonas que presentan mayor grado de pendiente. Esta investigación tomó en cuenta características meteorológicas para la determinación de las zonas de peligro por incendios forestales. Las áreas de mayor peligro presentan una temperatura media anual (TMA) que oscilan entre los 25° y 25.5°C; por otro lado, el régimen de precipitación en estas zonas corresponde a 977 a 1050 mm anuales, comparando los resultados con el estudio de Ramos (2020), las zonas de peligro alto en su zona de estudio presentan temperaturas menores que van de lo 18° a los 24°C y un rango de precipitación de 1000 a 2000 mm anuales, sin embargo, estos valores se encuentran relacionados con la altitud del sitio, ya que el municipio cuenta con una elevación mayor, correspondiente a 1520 m.s.n.m., a comparación de la microcuenca “La Unión” que tiene una altitud que van de los 370 a los 1140 m.s.n.m.

A pesar de que las zonas de peligro Alto y Muy Alto por incendios forestales abarcan únicamente el 31.78 % de la superficie total de la microcuenca, la quema de la vegetación en estas áreas puede liberar grandes cantidades de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, lo cual trae consigo diversas repercusiones, tanto ambientales, como por ejemplo, la contribución al cambio climático por la emisión de uno de los GEI de mayor impacto y responsable del aumento de la temperatura; así como repercusiones en la calidad de vida de los pobladores del territorio, lo cual está ligado con la contaminación por la presencia de humo, en el cual se encuentra presente dicho gas, lo cual coincide con lo mencionado por Castillo *et al.* (2003) en su estudio.

## Conclusiones

Con base al método aplicado y la implementación de los sistemas de información geográfica se obtuvieron cuatro categorías de peligro por incendios forestales en la microcuenca “La Unión”. Lo anterior garantiza que el modelo presenta buenos resultados ya que existe una relación directa de incendios con los diferentes rangos establecidos. El aumento a futuro de áreas destinadas a las actividades agropecuarias trae como consecuencia el uso del fuego para la eliminación de la vegetación en las parcelas, y, en algunos casos, los residuos sólidos que en ocasiones se genera. Es por ello la importancia del buen manejo del fuego y la implementación de técnicas efectivas que reduzcan las afectaciones a la vegetación y las emisiones de GEI que se generan a la atmósfera a través de la quema de los combustibles forestales en la zona. Las condiciones atmosféricas juegan un rol importante antes, durante y después de un incendio forestal, ya que esta condiciona el comportamiento del fuego en un sitio determinado, tal como en la intensidad y la velocidad de propagación del mismo. Dichos eventos ocurrirán siempre y cuando los combustibles forestales se encuentren disponibles, en otras palabras, no presenten humedad. Por ende, las temporadas más propensas, o mejor conocidas como temporada de incendios, corresponden a la temporada de estiaje (seca) que abarcan los meses de noviembre a abril. Sin embargo, en los meses de mayo a septiembre la probabilidad de ocurrencia de estos eventos es poca o nula. Las emisiones de GEI, principalmente de CO<sub>2</sub>, por efecto de los incendios forestales son aspectos muy importantes que puede seguir siendo considerado en futuros estudios, ya que la cantidad de CO<sub>2</sub> que es liberado a la atmósfera, derivado de la quema de biomasa, no solo afecta al ambiente, también tiene efectos adversos en la salud pública. El método de análisis multicriterio fue de gran ayuda para el estudio de las variables utilizadas; además, demostró requerir de una operación relativamente sencilla y con resultados suficientemente robustos para la estimación de los índices de peligro por incendios forestales, los cuales fueron acordes a eventos ocurridos en el pasado. Si bien es cierto, la modelación de incendios forestales no predice, ni da información con exactitud de lo que sucederá; sin embargo, puede considerarse como una alternativa para los tomadores de decisiones.

## Literatura citada

- Castillo, M., P., Pedernera, y G., Julio. (2002). Aplicaciones de los SIG en la lucha contra los incendios forestales, Laboratorio de incendios forestales. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile.
- Castillo, M., P., Paderna, y E., Peña. (2003). Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista medio ambiente y desarrollo de CIPMA*. Vol. XIX. Núm. 3 y 4. pp 44 - 48
- Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED). 2008. Incendios Forestales. 3ª edición. México.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2017). Estadísticas de incendios forestales para el estado de Chiapas. México
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2024). CIERRE ESTADÍSTICO 2023. México
- Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica del Estado de Chiapas (CEIEG). 2015. Red de Caminos y Carreteras del estado de Chiapas.
- FAO y PNUMA. 2020. El estado de los bosques del mundo (2020). Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma.
- Flores, J. G., J., Benavides, H., Leal, D., Vega, C., Valdez, y U., Casillas. (2016a). Descripción de variables para definición de Riego de Incendios Forestales en México. Folleto Técnico No 1. INIFAP-CIRPAC, Campo Experimental Centros-Altos de Jalisco.
- Flores, J. G., J., Benavides, H., Leal, D., Vega, C., Valdez, y U., Casillas. (2016b). Descripción de variables para definición de Peligro de Incendios Forestales en México. Folleto Técnico No 3. INIFAP-CIRPAC, Campo Experimental Centros-Altos de Jalisco.
- González, P. (2017). Impacto de los incendios forestales en suelo, agua, vegetación y fauna. Departamento de estudios, extensión y publicaciones. Chile
- Gutiérrez, A. (2004). Análisis de susceptibilidad de incendios forestales en la microcuenca Las Marías León – Chinanducucnga. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Agraria. Managua, Nicaragua.
- Gutiérrez, A., L.E, García,, Parra, M. y Rosset, P. (2017). “De la supresión al manejo del fuego en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas: perspectivas campesinas”. *Región y Sociedad* 70: 31-70 pp.
- Gutiérrez, G., Orozco, M. E., Ordóñez, J. y Camacho, J. M. (2014). Régimen y distribución de los incendios forestales en el estado de México (2000 a 2011). *Revista mexicana de Ciencias Forestales*. Vol.6 (29). pp 92-107.
- Huffman, M. R. (2013). The many elements of traditional fire knowledge: synthesis, classification, and aids to cross-cultural problem solving in fire-dependent systems around the world. *Ecology and Society* 18 (4).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2011). Censo de población y vivienda 2010.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2014). Conjunto de datos vectoriales topográficos del estado de Chiapas.
- Juárez, S. (2008). Un modelo de incendio en Michoacán, México (Tesis de Posgrado). Universidad Autónoma de México. México.
- López, A. (2017). Modelación de la vegetación y cambio de uso de suelo 2005 al 2025, en la microcuenca la Unión, municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. México.
- Mas, J.F., y A. Sandoval, (2011). Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTropico*, vol.5 (1), Artículo 1: 1-24. México.
- Muñoz, R., E., Treviño, J., Verástegui, J., Jiménez, y O., Aguirre. (2005). Desarrollo de un modelo espacial para la evaluación del peligro de incendios forestales en la Sierra Madre Oriental de México. *Investigaciones geográficas*, boletín no.56. México.
- Ramos, O. (2020). Mapeo y Análisis espacial de riesgos por incendios forestales en el municipio de San Francisco, Cundimarca. Tesis de maestría. Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá, Colombia.
- Sabuco, P. (2013). La problemática de los incendios forestales y bases para su teledetección en el Perú. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*. Vol 3 (2).
- Sarmiento, Y. (2010). Evaluación de riesgos de incendios forestales en la reserva ecológica “El Zapotal”. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. México.
- Torres, E. (2014). Análisis estadístico del índice de riesgo local a incendios forestales en el estado de Chiapas. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. México.
- Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (UNIATMOS). (2012a) a. Información climatológica de Temperatura Media Anual para la República mexicana. <https://uniatmos.atmosfera.unam.mx/>
- Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales (UNIATMOS). (2012b) b. Información climatológica de Precipitación Acumulada Mensual. <https://uniatmos.atmosfera.unam.mx/>
- Vargas, D., y C., Campos. (2018). Modelo de vulnerabilidad ante incendios forestales para el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(2). Costa Rica.
- Vilchis, A. Y., C., Díaz, D., Magaña, K. M., Ba, y M. A., Gómez. (2015). Modelado espacial para peligro de incendios forestales con predicción diaria en la cuenca del río balsas. *Agrociencias*. Núm. 49. pp. 803-820. México.
- Villers, M. L. (2006). INCENDIOS FORESTALES. Red de revistas científicas de América Latina y El Caribe, España y Portugal. Núm. 81. Universidad Autónoma de México. 66 pp.

## 7.6. Cuantificación de volumen, biomasa y contenido de carbono en *Pinus lawsonii* Roezl

Montoya-Jiménez Juan C.<sup>1,\*</sup>; Ruiz-González Cecilia G.<sup>2</sup>; Bautista-Calderón Eva A.<sup>3</sup>; García-Martínez René<sup>1,\*</sup> y Hernández-Soto Felipe N.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Tecnológico Nacional de México- TES Valle de Bravo, División de Ingeniería Forestal. Carretera Federal Monumento-Valle de Bravo, km 30. Ejido San Antonio de la Laguna. Valle de Bravo. Estado de México.

<sup>2</sup>Postgrado en fitopatología y entomología, Colegio de Postgraduados, Carretera México- Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México

<sup>3</sup>Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta y Atmósfera, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Km. 6.5 margen derecha canal Sacramento, C.P. 35150, Gómez Palacio, Durango, México

\*Autor de Correspondencia: rene.gm@vbravo.tecnm.mx, juan.mj@vbravo.tecnm.mx;

### Resumen

Los problemas relacionados con el cambio climático se hacen presentes con mayor frecuencia y los bosques adquieren una relevancia importante ya que actúan como sumideros de carbono. Por lo que en el presente estudio se propuso cuantificar de forma indirecta el volumen, la biomasa y contenido de carbono y dióxido de carbono equivalente en *Pinus lawsonii*. Para obtener el volumen fustal se utilizó la ecuación de Shumacher y Hall reportada en literatura científica, la biomasa se obtuvo a partir del producto del volumen fustal y la densidad de la madera, el contenido de carbono se obtuvo a partir de multiplicar la biomasa fustal por el factor 0.50, finalmente el dióxido de carbono equivalente fijado en la biomasa seca se calculó a partir del producto del contenido carbono y el factor 3.666666667. Se observó que el volumen calculado a partir de la ecuación de Shumacher-Hall siguió una tendencia exponencial, el mismo comportamiento se observó en la biomasa, el carbono y el dióxido de carbono equivalente. se observó que los árboles con diámetros superiores a 55 cm tienen mayor volumen y en consecuencia mayor cantidad de biomasa, carbono y dióxido de carbono equivalente almacenado. Se cuantificó que en el predio forestal del TESVB con una superficie de 17.5 ha de bosque, se tiene un área basal de 141.95 m<sup>2</sup>, un volumen total de 1206.79125 m<sup>3</sup>, una biomasa de 579.26 Mg ha<sup>-1</sup>, un contenido de carbono de 289.63 Mg ha<sup>-1</sup> y un dióxido de carbono equivalente de 1061.97 Mg ha<sup>-1</sup>

**Palabras clave:** Ecuación, CO<sub>2</sub>e, área basal, diámetro normal.

### Abstract

Problems related to climate change are becoming more frequent and forests are becoming more important as they act as carbon sinks. Therefore, in this study, it was proposed to indirectly quantify the volume, biomass, carbon content and carbon dioxide equivalent in *Pinus lawsonii*. To obtain the stem volume, the Shumacher-Hall equation reported in scientific literature was used. The biomass was obtained from the product of the stem volume and the density of the wood, the carbon content was obtained by multiplying the stem biomass by the factor 0.50, finally the equivalent carbon dioxide fixed in the dry biomass was calculated from the product of the carbon content and the factor 3.666666667. It was observed that the volume calculated from the Shumacher-Hall equation followed an exponential trend, the same behavior was observed in the biomass, carbon and carbon dioxide equivalent. It was observed that trees with diameters greater than 55 cm have greater volume and consequently a greater amount of biomass, carbon and carbon dioxide equivalent stored. It was quantified that in the TESVB forest property with a surface area of 17.5 ha of forest, there is a basal area of 141.95 m<sup>2</sup>, a total volume of 1206.79 m<sup>3</sup>, a biomass of 579.26 Mg ha<sup>-1</sup>, a carbon content of 289.63 Mg ha<sup>-1</sup> and carbon dioxide equivalent of 1061.97 Mg ha<sup>-1</sup>

**Keywords:** *Equation, CO<sub>2</sub>e, basal area, normal diameter.*

## Introducción

En la actualidad los problemas relacionados con el cambio climático son de los mayores desafíos a disminuir o mitigar (IPCC, 2013). En este contexto, los bosques adquieren una relevancia importante ya que actúan como sumideros de carbono, absorbiendo CO<sub>2</sub> de la atmósfera y almacenándolo en su biomasa, desempeñando un papel fundamental en la mitigación del cambio climático (Ríos-Camey et al., 2021). Para comprender y cuantificar cuanto están contribuyendo nuestros bosques en esta tarea tan crucial, es fundamental contar con estudios sobre la cuantificación de la biomasa y el contenido de carbono (Graciano-Ávila et al., 2019).

*Pinus lawsonii* Roetzl, una especie de pino endémica de México, destaca por su importancia ecológica y económica en las zonas donde se distribuye (Ríos-Altamirano et al., 2016). La cuantificación de su volumen, biomasa y contenido de carbono no solo es esencial para el manejo forestal sostenible, sino que también contribuye a la generación de información valiosa para la elaboración de inventarios locales de carbono y el desarrollo de estrategias de mitigación del cambio climático.

El predio forestal del TESVB pertenece a un área natural protegida de competencia federal, con la categoría de Área de Protección de Recursos Naturales cuencas de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilotoc y Temascaltepec, estado de México. Lo anterior dificulta realizar muestreos destructivos para cuantificar, volumen, biomasa y contenido de carbono. Es por lo anterior que en este trabajo se propuso el objetivo de cuantificar de forma indirecta volumen, biomasa y contenido de carbono y dióxido de carbono equivalente en *Pinus lawsonii*.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en el predio forestal del Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo (TESVB) ubicado en el municipio de Donato Guerra al suroeste del Estado de México. Específicamente se localiza entre las coordenadas 100.13° de longitud oeste y 19.23° de latitud norte. El tipo de suelo presente en el área es regosol eútrico, la vegetación es bosque de pino-encino, con clima del tipo (A)C(w"1)(wi)g templado semicálido, con precipitaciones que van 1100 a 1300 mm, la temperatura media anual va de 12 a 22 °C y tiene una altitud de 1,800 m (INEGI, 2010).

### Obtención de datos dasométricos

A partir de un muestreo sistemático se establecieron 82 sitios circulares de 500 m<sup>2</sup> en toda el área de estudio. Utilizando una forcípula y un clinómetro Suunto® se midieron las alturas y los diámetros normales (a 1.30 m) de los árboles, en total se midieron 295 individuos. Los árboles muestreados reflejaron la variación en las clases de diámetro y altura existentes en el predio del TESVB (Figura 1). La figura 1 muestra los valores mínimos, máximos, media y desviación estándar para los conjuntos de datos utilizados en el presente estudio.

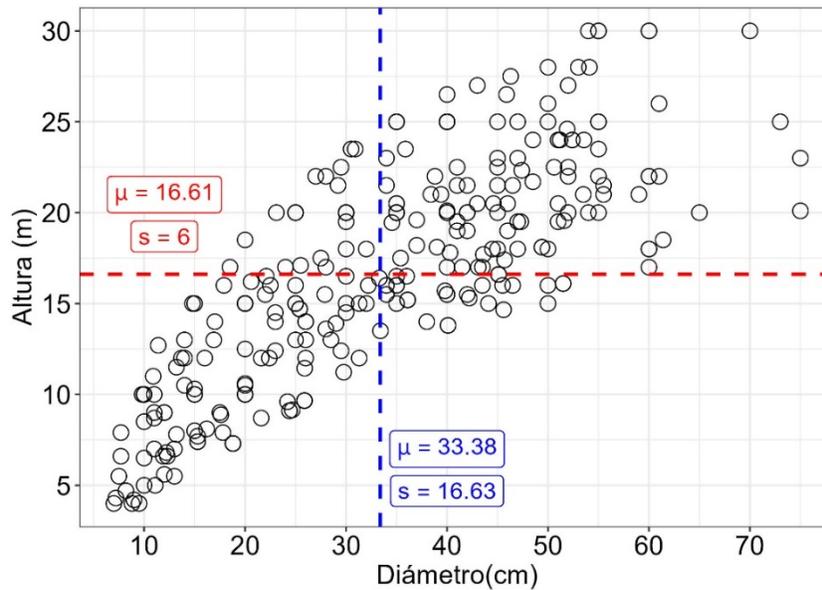


Figura 1. Gráfico de dispersión del conjunto de datos altura-diámetro utilizado para el cálculo de volumen, biomasa y carbono en *Pinus lawsonii*. ( $\mu$ ): media ( $s$ ): desviación estándar.

#### Cuantificación del volumen, biomasa, contenido de carbono y dióxido de carbono equivalente ( $CO_2e$ )

Para obtener el volumen fustal individual se utilizó la ecuación de Shumacher y Hall ajustada en el estudio de Ramos-Uvilla et al. (2014) la cual está conformada con los siguientes valores y estructura:

$$V (m^3) = 0.0000739693 * D^{1.55858} * H^{1.2895} \quad (1)$$

donde: V = Volumen fustal; D = diámetro normal; H = altura total.

A partir los datos altura y diámetro colectados, se aplicó la ecuación anterior y se calculó el volumen fustal.

La cantidad de biomasa se obtuvo a partir del producto del volumen fustal y la densidad de la madera de que reporta Ramos-Uvilla et al. (2014). El contenido de carbono se obtuvo a partir de multiplicar la biomasa fustal por la fracción de carbono (%) presente en la biomasa seca de la madera, que de acuerdo con Graciano-Ávila et al. (2019) es de aproximadamente de 0.50. Finalmente se calculó el  $CO_2e$  fijado en la biomasa seca, esta cuantificación se obtuvo a partir del producto del contenido carbono y el factor 3.666666667 (44/12; peso de la molécula de  $CO_2$ /el peso del átomo de carbono) (Pacheco Escalona et al., 2007).

## Resultados y discusión

Se observó que el volumen calculado a partir de la ecuación de Shumacher-Hall siguió una tendencia exponencial, similar a los estudios que han desarrollado ecuaciones de volumen de forma directa (Ramos-Uvilla et al., 2014). Con fines de comparación se consultaron estudios de volumen realizados para *Pinus teocote* ya que es la especie más parecida a *P. lawsonii* (Tapia & Nívar, 1998), ya que las ecuaciones de volumen en *Pinus lawsonii* son escasas (Mayrinck et al., 2019). Considerando lo anterior se observó que el volumen calculado en el presente estudio fue similar a lo que se reportó Contreras-Aviña & Nívar-Cahidéz, (2002) para un diámetro normal de 50 cm (2.41 y 2.51), sin embargo, para un diámetro normal de 36 cm fue menor a lo que reportó Tapia & Nívar, (1998) (0.73 y 1.13  $m^3$ ). Los valores más altos de volumen (<3  $m^3$ ) se obtuvieron en diámetros mayores a 65 cm (Figura 2).

Los valores más altos de biomasa (1422-2141 kg), carbono (711-1070 kg) y CO<sub>2</sub>e (2608-3926 kg) se obtuvieron en diámetros mayores a 70 cm (Figura 2). La tendencia de la cuantificación biomasa y carbono coincide con lo que reportan en estudios similares (Graciano-Ávila et al., 2019; Ríos-Camey et al., 2021)

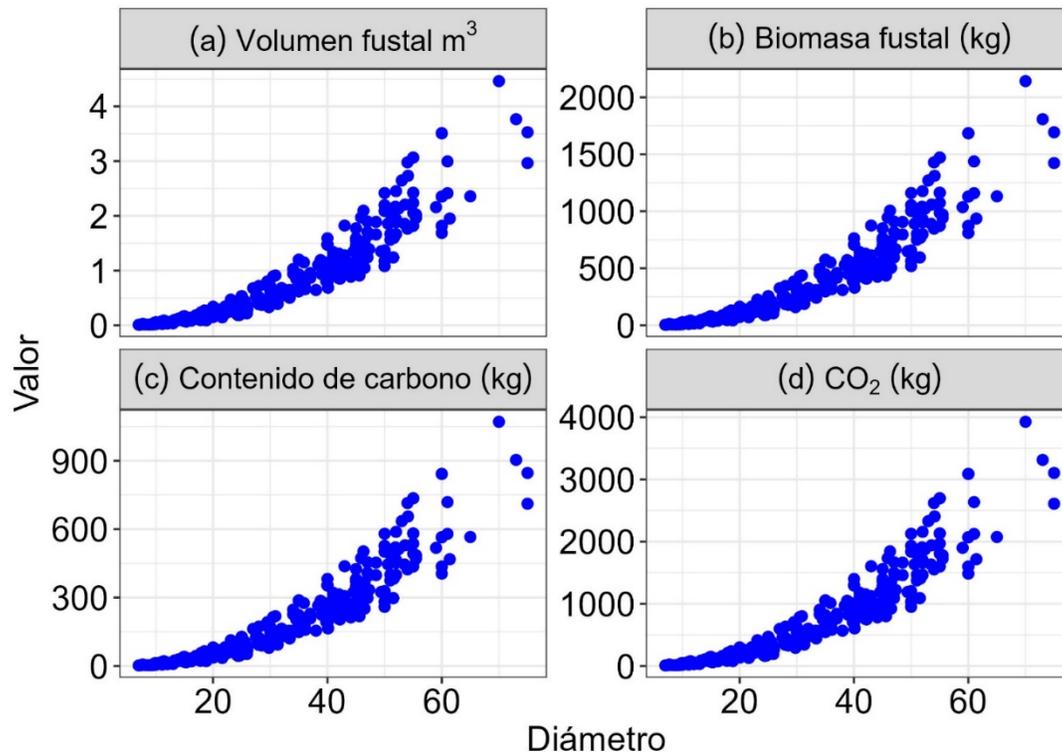


Figura 2. Cuantificación de volumen (a), biomasa (b), contenido de carbono (c) y CO<sub>2</sub>e (d) para el conjunto de datos medidos en *Pinus lawsonii*.

A partir de los resultados se observó que los árboles con diámetros superiores a 55 cm tienen mayor volumen y en consecuencia mayor cantidad de biomasa, carbono y CO<sub>2</sub>e almacenado, los árboles con diámetro menor a 55 cm de diámetro obtuvieron valores bajos en todos los componentes. En el caso de la biomasa, un árbol de *Pinus lawsonii* con 20 cm de diámetro tiene 96.66 kg, este valor de biomasa fue inferior a los 160.78 kg que reportó Aguirre-Calderón & Jiménez-Pérez (2011) para *Pinus teocote* en la misma categoría diamétrica, en este mismo sentido el valor encontrado en el presente estudio fue más bajo respecto a los 113.38 kg que reportó Díaz-Franco et al. (2007) para un árbol de *Pinus patula* Schied. ex Schltdl. et Cham. con el mismo diámetro. Respecto al contenido de carbono, para un árbol de 30 cm de diámetro se encontró un valor inferior (141.35 kg) respecto a los 169.57 kg que reportó Díaz-Franco et al. (2007) en *Pinus patula*, los 159.41 y 172.85 kg que reportó Aguirre-Calderón & Jiménez-Pérez, (2011) para *Pinus pseudostrobus* y *Pinus teocote*. A partir de estas comparaciones podemos inferir que nuestros cálculos de biomasa carbono y CO<sub>2</sub>e son conservadores respecto a otros estudios

**Cuadro 1. Tarifa de volumen, biomasa, carbono y CO<sub>2</sub>e para *Pinus lawsonii* en el predio forestal del TESVB**

Categoría diamétrica	Volumen (m <sup>3</sup> )	Biomasa (kg)	Carbono (kg)	CO <sub>2</sub> e (kg)
5	0.0098	4.7272	2.3636	8.6666
10	0.0408	19.5884	9.7942	35.9121
15	0.1025	49.1912	24.5956	90.1838
20	0.2014	96.6612	48.3306	177.2123
25	0.3415	163.9330	81.9665	300.5438
30	0.5890	282.7185	141.3593	518.3173
35	0.8414	403.8732	201.9366	740.4342
40	1.1001	528.0389	264.0194	968.0713
45	1.3279	637.4116	318.7058	1168.5880
50	1.7499	839.9403	419.9702	1539.8906
55	2.3495	1127.7364	563.8682	2067.5168
60	2.4143	1158.8771	579.4385	2124.6079
65	2.3567	1131.2053	565.6026	2073.8764
70	4.4620	2141.7733	1070.8867	3926.5844
75	3.4191	1641.1741	820.5871	3008.8193

Cálculos obtenidos a partir de la aplicación de la ecuación de volumen fustal generada por Ramos-Uvilla et al. (2014).

Las categorías diamétricas del Predio forestal del TESVB oscilaron entre 5 y 75 cm. Se observó que el número de árboles por ha fue mayor en las categorías de 25, 35, 40, 45, por el contrario, el menor número de árboles se obtuvo en la categoría de 5 cm, así como en las categorías más grandes (<60 cm). El valor más alto y bajo de área basal se obtuvo en la categoría de 50 y 5 cm respectivamente. Esta misma tendencia se observó en los valores del volumen.

El área estudiada presentó un volumen total de 68.95 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Cuadro 2), estas existencias volumétricas son similares a los 68 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> que reportó Graciano-Ávila et al. (2019) en *Pinus durangensis*, sin embargo son altas respecto a los 44 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> reportados en el mismo estudio para *Pinus Cooperi*. Estas diferencias se deben a factores como el índice de sitio, mezcla de especies, densidad (Graciano-Ávila et al., 2019).

Respecto al valor de biomasa ha<sup>-1</sup> cuantificado en el presente estudio (33.10) (Cuadro 2) fue inferior a los 45 Mg ha<sup>-1</sup> y 38 Mg ha<sup>-1</sup> reportados por Graciano-Ávila et al. (2019) en *Pinus durangensis* y *P. cooperi*. Sin embargo fue similar a los 34.47 Mg ha<sup>-1</sup> que reportó Aguirre-Calderón & Jiménez-Pérez (2011) en *Pinus teocote*. Los 16.55 Mg ha<sup>-1</sup> de carbono que se obtuvo en el estudio fueron inferiores a los que se reportó en *Pinus durangensis* (22 Mg ha<sup>-1</sup>) y *P. cooperi* (19 Mg ha<sup>-1</sup>) (Graciano-Ávila et al., 2019). Estas diferencias en los valores de biomasa y carbono pueden explicarse por calidad de sitio en los terrenos donde se realizan los estudios (Aguirre-Calderón & Jiménez-Pérez, 2011), incluso por la misma estructura (hojas, ramas y fuste) de la especie en estudio (Tapia & Návar, 1998) o la mezcla de especies de la región de estudio.

El CO<sub>2</sub>e cuantificado por hectárea (60.68 Mg ha<sup>-1</sup>) fue ligeramente inferior a los 65.8 Mg ha<sup>-1</sup> que reportó Pacheco Escalona et al. (2007) y con una mayor diferencia respecto a 72.02 Mg ha<sup>-1</sup> que reportó Méndez-González et al. (2011).

A partir de los resultados obtenidos se cuantificó que en el predio forestal del TESVB con una superficie de 17.5 ha de bosque, se tiene un área basal de 141.95 m<sup>2</sup>, un volumen total de 1206.79125 m<sup>3</sup>, una biomasa de 579.26 Mg ha<sup>-1</sup>, un contenido de carbono de 289.63 Mg ha<sup>-1</sup> y un CO<sub>2</sub>e de 1061.97 Mg ha<sup>-1</sup>.

**Cuadro 2. Cuantificación de biomasa, carbono y CO<sub>2</sub>e en el predio forestal del TESVB.**

CD	Árboles ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Vol. m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	Biomasa Mg ha <sup>-1</sup>	C Mg ha <sup>-1</sup>	CO <sub>2</sub> e Mg ha <sup>-1</sup>
5	2	0.0021	0.0051	0.0025	0.0012	0.0045
10	29	0.0636	0.3074	0.1475	0.0738	0.2705
15	22	0.0985	0.5856	0.2811	0.1405	0.5153
20	30	0.2416	1.5692	0.7532	0.3766	1.3809
25	32	0.4071	2.8387	1.3626	0.6813	2.4980
30	28	0.5090	4.2836	2.0561	1.0281	3.7696
35	31	0.7778	6.7749	3.2520	1.6260	5.9619
40	32	1.0642	9.1435	4.3889	2.1944	8.0463
45	31	1.2911	10.6925	5.1324	2.5662	9.4094
50	27	1.4081	12.2719	5.8905	2.9452	10.7992
55	15	0.9105	9.1537	4.3938	2.1969	8.0553
60	11	0.8138	6.8981	3.3111	1.6555	6.0703
65	1	0.0862	0.6121	0.2938	0.1469	0.5387
70	1	0.1000	1.1590	0.5563	0.2782	1.0199
75	3	0.3382	2.6642	1.2788	0.6394	2.3445
<b>Total</b>	<b>295</b>	<b>8.1116</b>	<b>68.9595</b>	<b>33.1006</b>	<b>16.5503</b>	<b>60.6844</b>

donde: CD = Categorías diamétricas, AB = área basal, Vol = Volumen, C = Carbono.

## Conclusiones

El presente estudio aporta información crucial para comprender y cuantificar la función de los bosques del Tecnológico de Estudios Superiores de Valle de Bravo como sumideros de carbono y dióxido de carbono equivalente, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático. La ecuación utilizada permitió realizar cálculos precisos sobre volumen, biomasa, contenido de carbono y CO<sub>2</sub>e en *Pinus lawsonii*, ofreciendo herramientas confiables para futuras investigaciones en esta área.

Se determinó que el predio forestal del TESVB alberga un volumen total de 1,206.79 m<sup>3</sup>, un contenido de carbono de 289.63 Mg ha<sup>-1</sup> y un CO<sub>2</sub>e de 1061.97 Mg ha<sup>-1</sup>. Dado que el precio de una tonelada de CO<sub>2</sub>e en el mercado de bonos de carbono en México varía según el tipo de proyecto y su ubicación, es esencial continuar con este tipo de estudios para promover proyectos que puedan ser incentivados en la Bolsa Mexicana de Valores.

## Literatura citada

- Aguirre-Calderón, O. A., & Jiménez-Pérez, J. (2011). Evaluación Del Contenido De Carbono En Bosques Del Sur De Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(6), 73–84. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i6.575>
- Contreras-Aviña, J. C., & Nívar-Cahidéz, J. de J. (2002). Ecuaciones aditivas para estimar componentes de covumen para *Pinus teocote* de Durango, México. *Revista Ciencia Forestal En México*, 27(8), 67–81.
- Díaz-Franco, R., Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., Buendía-Rodríguez, E., Flores-Ayala, E., & Etchevers-Barra, J. (2007). Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. et Cham. *Madera y Bosques*, 13(1), 25–34. [http://www1.inecol.edu.mx/myb/resumeness/13.1/MB\\_2007\\_13-1\\_025-034.pdf](http://www1.inecol.edu.mx/myb/resumeness/13.1/MB_2007_13-1_025-034.pdf)
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., & Buendía-Rodríguez, E. (2019). Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono en un bosque de clima templado-frío de Durango, México. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 42(2), 119–127. <https://doi.org/10.35196/rfm.2019.2.119>
- INEGI. (2010). Compendio de información geográfica municipal 2010. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*, 10. <http://mapserver.inegi.org.mx/mgn2k/>
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press.
- Mayrinck, R. C., Roque, V. G. R., Filho, A. C. F., Filho, E. M., Arias-King, F., & Ribeiro, A. (2019). Height and volume functions for *Pinus lawsonii*, *Pinus leiophylla*, *Pinus oocarpa* and *Pinus pringlei* plantations in Guarai, São Paulo, Brazil. *Southern Forests*, 81(4), 325–334. <https://doi.org/10.2989/20702620.2019.1636196>
- Méndez-González, J., Luckie-Navarrete, S. L., Capó-Arteaga, M. A., & Nájera-Luna, J. A. (2011). Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl. y *P. pseudostrobus* Lindl., En Guanajuato, México. *Agrociencia*, 45(4), 479–491.
- Pacheco Escalona, F. C., Aldrete, A., Gómez Guerrero, A., Fierros González, A. M., Cetina-Alcalá, V. M., & Vaquera Huerta, H. (2007). Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 30(3), 250–254. <https://doi.org/10.35196/rfm.2007.3.251>
- Ramos-Uvilla, J. A., García-Magaña, J. J., Hernández-Ramos, J., García-Cuevas, X., Velarde-Ramírez, J. C., Muñoz-Flores, H. J., & García-Espinoza, G. G. (2014). Ecuaciones y tablas de volumen para dos especies de *Pinus* de la sierra Purhépecha, Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(23), 92–109. <https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i23.344>
- Ríos-Altamirano, A., Alfonso-Corrado, C., Aguirre-Hidalgo, V., Ángeles-Pérez, G., Mendoza-Díaz, M. M., Rodríguez-Rivera, V., Roldán-Felix, E., & Clark-Tapia, R. (2016). Abundancia y distribución del género *Pinus* en Capulálpam de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 22(3), 61–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.21829/myb.2016.2231457>
- Ríos-Camey, J. M., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., & De Los Santos-Posadas, H. M. (2021). Biomass and carbon growth and increases of *Pinus teocote* Schltdl. et Cham. And *Pinus oocarpa* Schiede., state of Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12(67), 81–109. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.997>
- Tapia, J., & Nívar, J. (1998). Ajuste de modelos de volumen y funciones ahusamiento para *Pinus teocote* en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental. *Ciencia & Investigación Forestal*, 12(1), 5–23. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.1998.260>

## 7.7. Distribución tridimensional del carbono orgánico del suelo en la ladera oeste del volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, Centro de México

López-Blanco Jorge<sup>1</sup>; Rodríguez-Gamiño Lourdes<sup>2,\*</sup>; Vela-Correa Gilberto<sup>3</sup> y Monsalvo-Castillo Héctor<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Global Change Consulting. Barquera 13-B509, Merced Gómez, Benito Juárez, 03930, CdMx

<sup>2</sup>Colegio de Geografía, FFyL, UNAM. Universidad 3000, Circuito Exterior S/N, Cd. Universitaria, Coyoacán, 04510, CdMx

<sup>3</sup>Universidad Autónoma Metropolitana-X, Lab. de Edafología. Calz. del Hueso 1100, Villa Quietud, Coyoacán, 04960, CdMx

\*Autor para correspondencia: lulugamino@hotmail.com

### Resumen

Se determinó la cantidad de carbono atmosférico fijado en el suelo en siete perfiles realizados en la ladera oeste del volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, Centro de México. En cada perfil, se caracterizó la morfogénesis del relieve (origen/tipo/litología/cronología/geometría). Para cada perfil se realizó una calicata y se hizo su descripción morfológica, se tomó muestra de cada horizonte. En laboratorio se obtuvo la densidad aparente ( $D_a$ ) y el carbono orgánico (CO). El inventario de CO del suelo (COS) se calculó con base en la ecuación:  $COS = (CO * D_a * P_s * Sup) / 100$ . La distribución vertical del COS para los siete perfiles y sus horizontes correspondientes, se expresó en una gráfica combinada. Los resultados mostraron que las laderas *medias* de montaña de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos (3263 msnm) (Holoceno), son el principal reservorio de  $CO_2$  atmosférico fijado en suelo, con un valor total de  $57.0 \text{ kg m}^{-2}$ , y con valores máximos en sus horizontes Ah y AC de  $26.9$  y  $26.7 \text{ kg m}^{-2}$ , respectivamente. El valor más bajo de COS total está en la parte de mayor altitud (3642 msnm) con relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas externas de montaña de cono de escoria andesítica basáltica (Holoceno).

**Palabras clave:** *carbono orgánico; almacenamiento; perfil del suelo; horizontes; morfogénesis.*

### Abstract

The amount of atmospheric carbon fixed in soil was determined in seven profiles made on the western slope of the Tlaloc volcano, Sierra Chichinautzin, Central Mexico. In each profile, the relief morphogenesis was characterized (origin/type/lithology/chronology/geometry). For each profile, a test pit was excavated and its morphological description was made, a soil sample was taken from each horizon as well. In the laboratory, the bulk density ( $B_d$ ) and the organic carbon (OC) were obtained. The SOC was calculated based on the equation:  $SOC = (OC * B_d * Depth * Area) / 100$ . The vertical distribution of SOC for the seven profiles and their corresponding horizons, were expressed in a combined graph. The results showed that the middle mountain slopes of basaltic andesite lava flows and pyroclastic deposits, (3263 msnm) (Holocene), are the main reservoir of atmospheric  $CO_2$  fixed in soil, with a total value of  $57.0 \text{ kg m}^{-2}$ , and with maximum values in its Ah and AC horizons of  $26.9$  and  $26.7 \text{ kg m}^{-2}$ , respectively. The lowest value of total SOC is in the highest part of the volcano (3642 masl) of the endogenous volcanic cumulative relief of external mountain slopes of basaltic andesitic scoria cone (Holocene).

**Key words:** *organic carbon; reservoir; soil profile; horizons; morphogenesis.*



## Introducción

El suelo actúa como fuente o sumidero de dióxido de carbono 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). El suelo es, por mucho, la mayor reserva de carbono orgánico (CO) en los ecosistemas terrestres (Castellano *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2010). Se ha estimado que, a nivel global, hay entre 1,300 a 1,500 Gt de reservas de CO 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 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 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). Es esencial para mejorar la calidad del suelo, mantener y mejorar la producción de alimentos, mantener el agua limpia y reducir el aumento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera. A nivel planetario, su capacidad de almacenamiento es mucho mayor en comparación con la de la atmósfera y la vegetación juntas (Zhang & McGrath, 2004).

El objetivo de este trabajo fue determinar el almacenamiento de COS y analizar su distribución tridimensional en siete sitios con perfil de suelo (altitudes de 3,642 a 3,022 msnm), en la ladera Oeste del Volcán Tláloc, Sierra Chichinautzin, Centro de México.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El complejo volcánico Tláloc se localiza 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). Está entre las coordenadas 19°03" y 19°13', de latitud norte y entre 98°58' y 99°05', de longitud oeste, en la porción sur de la Cuenca de México (Figura 1). La Sierra Chichinautzin está constituida por estructuras volcánicas formadas por flujos lávicos y depósitos piroclásticos, acumulados durante las épocas Pleistocénica-Holocénica, del periodo Cuaternario (Martin, 1980). 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).

El tipo de clima dominante es templado subhúmedo con lluvias de verano, con una temperatura media anual de 16°C y una precipitación media anual de 756 mm (García, 2004). Las unidades de suelo son: andosol, leptosol, phaeozem y regosol (INEGI, 1999). Los tipos de vegetación dominantes son: bosque de pino, pino-encino, pastizal y matorral. Los principales usos del suelo son el forestal, agrícola, pecuario y urbano (Rodríguez-Gamiño, 2008). La actividad económica es la agricultura de temporal, con cultivos de nopal verdura y avena forrajera.

### *Procedimiento y análisis*

Se obtuvieron los tipos morfogenéticos, y clases, del relieve, en los sitios de los perfiles de suelo a partir del levantamiento geomorfológico del ITC (*International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences*; 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). También se determinó el origen del relieve, tipo, unidad morfogenética, crono-litología. En campo se ubicaron los perfiles de suelo (Pf-1 a Pf-7).

Para cada sitio de perfil se realizó la apertura de una calicata, en donde se identificaron los horizontes y se realizó la descripción morfológica (Schoeneberger *et al.*, 2002). Se tomaron las muestras de suelo y en laboratorio se obtuvieron los valores de densidad aparente ( $D_a$ ) y CO (SEMARNAT, 2002). Finalmente, se realizó el análisis de la información. El CO se determinó con un analizador elemental *Thermo Scientific Flash 2000*. El COS, se calculó con base en la ecuación 1:

$$COS = (CO * Da * Ps * Sup) / 100 \quad (1)$$

Donde,  $COS$  es el inventario de carbono orgánico del suelo en  $Mg\ ha^{-1}$ ;  $CO$  es la concentración de carbono orgánico total en %;  $Da$  es la densidad aparente en  $Mg\ m^{-3}$ ;  $Ps$  es el espesor de cada horizonte del perfil del suelo en m;  $Sup$  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 obtener los valores en  $m^2$ .

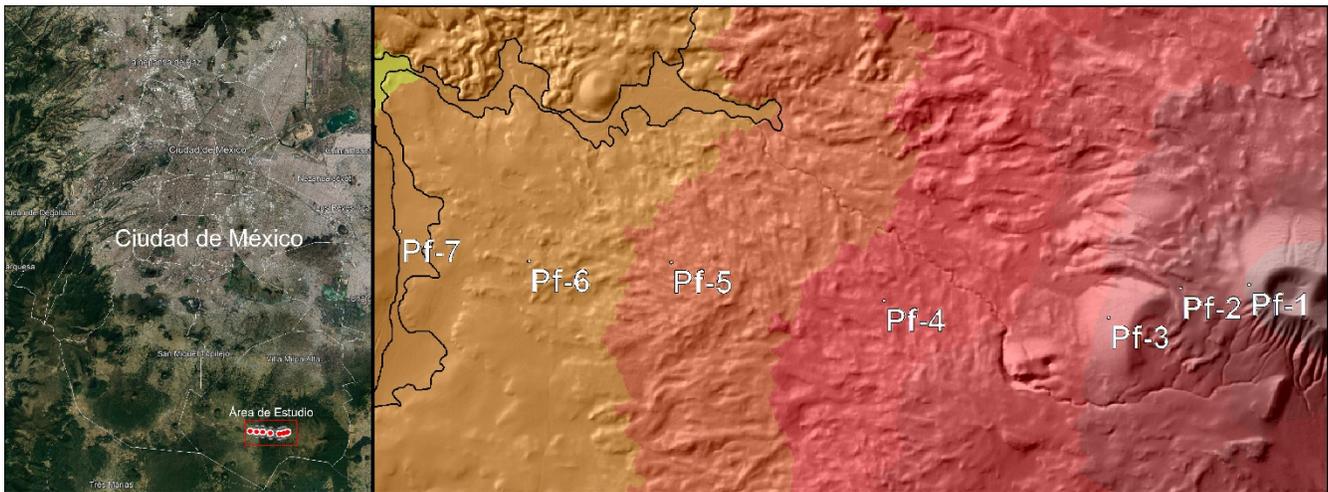


Figura 1. A la izquierda, localización general del área de estudio con respecto a la CdMx. A la derecha, el complejo volcánico Tlaloac, localización específica de los sitios de perfil de suelo (Pf-1 a Pf-7). Fuentes: *Google Earth* (2024) y elaboración propia.

## Resultados y Discusión

### *Características del relieve*

Los tipos morfogénéticos, y clases, del relieve en los sitios de los perfiles de suelo, se muestran en la Cuadro 1. En él, se observa que la porción más alta de la ladera Oeste del Volcán Tlaloac, está conformada por la unidad: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *externas* de cono de escoria andesítica basáltica del Holoceno (Pf-1; altitud 3,642 msnm y  $24^\circ$  de pendiente).

**Cuadro 1. Morfogénesis (origen/tipo/lito-cronología) del relieve en los sitios de perfil de suelo, ladera Oeste Volcán Tláloc. La lito-cronología en las áreas de los siete perfiles es del Holoceno.**

Perfil	Morfogénesis y tipo/clase de relieve	Altitud (msnm)	Orient (Cuadr/°)	Pend (°)
Pf-1	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>externas</i> de cono de escoria andesítica basáltica.	3,642	SW 55°	24°
Pf-2	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>superiores</i> de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos.	3,520	NW 60°	7°
Pf-3	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>externas</i> de cono de escoria andesítica basáltica	3,453	SE 07°	28°
Pf-4	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>medias</i> de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos	3,263	NW 39°	10°
Pf-5	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>medias-inferiores</i> de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos	3,140	NW 80°	9°
Pf-6	Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, <i>inferiores</i> de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos	3,072	SW 50°	7°
Pf-7	Exógeno <i>aluvial</i> acumulativo, de <i>planicie aluvial</i> local entre-montañas, con depósitos aluviales	3,022	NW 05°	0°

msnm: metros sobre el nivel del mar; Orient: orientación; Cuadr: cuadrante; °: valor en grados; Pend: pendiente.

Enseguida, en sentido altitudinal descendente, está la unidad de relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *superiores* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-2; 3,520 msnm; 7°). Siguiendo el sentido mencionado, está el relieve: Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *externas* de cono de escoria andesítica basáltica del Holoceno (Pf-3; 3,453 msnm; 28°). Después está el Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-4; 3,263 msnm; 10°). A continuación está el tipo Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *medias-inferiores* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-5; 3,140 msnm; 9°). Enseguida está el tipo Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña *inferiores* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-6; 3,072 msnm; 7°). Finalmente, en la porción más baja de la ladera Oeste del V. Tláloc, está el relieve Exógeno *aluvial* acumulativo, de *planicie aluvial* local intermontana, con depósitos aluviales del Holoceno (Pf-7; 3,022 msnm; 0° de pendiente).

#### *Características de los perfiles y sus horizontes, y los valores de COS, por horizonte y total del perfil*

En el Cuadro 2 se muestran las características de los horizontes de los siete perfiles establecidos en la ladera Oeste del Volcán Tláloc, los valores de COS, por horizonte y total del perfil están en kg m<sup>-2</sup>. En la porción de mayor altitud de la ladera oeste del Tláloc, y siguiendo un sentido altitudinal descendente, se tiene que el Pf-1, presentó una profundidad total de 160 cm (tres horizontes identificados, Ah-AC-C), el Pf-2 con 180 cm (Ah-AC-C), el Pf-3 con 180 cm (O-Ah-AC-C), el Pf-4 con 140 cm (O-Ah-AC-C-2A), el Pf-5 con 140 cm (Ah-AC1-AC2), el Pf-6 con >180 cm (Ah-AC-C1-C2-2Bw-2C), finalmente el Pf-7 con 131 cm (Ap-A12-2A-3A).

**Cuadro 2. Características de los horizontes de los siete perfiles establecidos en la ladera Oeste del Volcán Tláloc; valores de COS por horizonte y por el total del perfil (kg m<sup>-2</sup>).**

Perfil	Horizonte	Prof. Horiz. (cm)	COS/Horizonte (kg m <sup>-2</sup> )	COS/Total Perfil (kg m <sup>-2</sup> )
Pf-1	Ah	0 a 60	24.0	36.5
Pf-1	AC	60 a 90	7.0	
Pf-1	C	90 a 160	5.5	
Pf-2	Ah	0 a 40	23.8	52.3
Pf-2	AC	40 a 90	15.6	
Pf-2	C	90 a 180	13.0	
Pf-3	O	5 a 0	3.8	51.9
Pf-3	Ah	0 a 40	18.6	
Pf-3	AC	40 a 120	25.6	
Pf-3	C	120 a 180	4.0	
Pf-4	O	4 a 0	2.3	57.0
Pf-4	Ah	0 a 40	26.9	
Pf-4	AC	40 a 80	26.7	
Pf-4	C	80 a 100	0.2	
Pf-4	2A	100 a 140	0.9	
Pf-5	Ah	0 a 20	10.4	45.4
Pf-5	AC1	20 a 60	13.0	
Pf-5	AC2	60 a 140	22.0	
Pf-6	Ah	0 a 60	25.0	41.3
Pf-6	AC	60 a 80	4.0	
Pf-6	C1	80 a 150	8.8	
Pf-6	C2	150 a 160	1.0	
Pf-6	2Bw	160 a 180	1.7	
Pf-6	2C	> 180	0.7	
Pf-7	Ap	0 a 19	9.8	49.1
Pf-7	A12	19 a 51	16.5	
Pf-7	2A	51 a 119	21.0	
Pf-7	3A	119 a 131	1.9	

Prof. Horiz.: profundidad del horizonte; COS: Carbono orgánico del suelo; Total Perfil: valor total de COS en el perfil.

#### *Distribución tridimensional del COS atmosférico fijado en el suelo en los perfiles/horizontes*

Se encontró que en la porción superior del volcán Tláloc, con los tipos de relieve (i) endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, **medias** de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-4), (ii) endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, **superiores** de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (Pf-2) y (iii) endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, **externas** de cono de escoria andesítica basáltica del Holoceno (Pf-3); es en donde se encuentra el principal reservorio de carbono atmosférico fijado en el suelo (ladera poniente del Volcán Tláloc).

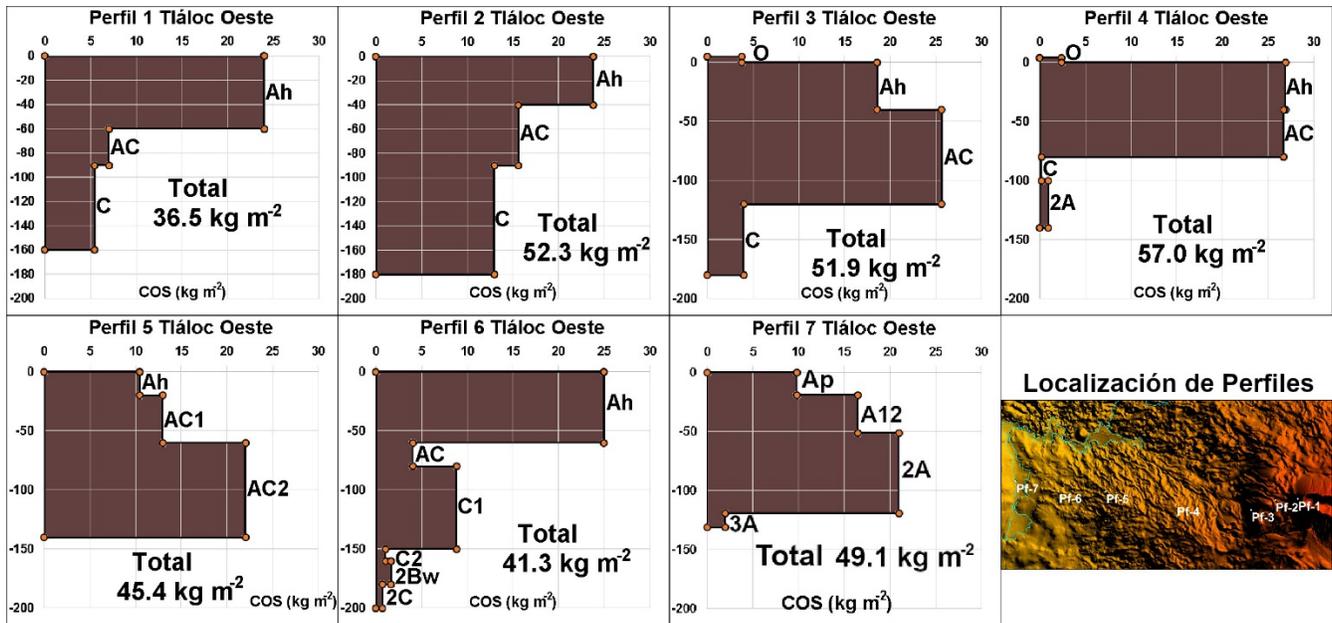


Figura 2. Valores de COS para los siete perfiles de la ladera Oeste del Volcán Tláloc. A la derecha de cada horizonte se señala su clave. En el eje horizontal están los valores de inventario total de COS en kg m<sup>-2</sup> y en el eje vertical la profundidad del perfil en cm. Si se considera una profundidad del suelo de 0 a 100 cm, los valores de COS son: Pf-1=36.5; Pf-2=52.3; Pf-3=47.9; Pf-4=56.0; Pf-5=45.4; Pf-6=37.8; Pf-7=47.2; todos en kg m<sup>-2</sup>. Abajo a la derecha está la localización de los perfiles. Fuente: Elaboración propia.

Para el caso del **Pf-4** se encontró un valor total de COS de **57.0 kg m<sup>-2</sup>**, y valores máximos en sus horizontes Ah y AC, de **26.9** y **26.7 kg m<sup>-2</sup>**, respectivamente (Cuadro 2 y Figura 2). En el **Pf-2** se encontró un total de **52.3 kg m<sup>-2</sup>** y un valor máximo en el horizonte Ah de **23.2 kg m<sup>-2</sup>**. En el **Pf-3** se tuvo un total de **51.9 kg m<sup>-2</sup>** y un valor máximo en el horizonte AC de **25.6 kg m<sup>-2</sup>**.

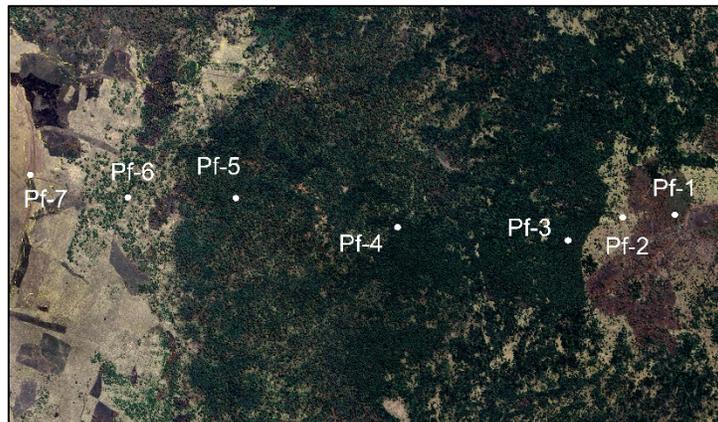


Figura 3. Ladera Oeste del Volcán Tláloc, Centro de México. Localización específica de los sitios de perfil de suelo (Pf-1 a Pf-7) sobre la imagen de abril de 2023. Fuentes: *Google Earth (2024)* y elaboración propia.

Estos altos valores de COS (perfiles Pf-2, Pf-3 y Pf4) se relacionan con una buena estabilidad del ambiente biofísico en esta área, dada por el menor impacto de los procesos geomorfológicos degradativos hídricos, por la menor inclinación del terreno, por la presencia de una buena cobertura de vegetación natural protectora del suelo, y por un menor impacto de la actividad humana (Figura 3).

Se encontró que en la porción más alta del volcán Tláloc (Pf-1, 3,642 msnm, 24° de pendiente), con el tipo de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, *externas* de cono de escoria andesítica basáltica del Holoceno, y en la porción baja del mismo volcán (Pf-6, 3,072 msnm, 7° de pendiente), con el tipo de relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, *inferiores* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno, es en donde se encuentran

los valores más bajos de inventarios (almacenes) de carbono atmosférico fijado en el suelo, en la ladera poniente del volcán Tláloc, estos valores fueron, **36.5** y **41.3** kg m<sup>-2</sup>, respectivamente.

Los resultados de este estudio mostraron que de manera general, los inventarios (almacenes) de COS en los horizontes superficiales de los siete perfiles, fueron más altos y disminuyeron con la profundidad, a semejanza de los resultados que se han encontrado en otros estudios (Fan *et al.*, 2018; Jobbagy & Jackson, 2000; Luo *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2008; Stockmann *et al.*, 2015; Zhang & McGrath, 2004). Las excepciones fueron los perfiles Pf-5 (horizonte **AC2** con **22.0** kg m<sup>-2</sup>) y Pf-7 (**2A** con **21.0** kg m<sup>-2</sup>; Cuadro 2).

## Conclusiones

Los hallazgos encontrados en este trabajo muestran que en el relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, *medias* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno, en la ladera oeste del volcán Tláloc, es en donde se encuentra el principal reservorio de carbono atmosférico (CO<sub>2</sub>) fijado por las plantas (fotosíntesis) como carbono orgánico en el suelo (COS = 57.0 kg m<sup>-2</sup>). El segundo reservorio de COS más importante está en el relieve endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, *superiores* de flujos lávicos de andesita basáltica y depósitos piroclásticos, del Holoceno (52.3 kg m<sup>-2</sup>).

Se encontró que en la porción más alta del Tláloc (3,642 msnm), con el relieve Endógeno volcánico acumulativo de laderas de montaña, *externas* de cono de escoria andesítica basáltica del Holoceno, es en donde se encuentran los valores más bajos de concentración total de Carbono atmosférico fijado en el suelo.

## Agradecimientos

Se agradece al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT), de la UNAM, el financiamiento al proyecto de investigación Clave: IA102422: *Degradación del ambiente biofísico en la Sierra Chichinautzin, sur de la Ciudad de México*.

## Literatura citada

- 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.
- Jobby, 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.
- 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.
- Schoeneberger, P. J., D. A. Wysocky, E. C. Benham, and W. D. Broderick (Eds.). 2002. *Field Book for Describing and Sampling Soils*, Version 2.0 NRCS, Lincoln, NE.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.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 morfogénicas 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.
- Zhang, C., McGrath, D. 2004. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentrations in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma* 119 (3-4), 261-275. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.004>.

## 7.8. Dinámica de la expansión y contracción radial de leguminosas en un bosque tropical seco: un análisis eco-dendrológico

Barredez-León Luis F.<sup>1,\*</sup>; Mukund Palat Rao<sup>2,3</sup>; Tarin Tonantzin<sup>4</sup>; Bojórquez Adrián<sup>1</sup> y Yépez Enrico A.<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur, C.P. 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México.

<sup>2</sup>Centro de Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales, Barcelona (Bellatera), España

<sup>3</sup>Tree Ring Laboratory, Lamont Doherty Earth Observatory of Columbia University, E.E.U.U.

<sup>4</sup>Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México City 04510, México

\*Autor para correspondencia: [luis.barredez212905@potros.itson.edu.mx](mailto:luis.barredez212905@potros.itson.edu.mx); [eyepez@itson.edu.mx](mailto:eyepez@itson.edu.mx)

### Resumen

Los bosques tropicales secos (BTS) cubren el 42 % de las regiones tropicales del mundo, son ecosistemas caracterizados por una alta estacionalidad de épocas húmedas y secas. La época seca llega a prolongarse hasta ocho meses. La región de Álamos, Sonora forma parte del límite más norteño de la distribución del BTS en México. Los BTS contribuyen a la biodiversidad local, regulación del clima regional y global, a través de los flujos de agua y carbono. El ecosistema BTS alberga una gran diversidad de especies de flora y fauna adaptadas a condiciones de sequía, considerándose muchas de ellas endémicas de este bosque. Entre estas especies están las leguminosas leñosas que desempeñan un papel crucial en el BTS, ya que muestran una dominancia relativa en la biodiversidad, son de crecimiento rápido y pueden fijar nitrógeno, atributos que controlan la función y productividad de este ecosistema. Sin embargo, aún se requiere más investigación para entender cómo las especies del BTS responden a fenómenos climáticos extremos, como sequías prolongadas, olas de calor, o precipitaciones intensas. Una herramienta que está siendo muy usada para medir la respuesta de las especies leñosas a cambios ambientales son los dendrometros. Con el uso de estos instrumentos permiten monitorear la expansión, contracción y el crecimiento de los árboles permite en función de fenómenos climáticos extremos y ambientales en el BTS. El objetivo de este estudio es analizar la relación entre la expansión, contracción y el crecimiento arbóreo en función la variabilidad climática y la fenología del BTS, para aportar información útil para entender el funcionamiento del bosque para apoyar estrategias de conservación y manejo sostenible de estos ecosistemas en un contexto de cambio climático.

**Palabras clave:** *monitoreo meteorológico; incremento radial; dendrómetros; estacionalidad; dendrometría*

### Abstract

Tropical Dry forests (TDF) cover 42% of the world's tropical regions. They are ecosystems characterized by a high seasonality of wet and dry seasons. The dry season can last up to eight months. The Alamos Sonora region, is part of the northernmost limit of the distribution of the TDF in Mexico. The TDF contribute to local biodiversity, regulation of the regional and global climate, through water and carbon flows. The TDF ecosystem is home to a great diversity of flora and fauna species adapted to drought conditions, many of which are considered endemic to this forest. Among these species are woody legumes that play a crucial role in the TDF, since they show a relative dominance in biodiversity, are fast-growing and can fix nitrogen, attributes that control the function and productivity of this ecosystem. However, further research is still required to understand how TDF species respond to extreme climatic phenomena, such as prolonged droughts, heat waves, or intense rainfall. A tool that is being widely used to measure the response of woody species to environmental changes is the dendrometer. The use of these

instruments allows monitoring the expansion, contraction, and growth of trees based on extreme climatic and environmental phenomena in the BTS. The objective of this study is to analyze the relationship between tree trunk expansion, contraction, and growth based on climatic variability and phenology of the BTS, to provide useful information to understand the functioning of the forest to support conservation strategies and sustainable management of these ecosystems in a context of climate change.

**Keywords:** meteorological monitoring; radial increment; dendrometers; seasonality; dendrometry

## Introducción

Los bosques tropicales secos (BTS), representan el 42% de las regiones tropicales del planeta y reciben precipitaciones entre 500 y 1500 mm con largas estaciones secas, y muestran una biodiversidad destacable (Miles, 2006) Estos ecosistemas son caracterizados por una marcada estacionalidad climática, con una temporada seca prolongada que puede durar hasta ocho meses. En Álamos, Sonora, se presenta parte del BTS más norteño de América, el cual está fuertemente influenciado por el monzón de Norteamérica (Varuolo-Clarke, 2019), lo que lo convierte en un área de interés para estudiar los efectos de la variabilidad climática en ecosistemas estacionales secos. La conservación del BTS es esencial no solo para la biodiversidad local, sino también para la regulación del ciclo del agua y los flujos de carbono, contribuyendo a la mitigación del cambio climático a nivel global (Murphy y Lugo, 1986).

La disponibilidad de agua en los BTS es un factor limitante, ya que la distribución hídrica durante la estación seca y húmeda afecta directamente la fisiología de las plantas (Holbrook, 1992). Las especies leñosas, incluyendo las leguminosas, tienen adaptaciones que les permiten sobrevivir y crecer bajo estas condiciones estacionales (Pineda-García, 2013). Estas plantas no solo juegan un papel clave en la captación de carbono, sino que su crecimiento y productividad están directamente relacionados con la variabilidad en la disponibilidad de agua (Miranda, 2011). En particular, la capacidad de las leguminosas para regular sus flujos de agua les permite soportar la variación climática, lo que resalta su importancia en la resiliencia del ecosistema (Maass & Burgos, 2011). Los flujos de carbono dentro del BTS están estrechamente vinculados a la dinámica hídrica, ya que la productividad de los árboles y su capacidad para almacenar carbono dependen de la estrategia que las especies presentan para gestionar el agua, lo que influye en su crecimiento radial (Sánchez-Azofeifa, 2005). En este contexto, el uso de dendrómetros ha permitido obtener mediciones precisas sobre la expansión y contracción de los tallos, reflejando no solo el crecimiento radial, sino también los cambios en el contenido hídrico del tejido vegetal (Zweifel et al., 2006). Estas mediciones proporcionan una perspectiva para entender cómo especies arbóreas, como *Lysiloma divaricatum* (caducifolia) y *Lysiloma watsonii* (semicaducifolia), dos especies dominantes en el BTS, pueden responder a la variabilidad climática a través de ajustes en su estructura interna.

El objetivo de este estudio es analizar la relación entre la variabilidad climática y la variación radial de las leguminosas en el BTS de Álamos, Sonora. Mediante el monitoreo del crecimiento y contracción radial, se pretende comprender cómo la dinámica hídrica y los flujos de carbono en este ecosistema afectan el crecimiento de estas especies clave en el bosque. Esto permitirá contribuir a la comprensión de las adaptaciones fisiológicas de las leguminosas, su papel en la estabilidad y funcionamiento de los BTS, en un contexto de rápido cambio climático.

## Materiales y métodos

### *Sitio de Estudio*

El estudio se llevó a cabo dentro de la reserva privada “Reserva Monte Mojino” (ReMM) propiedad de Naturaleza y Cultura Internacional (<https://www.natureandculture.org/mexico/>) y dentro de los límites del APFF Sierra de Álamos-Río Cuchijaqui, ubicada en Álamos, Sonora, México (CONANP, 2015) (Figura 1). Esta reserva alberga un bosque tropical seco maduro con parches en estadio secundario un ecosistema caracterizado por una marcada estacionalidad en las precipitaciones y temperaturas elevadas durante la mayor parte del año. En promedio, la región recibe aproximadamente 500-800 mm de precipitación anual, concentrada en una breve temporada de lluvias, mientras que la estación seca puede durar entre 6 y 8 meses (Bullock et al., 1995). Las temperaturas promedio en la región suelen oscilar entre 25 °C y 35 °C durante la mayor parte del año, con mínimas que pueden descender a alrededor de 10 °C en la temporada más fría (García, 2020).

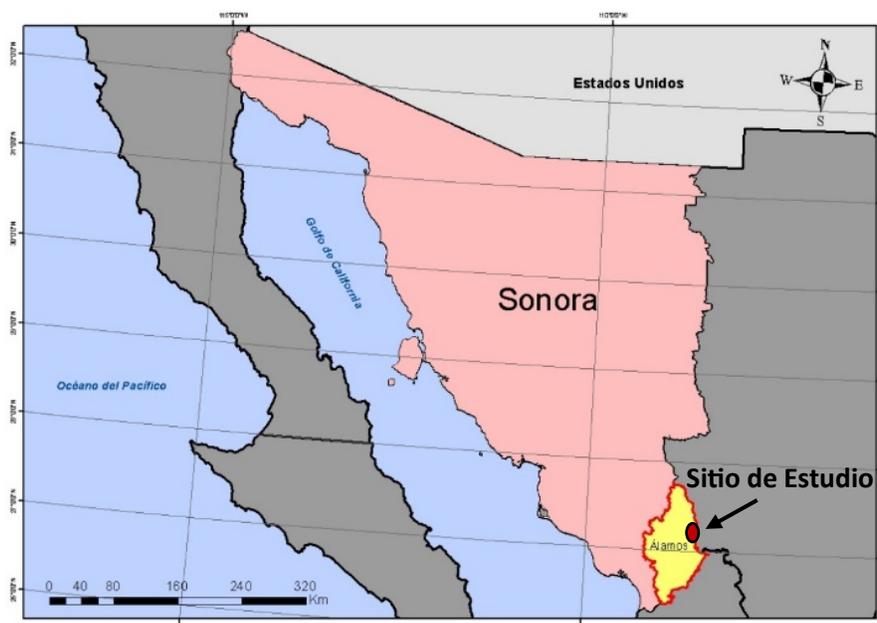


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio en el bosque tropical seco de la Reserva Monte Mojino (ReMM) en Álamos, Sonora.

### *Instalación de Dendrómetros*

Para llevar a cabo este estudio, dentro del sitio de estudio se seleccionaron dos especies arbóreas de leguminosas: *L. divaricatum* (Mauto) y *L. watsonii* (Tepehuaje) dentro de la. Para cada especie se eligieron tres individuos con base a su accesibilidad cercana a la torre meteorológica, tamaño, y condiciones óptimas de desarrollo, evitando aquellos que mostraran signos de deterioro. Otro de los criterios de selección fue que los individuos se aproximaran a un mismo tamaño diamétrico.

En total se instalaron 6 dendrómetros (uno por individuo/tres por especie) (LP-10FB, Green Pot, E.E.U.U.) para medir el incremento y decremento radial del tronco, relacionando esta dinámica al proceso de hidratación o crecimiento (Figura 2). Cada dendrómetro está equipado con un transductor que se mantiene en contacto firme con el tronco. Este transductor detecta las variaciones en el radio del tronco debido a cambios en la expansión y contracción. El transductor convierte estas variaciones físicas en señales eléctricas, que se registran en milivoltios (mV). Estas señales eléctricas reflejan los cambios

en el diámetro del tronco, los cuales son indicativos de los procesos fisiológicos como la absorción de agua y el crecimiento radial. (Figura 2).

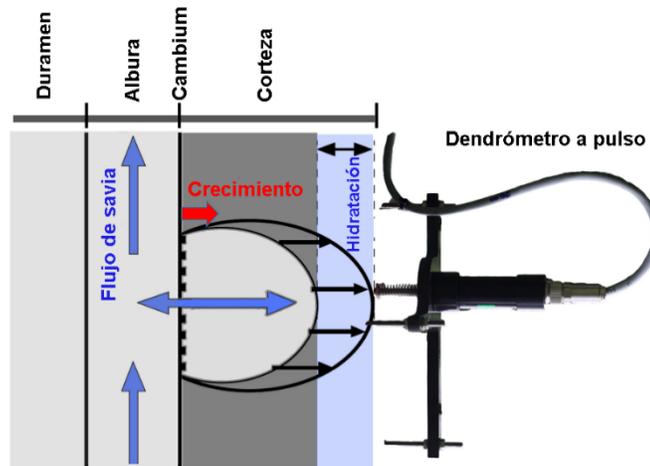


Figura 2. Sistema de monitoreo de dendrómetro en un individuo de árbol, registrando cambios en el radio con el transductor en respuesta a la expansión o contracción del tronco (Zweifel et al., 2021).

La figura 2 muestra un diagrama del sensor instalado, destacando los componentes del tronco y los procesos fisiológicos que ocurren en cada sección. La figura ilustra cómo el sensor mide la expansión y contracción del tronco, incluyendo cambios en respuesta a los cambios en la disponibilidad de agua, el crecimiento por división y expansión de células nuevas, y por las condiciones ambientales. Esta información brinda un panorama para entender cómo el árbol ajusta su crecimiento en función de la variabilidad hídrica y otros factores climáticos.

Cada instalación se compone de una consola de lectura y almacenamiento de datos, este cuenta con una estructura que permite incrustar una barrilla en el tronco del árbol para dar soporte al dendrómetro, permitiendo el ajuste adecuado del transductor a la superficie del tronco (Figura 3).



Figura 3. Dendrómetro instalado en un individuo de *L. watsonii* en el bosque tropical seco.

Estas mediciones se convierten en micras utilizando una fórmula de calibración específica para cada dendrómetro:

$$D(\mu m) = V(mV) * S(mV/\mu m) \quad (1)$$

donde:  $D$  representa el cambio en el diámetro en micras,  $V$  es la variación en milivoltios registrada, y  $S$  es la sensibilidad del sensor (3.2767 mV/ $\mu$ m, de acuerdo al fabricante). Esta conversión permite obtener la variación radial del tronco.

Los datos obtenidos se analizaron en RStudio (RStudio Team,2023) usando la librería *treenetproc*, desarrollada por Knüsel et al. (2021), lo que facilitó la extracción y el análisis de series temporales del diámetro del tronco, proporcionando información valiosa sobre la dinámica de crecimiento de las especies estudiadas.

### *Monitoreo Meteorológico*

Se utilizó el monitoreo registrado por una torre meteorológica adyacente a los individuos estudiados que incluye instrumentación para la determinación de flujos ecosistémicos (Eddy Covariance) ya que el sitio es parte de los observatorios permanentes del Laboratorio Nacional CONAHCYT -MexFLux). Este observatorio permite registrar una variedad de parámetros climáticos a las que están expuestos los árboles, siendo fundamentales para entender su influencia en el desarrollo de las especies estudiadas. Los principales parámetros medidos incluyen:

1. Temperatura del aire (HMP45AC, Vaisala)
2. Radiación fotosintéticamente activa (LI-190SB-L, LI-COR)
3. Precipitación (TR5251, Texas Electronics Inc)
4. Humedad del suelo (2 CS616, Campbell Scientific Inc., USA)

El conjunto de datos meteorológicos obtenidos permite un monitoreo del contexto ambiental, útil para relacionar detalladamente las variaciones en el radio del tronco, tanto como incrementos como decrementos. Esta información nos permite evaluar la respuesta inmediata de los árboles a factores climáticos, así como entender las tendencias a largo plazo en la dinámica de crecimiento arbóreo.

## **Resultados y Discusión**

### *Parámetros Meteorológicos*

Los datos meteorológicos mostraron una clara estacionalidad, con una baja humedad en el suelo, altas temperaturas y un alto déficit de presión de vapor (DPV) de abril a junio, lo que posiblemente indujo condiciones de estrés para la vegetación limitando la actividad fotosintética (Figura 4). Sin embargo, con el inicio de las precipitaciones a principios de julio, el DPV disminuyó, reduciendo el estrés hídrico y favoreciendo condiciones óptimas para la fotosíntesis y el crecimiento de las plantas. Entre julio y septiembre, se registraron los niveles de lluvias más altos, causados por las lluvias monzónicas, lo que se reflejó en una mejor disponibilidad de agua en el suelo, facilitando la rehidratación de los árboles y activando procesos ecológicos como la germinación de semillas y el brote de nuevas hojas.

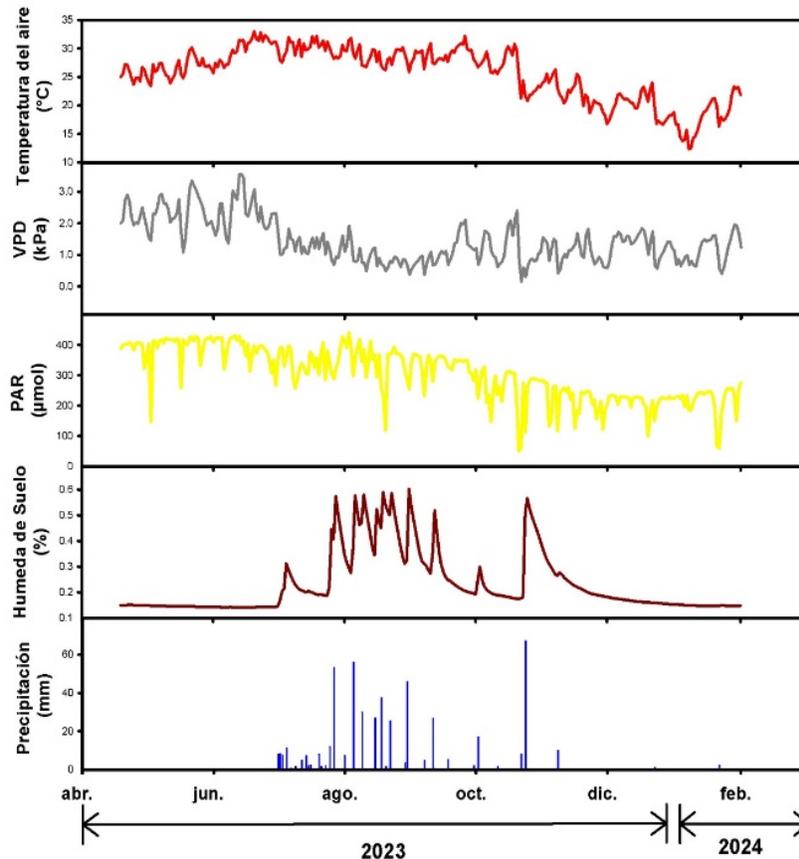


Figura 4. Parámetros meteorológicos monitoreados durante el periodo del estudio: (a) Temperatura del aire, (b) Déficit de presión de vapor (VPD), (c) Radiación fotosintéticamente activa (PAR), (d) Humedad del suelo y (e) Precipitación.

#### Variación Radial en Tallos de *Lysiloma divaricatum*

Durante los meses de julio a septiembre, los datos de dendrometría indicaron un incremento significativo en el radio del tronco, coincidiendo con lluvias monzónicas intensas (Vivoni, 2008), con aumentos de hasta 1500 micras. Esto refleja la sensibilidad de la especie a la disponibilidad de agua y su capacidad de respuesta rápida a las precipitaciones, con incrementos de hasta 800 micras al inicio de la temporada de lluvias. Sin embargo, también se registraron disminuciones de hasta 700 micras durante periodos de menor lluvia, indicando un estrés hídrico transitorio (Borchert, 1994).

Un evento de precipitación de 70 mm d<sup>-1</sup> al huracán Norma, resultó en un aumento en el radio del tronco de más de 950 micras, destacando la importancia de estos eventos atípicos en proporcionar alivio hídrico temporal en bosques tropicales secos (Allen, Breshears, & McDowell, 2015). No obstante, la reducción de las lluvias después de este evento condujo a una disminución progresiva del radio, lo cual sugiere que, aunque estos eventos extremos pueden favorecer el crecimiento del tronco al presentar una hidratación prolongada, mientras que la falta de precipitaciones sostenidas y la disminución de la humedad del suelo limitan el crecimiento radial a largo plazo en *L. divaricatum*.

Los individuos de *L. divaricatum* aprovecharon periodos de alta precipitación para un crecimiento rápido y acumulación de recursos, favoreciendo una fotosíntesis óptima y producción de biomasa.

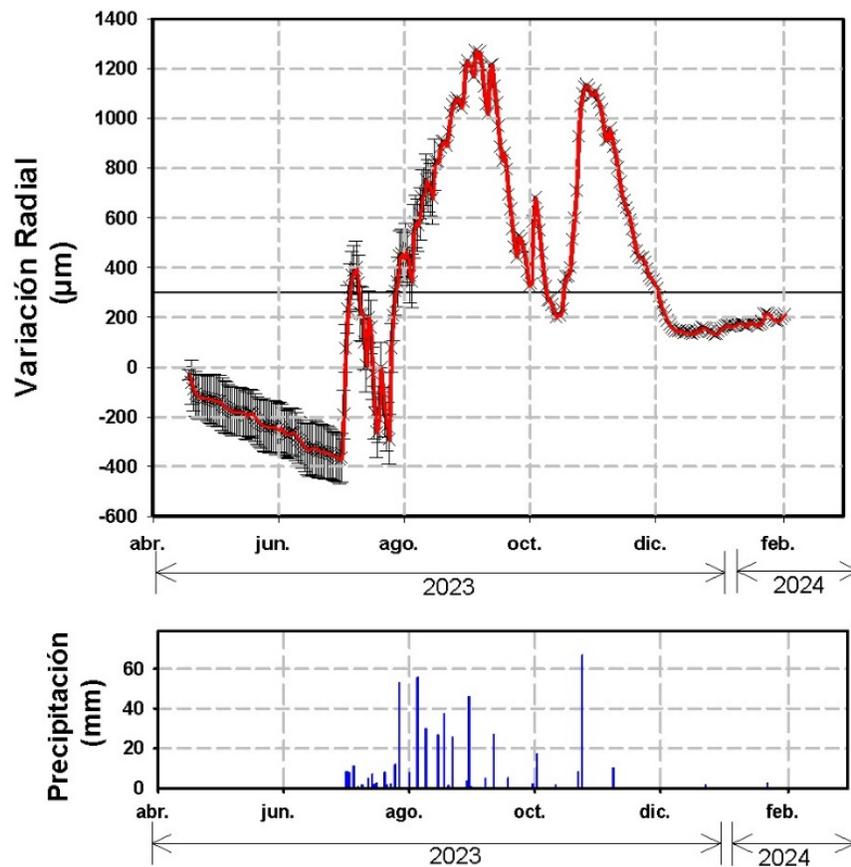


Figura 5. Variación radial de *Lysiloma divaricatum* (panel de arriba) y precipitación (panel de abajo). Las barras indican el error standard del promedio (n=3).

#### Variación Radial en tallos de *Lysiloma watsonii*

Desde abril hasta finales de junio, los datos del monitoreo radial de *Lysiloma watsonii* mostraron una disminución de aproximadamente 200 micras en el radio del tronco (Figura 5), lo que sugiere una respuesta fisiológica a condiciones ambientales adversas, como la falta de precipitaciones y baja humedad del suelo, que reducen la turgencia celular en los tallos. A finales de julio, aunque hubo precipitaciones, la contracción del radio continuó en 100 micras, indicando que el agua proporcionada por estas lluvias no fue suficiente para mitigar el estrés hídrico acumulado (Figura 5). Sin embargo, con el inicio de la temporada de lluvias monzónicas, el radio del tronco creció exponencialmente en aproximadamente 1400 micras, patrón que se mantuvo hasta mediados de septiembre, evidenciando que las lluvias permitieron una rápida recuperación del crecimiento.

El crecimiento acelerado y la posterior contracción de 250 micras después de la temporada de lluvias sugieren que la disponibilidad de agua controla directamente la turgencia celular. A pesar de la disminución del radio tras el final de las lluvias, eventos de precipitación menores en octubre provocaron un sutil incremento de casi 200 micras (Figura 6), mostrando que incluso pequeñas lluvias pueden inducir crecimiento en *L. watsonii* cuando no hay estrés hídrico (Kramer & Boyer, 1995). El significativo aumento de 300 micras asociado con el huracán Norma a mediados de octubre indica una rápida respuesta a precipitaciones intensas, representando un subsidio hídrico importante por parte del huracán. A pesar de una reducción general posterior, el crecimiento residual observado desde diciembre hasta finales del monitoreo en febrero de 2024 sugiere que la especie puede mantener cierta hidratación y

mantener un crecimiento radial, posiblemente gracias a la extracción de agua de capas más profundas del suelo probablemente por el desarrollo de una raíz pivotante profunda) y a una eficiente retención en sus tejidos. Esto posiblemente es reflejo de la fenología de la especie, ya que esta especie presenta una alta capacidad de mantener el follaje casi todo el año y por lo tanto realizar actividad fotosintética en comparación con otras especies como el *L. divaricatum* (Mauto).

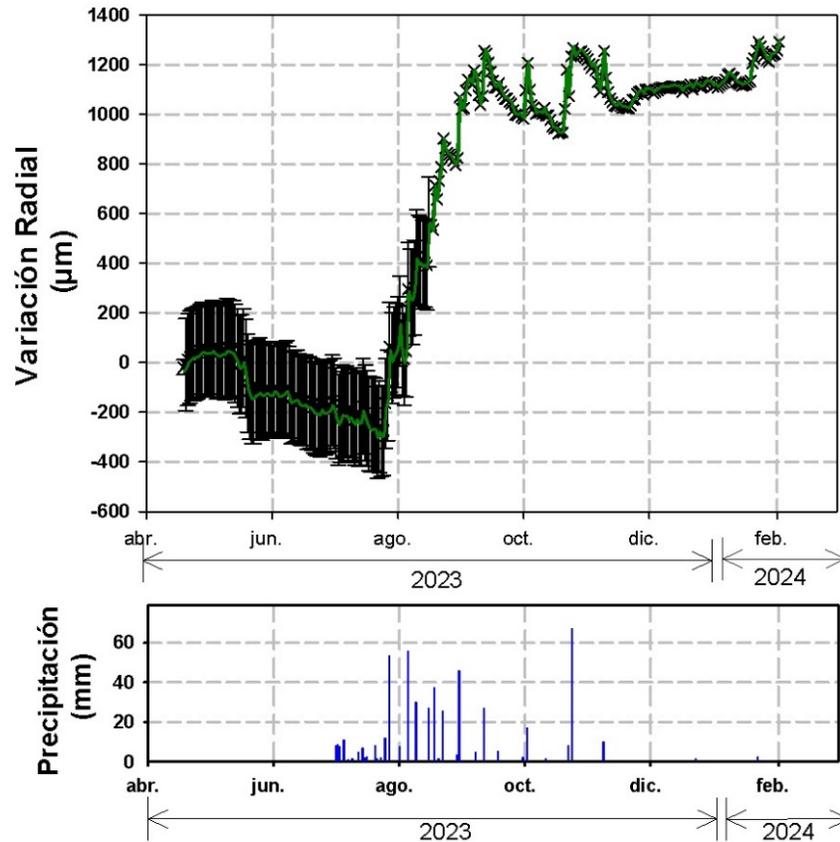


Figura 6. Variación radial de *Lysiloma watsonii* (panel de arriba) y precipitación (panel de abajo). Las barras indican el error standard del promedio (n=3). Variación radial de *Lysiloma watsonii* (panel de arriba), y precipitación (panel de abajo). Las barras indican el error standard del promedio (n=3).

## Conclusiones

Los resultados destacan la respuesta de *L. divaricatum* y *L. watsonii* a las condiciones cambiantes en disponibilidad del agua en el BTS. El análisis temporal de los incrementos y decrementos radiales muestra que ambas especies responden rápidamente a las lluvias intensas provocadas por el monzón de Norte América, así como a las asociadas al huracán Norma en octubre de 2023. *L. divaricatum* y *L. watsonii* experimentaron un crecimiento significativo tras las lluvias monzónicas y del huracán, aunque *L. watsonii* mostró una recuperación más sostenida y una mejor capacidad de retención hídrica, posiblemente por su capacidad de ser una especie semidecídua. *L. watsonii* mostró una mayor capacidad para responder recursos hídricos limitados, lo que podría conferirle una ventaja en escenarios de cambio climático con sequías más prolongadas. La variación radial de las especies muestra la respuesta que tienen ante las precipitaciones en la región, indicando que un cambio en el régimen de lluvias podría tener consecuencias ecológicas importantes en estas especies.

## Agradecimientos

Agradecemos a Naturaleza y Cultura Internacional por el acceso a la reserva Monte Mojino, y también a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por permitir realizar el trabajo dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos– Río Cuchujaqui. Este proyecto realizó gracias a poyo del FLUXNET Secondment Program y del Programa para el Fomento y Apoyo a la Investigación PROFAPI-ITSON.

## Literatura Citada

- Allen, C. D., Breshears, D. D., & McDowell, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6:1-55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- CONANP (2015). Programa de Manejo Area de Protección de Flora y Fauna Silvestre y Acuáticas Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- Bojórquez, A., Martínez-Yrizar, A., & Álvarez-Yépez, J. C. (2021). A landscape assessment of frost damage in the northmost Neotropical dry forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 308–309, 108562. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108562>
- Borchert, R. (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*, 75:1437-1449. <https://doi.org/10.2307/1937467>
- Bullock, S. H., Mooney, H. A., & Medina, E. (Eds.). (1995). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press.
- Holbrook, N. M., & Sinclair, T. R. (1992). Water balance in tropical dry forests. In S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally dry tropical forests* (pp. 99-116). Cambridge University Press.
- Kramer, P. J., & Boyer, J. S. (1995). *Water relations of plants and soils*. Academic Press. 495 pp.
- Knüsel, S., Peters, R. L., Haeni, M., Wilhelm, M., & Zweifel, R. (2021). Processing and extraction of seasonal tree physiological parameters from stem radius time series. *Forests*, 12:765. <https://doi.org/10.3390/f12060765>
- Maass, M., & Burgos, A. L. (2011). Water dynamics at the ecosystem level in tropical dry forests. En: R. Dirzo, H. Young, H. Mooney, & G. Ceballos (eds.). *Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation* (pp. 141-156). Island Press.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miranda, J. D., Armas, C., & Pugnaire, F. I. (2011). Climatic variability and rainfall seasonality affect plant co-existence in drylands. *Journal of Arid Environments*, 75(11), 1158-1165. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.022>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:67-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Pineda-García, F., Paz, H., & Meinzer, F. C. (2013). Drought resistance in early and late-successional tropical dry forest tree species: The interplay between xylem vulnerability to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant, Cell & Environment*, 36(2), 405-418. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x>
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Kalácska, M., Quesada, M., Calvo-Alvarado, J. C., Nassar, J. M., & Rodríguez, J. P. (2005). Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology*, 19(2), 285-286. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00633.x>
- Varuolo-Clarke, A. M., Reed, K. A., & Medeiros, B. (2019). Characterizing the North American Monsoon in the Community Atmosphere Model: Sensitivity to Resolution and Topography. *Journal of Climate*, 32(23), 8355-8372.
- Vivoni, E. R., Moreno, H. A., Mascaro, G., Rodríguez, J. C., Watts, C. J., Garatuza-Payán, J., & Schreiner-McGraw, A. P. (2008). Observed relation between evapotranspiration and soil moisture in the North American monsoon region. *Geophysical Research Letters*, 35:22. <https://doi.org/10.1029/2008GL036001>
- Zweifel, R., Etzold, S., Basler, D., Bischoff, R., Braun, S., Buchmann, N., Conedera, M., Fonti, P., Gessler, A., Haeni, M., Hoch, G., Kahmen, A., Köchli, R., Maeder, M., Nievergelt, D., Peter, M., Peters, R. L., Schaub, M., Trotsiuk, V., Walthert, L., Wilhelm, M., & Eugster, W. (2021). TreeNet–The Biological Drought and Growth Indicator Network. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4:776905. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.776905>
- Zweifel, R., Sterck, F., Braun, S., Buchmann, N., Eugster, W., Gessler, A., Häni, M., Peters, R. L., & Walthert, L. (2021). Why trees grow at night. *New Phytologist*, 231(6), 2174-2185. <https://doi.org/10.1111/nph.17552>
- Zweifel, R., Zimmermann, L., Zeugin, F., & Newbery, D. M. (2006). Intra-annual radial growth and water relations of trees: Implications towards a growth mechanism. *Journal of Experimental*

## 7.9. Cuantificación de carbono orgánico en suelos con sistemas agroforestales de café en Huatusco Veracruz, México

Bautista-Calderon Eva A.<sup>1,\*</sup>; Cajuste-Bontemps Lenom<sup>2</sup>; Montoya-Jiménez Juan C.<sup>3</sup> y Ojeda-Trejo Enrique<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta y Atmósfera, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Km. 6.5 margen derecha canal Sacramento, C.P. 35150, Gómez Palacio, Durango, México.

<sup>2</sup>Tecnológico Nacional de México-TEC Valle de Bravo, División de Ingeniería Forestal. Carretera Federal Monumento-Valle de Bravo, km 30. Ejido San Antonio de la Laguna. Valle de Bravo. Estado de México.

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5. 56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

\*Autor de correspondencia: bautista.eva@inifap.gob.mx

### Resumen

En los ecosistemas terrestres uno de los principales almacenes de carbono (C) es el suelo, sin embargo, esto es alterado por el constante cambio en el uso del suelo. Lo que conlleva a que se convierta en fuente o en sumidero de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico. Esto juega un papel fundamental en el cambio climático global. En algunos casos estos cambios radican en la sustitución de la vegetación natural por sistemas productivos como lo son los Sistemas agroforestales (SAF), de café los cuales se caracterizan por presentar una gran diversidad de especies arbóreas y arbustivas asociadas a las plantaciones de café. El presente estudio se realizó con el objetivo de conocer la variación de los contenidos de carbono orgánico en suelos (COS) con cubierta terrestre asociada a los SAF de café. Para ello se estimaron los contenidos de COS en los suelos Mollisols, Alfisols, Inceptisols y Entisols asociados a los SAF de café representativos de la zona: Policultivo Tradicional (PT), Policultivo Comercial (PC) y Monocultivo Especializado (ME). Los resultados del contenido de COS fueron de 115.86 Mg·ha<sup>-1</sup> para los Mollisols, 105.90 Mg·ha<sup>-1</sup> para los Alfisols. Los Inceptisols reportaron contenidos de 95.77 Mg·ha<sup>-1</sup> y finalmente los de menor contenido fueron los Entisol con 14.31 Mg·ha<sup>-1</sup>. Finalmente, los suelos con SAF de café tipo PT fueron lo que reportaron mayor contenido de COS con 118.54 Mg·ha<sup>-1</sup>, seguido del ME y PC con 94.96 Mg·ha<sup>-1</sup> y 85.56 Mg·ha<sup>-1</sup> respectivamente.

**Palabras clave:** *cambio climático; dióxido de carbono; materia orgánica; policultivo comercial; policultivo tradicional; monocultivo especializado.*

### Abstract

In terrestrial ecosystems, one of the main carbon (C) reservoirs is the soil; however, this is altered by the constant change in land use. This leads to it becoming a source or sink of atmospheric carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), which plays a fundamental role in global climate change. In some cases, these changes are based on the replacement of natural vegetation by productive systems such as coffee agroforestry systems (SAF), which are characterized by a great diversity of tree and shrub species associated with coffee plantations. The present study was carried out with the objective of knowing the variation in soil organic carbon (SOC) contents with land cover associated with coffee SAF. For this purpose, the SOC contents were estimated in the Mollisols, Alfisols, and Inceptisols and Entisols soils associated with the representative coffee SAF of the area: Traditional Polyculture (PT), Commercial Polyculture (PC) and Specialized Monoculture (ME). The results of the SOC content were 115.86 Mg ha<sup>-1</sup> for the Mollisols, 105.90 Mg ha<sup>-1</sup> for the Alfisols. The Inceptisols reported contents of 95.77 Mg ha<sup>-1</sup> and finally the lowest

contents were in Entisols with  $14.31 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Finally, the soils with PT type coffee SAF were those that reported the highest SOC content with  $118.54 \text{ Mg ha}^{-1}$ , followed by ME and PC with  $94.96 \text{ Mg ha}^{-1}$  and  $85.56 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectively.

**Keywords:** *climate change; carbon dioxide; organic matter; commercial polyculture; traditional polyculture; specialized monoculture.*

## Introducción

El cambio climático se refiere a los cambios en diferentes fenómenos climáticos, y representa el desafío más importante para la humanidad del siglo XXI (González *et al.*, 2020). Estos cambios provocan variaciones en el clima que por efecto conllevan a sequías, inundaciones, mayor frecuencia de huracanes, adelantos y retrasos en las precipitaciones, heladas y ondas de calor extremas. Estos problemas se agravan en la actualidad por el rápido aumento en la concentración atmosférica del dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y otros gases de efecto invernadero (Lal, 2004), también conocidos como GEI. El cambio de uso de suelo se genera al sustituir ecosistemas primarios por zonas agrícolas, lo cual modifica la estructura de la cubierta vegetal y el manejo al suelo, por lo que repercute en la disminución de aproximadamente 40-75% del C contenido en el suelo (Lal, 2004). La región de las montañas del estado de Veracruz se caracteriza por la presencia de ecosistemas con alta biodiversidad (Hernández *et al.*, 2022), misma que se encuentra amenazada por la expansión de la frontera agrícola y pecuaria que han provocado la disminución en aproximadamente 85% de la vegetación primaria (García *et al.*, 2006). El 90 % de la superficie sembrada con café en Veracruz utiliza árboles nativos e introducidos de usos múltiples para sombra, en su mayoría, y ocupa el tercer lugar en la producción de café a nivel nacional. El café se cultiva de forma tradicional en diversos manejos conocidos como sistemas agroforestales (SAF) de café, lo cuales se caracterizan por presentar una diversificación de estratos arbóreos y/o arbustivos que brindan sombra a las plantaciones de café. Derivado a lo anterior, los SAF de café se caracterizan por ser sistemas productivos ecológicos y económicamente sustentables (Valdés *et al.*, 2022) ya que su estructura conlleva a ofrecer múltiples beneficios ambientales como el control de la erosión, favorecen la conservación de la biodiversidad, propician la infiltración del agua en el suelo, sirven como refugio para la vida silvestre y reducen las emisiones de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera a través de la captura de C en los ecosistemas terrestres (vegetación y suelo) (Zhao *et al.*, 2022). Los SAF de café pueden contribuir a la mitigación de los efectos del cambio climático mediante el secuestro y almacenamiento de C (Zaro *et al.*, 2020) tanto en la biomasa como en el suelo. Estos sistemas en México pueden almacenar hasta  $155 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de C en el suelo (Valdés *et al.*, 2022). Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo estimar el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) a dos profundidades de suelo (0-30 y 30-60 cm) en tres diferentes SAF de café: policultivo tradicional (PT), policultivo comercial (PC) y monocultivo especializado (ME).

## Materiales y Métodos

### *Descripción del área de estudio*

La investigación se realizó en la Región cafetalera del municipio de Huatusco, Veracruz. Esta región se divide de acuerdo con la productividad, en cafecultura en zona alta, media-alta y baja. Esta categorización es utilizada por los productores de café para diferenciar las zonas que presentan una mayor producción de café relacionada con la calidad del grano de café derivado de las buenas condiciones agroecológicas óptimas (temperaturas promedio anuales de 20 a 25°C, altitudes de 1800 a 2500 m s.n.m., precipitaciones de 1800 a 2500 mm y suelos ácidos con un pH de 4.5 a 7).

La zona seleccionada fue la media-alta ya que dentro de ésta se encontraron dos de los ejidos más grandes, ejido Sabanas con una superficie de 107 ha (latitud 19° 07' 40.71'' N y longitud 96° 53' 54.87'' O) y ejido Cotecontla con 277 ha (latitud 19° 07' 05.54'' N y longitud 96° 53' 32.64' 'O). Teniendo así, una zona de estudio que comprende una superficie de 384 ha.

### *Variables de estudio*

Para un mejor entendimiento de lo que ocurre con los contenidos de COS, se analizaron tres variables: 1) clase de suelo, 2) profundidad del suelo y 3) suelos con SAF de café, como se muestra a continuación (Figura 3.2):

### *Clases de suelo evaluados*

Las clases de suelo que se evaluaron fueron los Mollisols, Alfisols, Entisols e Inceptisols. La distribución geoespacial por clase de suelo fue estimada para: Alfisols con 54% (207.9 ha), Mollisols con 26% (100.7 ha) y Entisols con 20% (74.8 ha).

### *Profundidad de las clases de suelo evaluados*

Dentro de la variable suelos, se analizó el comportamiento del COS de acuerdo con dos tipos de profundidad, 0-30 cm y 30-60 cm.

### *Sistemas agroforestales evaluados*

En la zona de estudio se encuentran representados tres diferentes tipos de manejo asociados a los SAF de café clasificados de acuerdo a la propuesta de Moguel y Toledo (1999), los cuales son: a) policultivo tradicional (PT) el cual se caracteriza de manera general por la presencia de diversas especies arbóreas y arbustivas nativas o introducidas, que tienen como fin diferentes usos como lo es la sombra para las plantas de café, así como para madera, alimentos, ornamentales, medicinales, entre otras. Toda esta biodiversidad de especies en este sistema no presenta un arreglo topológico determinado, por el contrario, su ordenamiento espacial responde a criterios de cada productor. El policultivo comercial (PC) es un sistema que presenta árboles y arbustos con diferentes usos (sombra del café). Su principal característica es que su variabilidad vegetal se reduce a dos a cuatro especies por cafetal ordenadas espacialmente para hacer un aprovechamiento intensivo del espacio y el monocultivo especializado (ME) donde solo se produce café bajo sombra y se utiliza de forma dominante para el sombreado las leguminosas como la Mimosáceas del género *Inga* (vainillos y/o chalahites, huizaches, jinicuiles, plátanos e higuerillas). También pueden encontrarse plantaciones con sombra de *Grevillea* (*Grevillea robusta*) o Cuernavaca (*Solanum wightii*). Presentan una baja complejidad en la composición y estructura arbórea y arbustiva.

### *Diseño del muestreo cartográfico*

A partir de los mapas temáticos de clases de suelo y cobertura terrestre asociada a los SAF de café que se generaron, se seleccionaron sitios de muestreo cubriendo todas las posibles combinaciones entre los dos factores (suelo y SAF de café) (Figura 1).

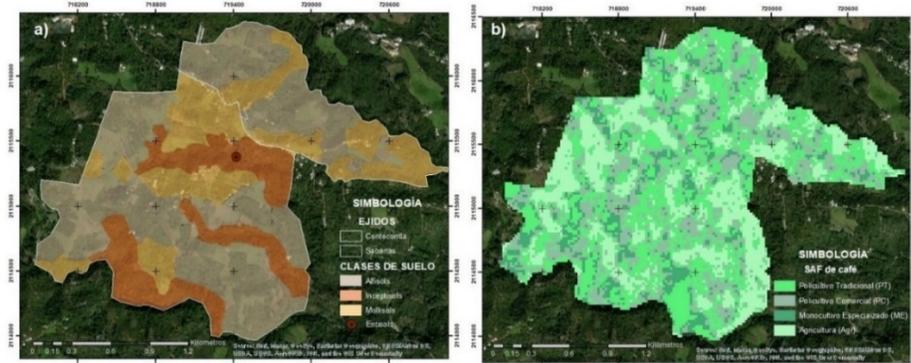


Figura 1. Mapa temático, a) Clases de suelo y b) SAF de café

Basados en los mapas temáticos se seleccionaron 60 sitios distribuidos en el área de estudio, los cuales garantizaron ser representativos de cada unidad cartográfica de suelos y SAF de café. La elección final de los sitios de muestreo se condicionó al criterio de accesibilidad (carreteras pavimentadas, terracerías, brechas, caminos) a los lugares de interés, acceso permitido después de los acontecimientos climáticos de ese año (huracán Grace), permiso de acceso por parte de los propietarios y tipo de relieve, el cual se caracteriza por presentar de manera predominante lomeríos y cerros escarpados. Quedando al final 40 sitios, los cuales representaron el 10% de la superficie total de la zona de estudio. En la Figura 2 se puede apreciar la ubicación y distribución espacial de los sitios de muestreo.

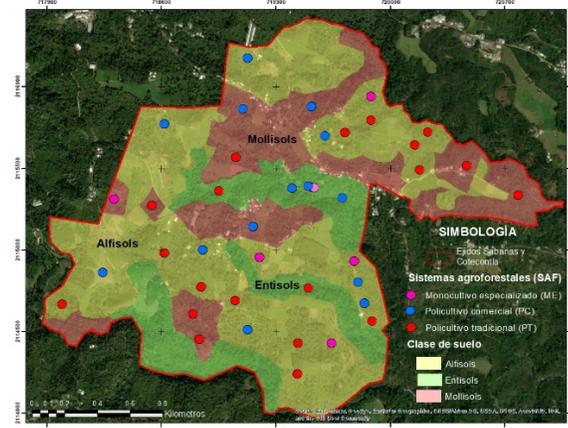


Figura 2. Distribución de los sitios de muestreo en los Ejidos de Sabanas y Cotecontla.

Es importante considerar que la distribución y representatividad de cada sitio por clase de suelo y manejo SAF de café, está en función de la superficie representada para cada uno en el mapa. Esto quiere decir, que los suelos Alfisols presentaron mayor número de sitios de muestreo, por el contrario, los Entisol presentan una superficie reducida por lo que es el menor su representación espacial y por lo tanto en número de sitios a muestrear. Mismo caso se da en cuanto los SAF de café, los PT tienen una mayor representatividad en la zona de estudio en comparación con los sistemas PC y ME.

#### *Identificación en campo de los Sistemas Agroforestales de café (SAF):*

La identificación y manejo de los SAF en campo se realizó con base a la clasificación de Moguel y Toledo (1996) y Escamilla *et al.*, (2005), así como del conocimiento local de los productores de café, con entrevistas directas e informales, realizando las siguientes preguntas: ¿Qué variedades de café se siembra en la zona?, ¿Cuál es el motivo de dicha selección de variedades?, ¿Cuáles árboles ocupan para sombra?, ¿Cómo diferencian los sistemas de café entre ellos?, ¿Cómo seleccionan los árboles de sombra?, ¿Cuáles



es el uso de los árboles de sombra?, ¿Cuál es el destino de la producción de café?, ¿Cómo es la cafecultura en la región?, esto permitió elaborar un mapa temático de distribución de SAF.

### *Colecta de las muestras de suelo*

Se tomaron muestras simples de suelo en los 40 sitios seleccionados, las cuales fueron tomadas en el punto seleccionado o lo más cercano a este. Se hizo la descripción de campo con relación al manejo de café asociado a los diferentes SAF y se colectaron las muestras de suelo a dos profundidades (0-30 cm y 30 -60 cm) en sepas de 20 \*20 \*60 cm<sup>3</sup>. Las muestras fueron almacenadas e identificadas para su posterior análisis en laboratorio.

### *Análisis de laboratorio de las muestras de suelo*

Las muestras se secaron a temperatura ambiente y a la sombra. La preparación de las muestras consistió en secarlas y posteriormente homogenizarlas, para lo cual se realizó el procedimiento de cuadrantes extremos. Se descartaron dos cuadrantes extremos y se tomó una submuestra de aproximadamente 100 g, la cual se tamizó por una malla con abertura de 2 mm (malla 10) con el propósito de uniformizar el tamaño del material (Etchevers *et al.*, 2005), se tomó la submuestra representativa de la muestra de aproximadamente 0.5 g de suelo para su análisis en laboratorio.

El contenido de carbono orgánico se determinó por el método de combustión húmeda Walkley y Black (1934) descrito por Van Reeuwijk (2003) y para medir la densidad aparente (Mg·m<sup>-3</sup>) se utilizó el método del terrón parafinado. Posteriormente se estimó el CO total al dividir la MO entre el factor de Van Benmelen (1.724), que resulta del supuesto de que la MO contiene un 58 % de CO (Figura 3.9). Para la determinación del COS se empleó la fórmula propuesta por Etchevers *et al.*, (2005):

$$COS \left( \frac{Mg}{ha} \right) = \%C * P * \rho b \text{ ----- (1), ..... (1)}$$

Donde: COS= contenido de carbono orgánico del suelo (Mg·ha<sup>-1</sup>), %C = porcentaje de C obtenido por combustión húmeda, P = Profundidad de muestreo (m) y  $\rho b$  = Densidad aparente (Mg·m<sup>-3</sup>)

### *Análisis estadístico*

Derivado a que los valores del contenido de COS no mostraron un comportamiento normal, se procedió a una transformación de datos con una raíz cuadrada. Una vez transformados los valores, los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y comparación de medias de Tukey ( $p < 0.05$ ) usando R 4. 3. 1 para determinar la diferencia estadística en las clases de suelo, profundidad y SAF de café.

## **Resultados y Discusión**

### *Contenido de COS por clase de suelo*

El contenido de COS en los suelos analizados fue estadísticamente igual para los Mollisols, Alfisols y Entisols. Y es estadísticamente diferente para el Inceptisols. Sin embargo, el mayor reservorio de COS se presentó en los Mollisols, con alrededor de 115. 86±37.27a Mg·ha<sup>-1</sup>. A éstos les siguieron los suelos Alfisols con 105. 90±49.35a Mg·ha<sup>-1</sup>. En tercer lugar, se ubicaron aquellos suelos con un contenido de 80. 49±48.52a Mg·ha<sup>-1</sup>, clasificados como Entisols y finalmente suelos de la clase Inceptisols, con 14.31±10.55b Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Sin embargo, con base a la superficie representada sobre el mapa

temático, el suelo que mayor representatividad tiene son los Alfisols con  $22,016.61 \pm 6,029.1$  Mg, seguidos de los suelos Mollisols que presentan un contenido de COS de  $11,667.102 \pm 2,920.3$  Mg y finalmente los Entisols con  $6,020.65 \pm 3,329.29$  Mg.

#### *Contenido de COS por profundidad del suelo (distribución vertical)*

El reservorio de COS en los suelos fue significativamente menor para la profundidad de 0-30 cm. El secuestro de carbono en el suelo es más activo en los primeros horizontes superficiales del suelo, mientras que en los horizontes profundos se encuentra el carbono más estabilizado con tiempos de rotación más largos (Lal, 2005; Lefèvre, 2017). Sin embargo, al analizar la distribución del COS a diferentes profundidades del suelo mostro que la más alta reserva de C se encuentra en la profundidad de 30-60 cm con  $131.34 \pm 51.14$  a  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , mientras que la primera profundidad de 0-30 cm reportó  $80.86 \pm 29.72$  b  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Los resultados obtenidos indican que existe diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) del reservorio de COS por profundidad.

#### *Contenido de COS en el suelo por SAF de café*

Los SAF de café identificados en campo con ayuda de los productores fueron el Policultivo Tradicional (PT), Policultivo Comercial (PC) y Monocultivo Especializado (ME). El tipo de vegetación presente en un determinado lugar constituye uno de los factores que determinan el aporte de CO en los suelos, por lo que el contenido cambia de acuerdo con el tipo de vegetación, el tipo de material parental y los factores topográfico del área (Segura *et al.*, 2004). Por lo tanto, al analizar los contenidos de COS por tipo de SAF se pudo observar que el mayor reservorio de COS se encuentra en el PT, seguido del ME y finalmente el PC con  $118.54 \pm 53.07$  a  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $94.96 \pm 41.05$  b  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  y  $85.56 \pm 33.67$  ab  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Los resultados obtenidos indican diferencias significativas entre los sistemas PT y ME, pero no para los sistemas PT – PC y PC – ME.

Esto está relacionado con la diversidad de especies que se presentan en los sistemas. El PT se caracterizó por presentar gran diversidad de especies asociadas a las plantaciones de café. En campo se pudieron identificar un aproximado de 20 especies que se encontraron asociadas a las plantaciones de café (*Coffea arabica*) como mandarina (*Citrus reticulata*), plátano morado (*Musa paradisiaca L.*), guarumo (*Cecropia obtusifolia*), entre otras. Por otro lado, los sistemas PC, se caracterizaron por presentar una menor abundancia de especies. En campo se identificó la presencia de *Coffea arabica* variedad Colombia, asociado con aproximadamente cuatro o cinco especies con propósito comercial, ya sea maderable o frutal. Finalmente, en los SAF de ME identifico la presencia de *Coffea arabica* con las variedades Caturra y Costa rica, acompañados de cedro rosado (*Acrocarpus fraxinifolius*), cedro (*Cedrela odorata L.*), grevillea (*Grevillea robusta* Cun.) y vainillo (*Inga sp.*) y chalahuite (*Inga vera*). Estas diferenciaciones en los contenidos de COS están en función del historial de cada sistema, efecto del manejo agronómico, diversidad y densidad de especies arbóreas y/ o arbustivas de cada sistema de café, clase de suelo, pero, sobre todo por toda la compleja heterogeneidad de las especies presentes (Valdés *et al.*, 2022).

#### **Distribución del contenido de COS por clase de suelo y SAF de café**

Finalmente, al analizar el comportamiento del COS bajo la interacción de la clase de suelo y el SAF de café se pudo observar que para el caso de los suelos Mollisols el SAF que mayor contenido de COS presento fue el PT con  $126.96 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , en segundo lugar, el ME con  $110.99 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  y finalmente el PC con  $95.28 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Este comportamiento se repitió para los suelos Alfisols con valores de  $117.26 \text{ (Mg} \cdot \text{ha}^{-1})$ ,  $101.98 \text{ (Mg} \cdot \text{ha}^{-1})$  y  $87.05 \text{ (Mg} \cdot \text{ha}^{-1})$  para PT, ME y PC respectivamente. Para el caso de los Entisols el mayor contenido lo presenta el PT con  $89.99 \text{ (Mg} \cdot \text{ha}^{-1})$  seguido del PC con  $38.82 \text{ (Mg} \cdot \text{ha}^{-1})$ , en este



suelo no se identificó la presencia del ME. En los Inceptisols solo se identificó que el PT presentó el mayor contenido de COS con  $14.31 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . La interacción de clase de suelo y tipo de SAF de café no presentó diferencias significativas.

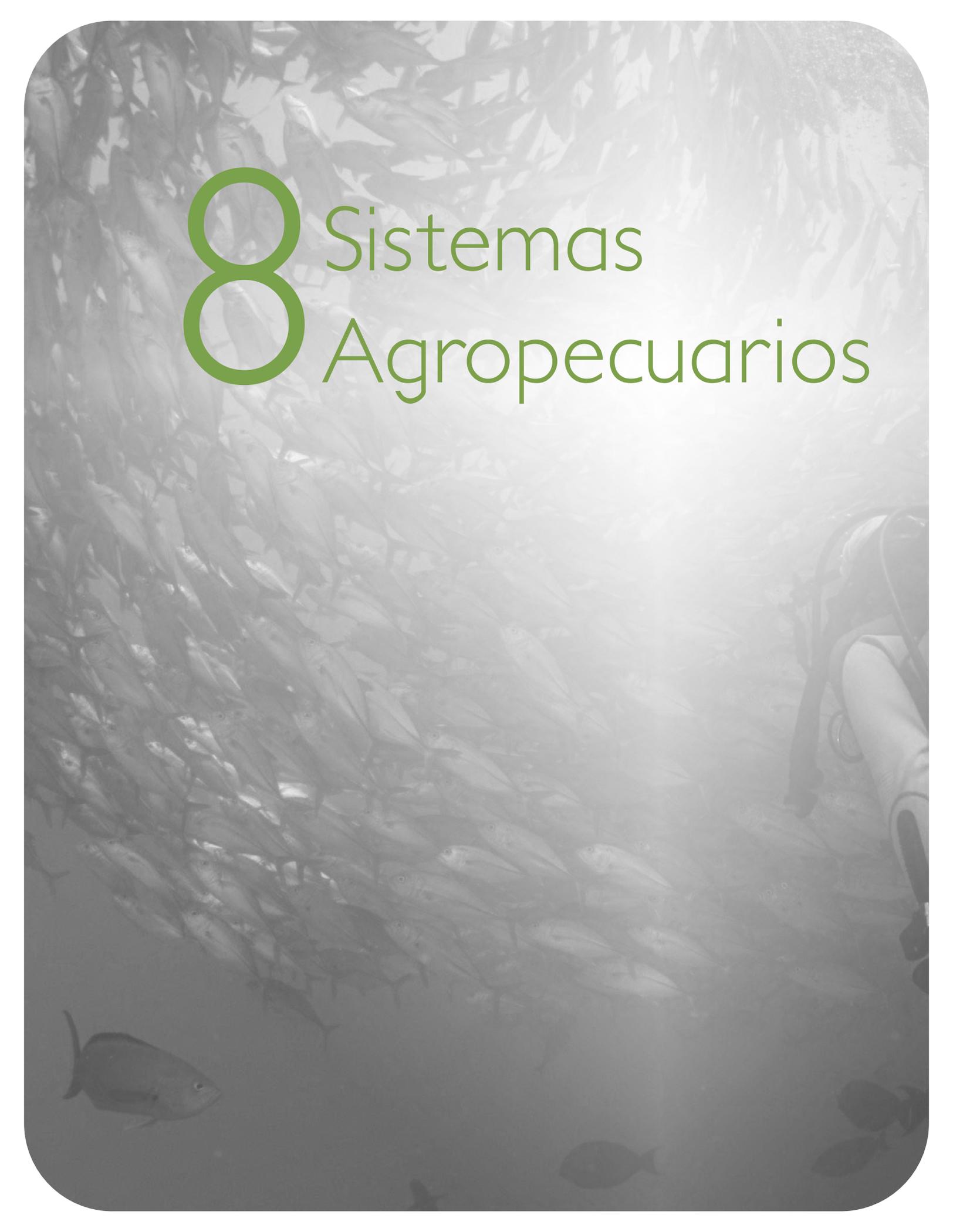
## Conclusiones

En la presente investigación muestra el potencial de almacenamiento de carbono de los suelos bajo cobertura vegetal asociada a los SAF de café. Los suelos bajo estos sistemas almacenan en promedio  $82.96 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ , sin embargo, en lo que respecta al contenido de COS, se encontró que no hubo diferencia significativa entre los suelos Mollisols, Alfisols y Entisols. Sin embargo, la mayor cantidad de COS se registró principalmente en los suelos Mollisols con un 34%, seguido de los Alfisols con 31% y finalmente los Entisols e Inceptisols con 27% y 11% respectivamente.

Finalmente, los suelos clasificados por sistema agroforestal reportaron que los contenidos de COS no tienen diferencia significativa entre los sistemas PT-PC y PC-PE, sin embargo, si se presentó diferencia significativa entre los contenidos reportados en los sistemas PT y ME. Sin embargo, los suelos que reportaron el mayor contenido fueron los sistemas PT al reportar un 40% de COS, mientras que los suelos con PC reportaron un 29% y los ME 31%. Esta diferenciación, está en función principalmente del manejo agronómico que se le aplica a cada sistema, diversidad de especies arbóreas y/arbovitivas que interactúan con las plantaciones de café, relieve, así como diversos factores ambientales.

## Literatura citada

- Etchevers, B. J, 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. Ed. Colegio de Postgraduados. México. 29 p.
- García, S. R, V.D. Espinosa, S. B. Figueroa, C. N. García y L.J. Gallardo. 2006. Reservas de carbono orgánico y de fracciones húmicas en un Vertisol sometido a siembra directa. UACH, México. TERRA Latinoamericana. 251 p.
- González, G. E. J y Meira, C. P. Á. 2020. Educación para el cambio climático: ¿Educar sobre el clima o para el cambio? Perfiles educativos. 174 p.
- Hernández, N.H. E, H.J. Andrade, S.J. Suárez, G.G. Gutiérrez, T.E. Trujillo y F. Casanoves. 2022. Almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales en los Llanos Orientales de Colombia. Revista de Biología Tropical. 368 p.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma, 123 p.
- Moguel, P y V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. Conservation biology. 21 p.
- Valdés, V. E., D.L. Vásquez, R.J. Tinoco, H.R. Sánchez, P.E. Salcedo y F.E. Lagunes. 2022. Servicio ecosistémico de carbono almacenado bajo sombra en sistema agroforestal. Revista Mexicana de ciencias agrícolas. 297 p.
- Zhao, X., X. Tang, J. Du, X. Pei, G. Chen y T. Xu. 2022. A data-driven estimate of litterfall and forest carbon turnover and the drivers of their inter-annual variabilities in forest ecosystems across China. Science of The Total Environment. 821 p.



# 8 Sistemas Agropecuarios



## 8.1. Modelo CLEANED para simular GEI y flujo de Carbono en sistemas bovinos leche en México

Osorio-Montor Tania G.<sup>1</sup>; Castelán-Ortega Octavio A.<sup>2</sup>; Rojo-Rubio Rolando<sup>1</sup>; Avilés-Nova Francisca<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Centro Universitario UAEM-Temascaltepec. Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca - Tejupilco Km. 67.5, Cp 51300, Temascaltepec de González, Estado de México.

<sup>2</sup>Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Autónoma del Estado de México. El Cerrillo Piedras Blancas, C.P. 50295, Toluca, Estado de México.

\*Autor por correspondencia: franavilesnova@yahoo.com.mx

### Resumen

La producción agropecuaria ha cobrado en los últimos años atención internacional debido a la competencia por los recursos naturales escasos y su efecto ambientales negativo en los suelos, la biodiversidad, el agua y el aire. El objetivo del trabajo fue simular la emisión de gases efecto invernadero (GEI) y flujo de carbono (C) en cuatro unidades de producción (UP) de ganado bovino lechero a pequeña escala a través de la utilización del modelo matemático CLEANED. Para la calibración del modelo se utilizó información a nivel UP obtenida mediante cuestionarios y visitas directas en campo a productores. Las emisiones de GEI por unidad de producto variaron según el manejo e intensificación entre UP (4.8, 3.99, 8.93, 5.88 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup>FPCM) donde la UP 2 presentó mayor emisión, además en el balance de GEI, la emisión de CH<sub>4</sub> entérico fue mayor en relación con las otras UP (48,768 kg CO<sub>2</sub>e). No obstante, en el balance de C, las UP 1 y UP3 presentaron un balance positivo (-3.6 y 19.85 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup>FPCM), lo cual indica mayor almacenamiento de C que la emisión de GEI por producto leche. El modelo CLEANED es una herramienta que a través de la simulación provee información de utilidad referida a GEI para los tomadores de decisiones, políticos y productores, para favorecer mayor promoción/adopción de tecnologías que mitiguen la emisión de GEI y aumentar el almacenamiento de C en los sistemas bovinos leche en México.

**Palabras clave:** *Gases de efecto invernadero; ganadería; mitigación; modelación.*

### Abstract

Agricultural production has gained international attention in recent years due to the competition for scarce natural resources and its negative environmental impact on soil, biodiversity, water and air. The objective of this work was to simulate greenhouse gas (GHG) emissions and carbon (C) flux in four small-scale dairy cattle production units using the CLEANED mathematical model. For model calibration, information at the UP level obtained through questionnaires and field visits to producers was used. GHG emissions per unit of product varied according to management and intensification between UPs (4.8, 3.99, 8.93, 5.88 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup> FPCM) were UP 2 had the highest emissions. In addition, in the GHG balance, enteric CH<sub>4</sub> emissions were higher in relation to the other UPs (48,768 kg CO<sub>2</sub>e). However, in the C balance, UP 1 and UP3 presented a positive balance (-3.6 and 19.85 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup>FPCM), which indicates greater C storage than GHG emissions per milk product. The CLEANED model is a tool that, through simulation, provides useful information related to GHG for decision makers, politicians and producers, in order to promote/adapt technologies that mitigate GHG emissions and increase C storage in bovine dairy systems in Mexico.

**Keywords:** *Greenhouse gases; livestock; mitigation; modeling.*

## Introducción

La producción ganadera, principalmente de bovinos, contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero y a su vez, el cambio climático, así como a la degradación de la tierra y la deforestación (Bragaglio *et al.*, 2018). En este sentido, uno de los desafíos que enfrenta la ganadería es mantener un equilibrio entre productividad, seguridad alimentaria y preservación del ambiente (FAO, 2017).

En general, las opciones de mitigación en ganadería se basan en reducir las emisiones de GEI a través de la mejora en el manejo de los flujos de carbono y nitrógeno en los agroecosistemas y aumentar el almacenamiento de Carbono (C) en el suelo a través de prácticas de manejo. La identificación y monitoreo de prácticas que puedan contribuir a la reducción de GEI es muchas veces costosa y, difícil de extrapolar a diferentes situaciones. Existe una demanda creciente por cuantificar las emisiones y capturas de los GEI para la creación de los informes nacionales, que estimulen prácticas mejoradas donde se contemplen posibles sinergias y compensaciones entre la producción de los alimentos, la resiliencia de los sistemas productivos y la mitigación de GEI (Olander *et al.*, 2014). Por lo tanto, es importante evaluar los impactos ambientales en la producción ganadera (Notenbaert *et al.*, 2016). En la actualidad, existen herramientas empleadas para la cuantificación de GEI en sistemas de producción agropecuaria; las cuales han sido creadas para representar de una forma estimada la situación sobre las emisiones generadas por estos sistemas de producción (Molina *et al.*, 2018). La Herramienta CLEANED (Comprehensive Livestock Environmental Assessment for Improved Nutrition, a Secured Environment, and Sustainable Development along Livestock and Fish Value Chains) fue desarrollada para analizar los impactos ambientales de ciertas prácticas de producción en las cadenas de valor ganaderas, evalúa los requisitos de tierra, la productividad, el uso del agua, los efectos sobre la salud del suelo y las emisiones de gases de efecto invernadero de una determinada finca o empresa ganadera (Bosire *et al.*, 2021). Por lo tanto, el objetivo del trabajo fue simular la emisión de gases efecto invernadero (GEI) y flujo de C en cuatro unidades de producción de ganado bovino lechero a pequeña escala a través de la utilización del modelo matemático CLEANED.

## Materiales y métodos

### *Descripción general de las características de las UP en estudio*

El trabajo se llevó a cabo en cuatro unidades de producción (UP) de bovinos leche a pequeña escala; dos ubicadas en el municipio de Temascaltepec (18°59' y 19°14' N; 99°49' y 100°14' O; 1 100 y 3 800 msnm.), edo. México, y dos en el estado de Chiapas, localizadas en el municipio de Tecpatán (16°59' y 17°24'N; 93°14' y 93°53'O y 0 y 1 100 msnm) y el municipio de Mezcalapa (17°14'00"N; 93°40'00"O y 100 y 1000 msnm). La toma de datos para la descripción y calibración del modelo para la línea base de cada UP se realizó durante el año 2023 a través de aplicación de cuestionario y visitas de campo, donde se incluyó ubicación, tipos de tierra y uso de suelo, características climáticas, rangos de temperatura, precipitación. Se detalló los sistemas ganaderos, tipo de producción ganadera, estacionalidad, sistemas de manejo, tipos de razas predominantes en estas unidades de producción, el tipo y número de animales promedio mantenidos por los productores en estos sistemas y las proporciones de alimentos por tipo y temporada utilizados en las áreas seleccionadas. Las características antes mencionadas se resumen en el Cuadro 1.

**Cuadro 1.** Descripción de las características de las UP estudiadas.

UP	Ubicación	Manejo	Tipo y no. De animales	Producción de leche (kg vaca <sup>-1</sup> )	Tipo de alimentación	Promedio árboles ha <sup>-1</sup>
1	Temascaltepec Localidad: El Tule	Pastoreo	Vacas: 7 Becerras: 7	4.6	Rastrojo de Maíz	58



			Novillo/a: 6 Machos adultos: 1		Pastos nativos Concentrado comercial	
2	Temascaltepec Localidad: Ejido el Peñón	Semi confinamiento y pastoreo	Vacas: 7 Becerras:3 Novillo/a:3 Machos adultos: 1	6.7	Silo de maíz Rastrojo de Maíz Pastos nativos Concentrado comercial	40
3	Tecpatán Localidad: Tecpatán	Semi confinamiento y Pastoreo	Vacas: 6 Becerras: 1 Novillo/a: 9 Machos adultos: 1	5	Pastos naturales Concentrado comercial	84
4	Mezcalapa Localidad: Raudales Malpaso	Semi confinamiento y Pastoreo	Vacas: 22 Becerras: 28 Novillo/a: 5 Machos adultos: 1	5	Forraje <i>Glaricidia sepium</i> Forraje de <i>Pennisetum purpureum</i> Forraje de <i>Brachiaria brizantha</i>	163

### El Modelo CLEANED

El modelo CLEANED es una herramienta de evaluación rápida para la modelización ex ante. La herramienta se basa en un cálculo anual (Osele *et al.*, 2018). En un primer paso, se define el área de estudio y se caracterizan los diferentes tipos de empresas ganaderas. Para cada uno de los tipos de empresas ganaderas, se realizan evaluaciones de referencia y se estiman los impactos potenciales de los diferentes escenarios de intervención, de modo que se puedan comparar los impactos potenciales con las líneas de base (Notenbaert *et al.*, 2016). La información de entrada para el modelo se puede categorizar en condiciones ambientales (características del suelo, precipitaciones y estaciones), composición del rebaño (tipo y número de ganado), sistema de gestión del estiércol y canastas de alimentación para las estaciones secas y húmedas. La evaluación CLEANED sigue los pasos de una evaluación de impacto ambiental según lo descrito por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2020). Estos pasos son los siguientes:

1. Definir el objetivo y el alcance de una evaluación y establecer los límites del sistema.
2. Analizar el inventario. Recopilar y calcular datos, insumos y productos.
3. Evaluar el impacto y convertir los resultados en impactos.
4. Interpretar los hallazgos.

### Resultados y discusión

Las respuestas ambientales de referencia proyectadas de cada UP se calcularon con los datos de entrada ganadera correspondiente al año 2023. En el cuadro 2, se presenta el resultado del balance de emisión de GEI de las diferentes UP a través de la metodología TIER 2 (En el nivel 2 se consideran los valores de emisiones de GEI provenientes de la fermentación entérica, las emisiones de metano

provenientes de la producción y el almacenamiento de estiércol, y las emisiones directas e indirectas de óxido nítrico provenientes de la producción y el almacenamiento de estiércol) (Mukiri *et al.*, 2019).

En este trabajo la fermentación entérica fue fuente importante de emisiones de GEI, principalmente por la alimentación (Cuadro 2). La producción de CH<sub>4</sub> entérico se encuentra influenciada por varios factores, principalmente por la composición química y calidad de la dieta, así como el nivel de consumo del animal (Hook *et al.*, 2010). Ku-Vera *et al.* (2020) y Vázquez-Carrillo *et al.* (2020) indican que algunas estrategias que favorecen una menor producción de metano, es la inclusión de plantas taníferas y saponíferas en la dieta de los rumiantes. La emisión directa de N<sub>2</sub>O por el manejo del estiércol fue mayor en la UP 2 (12,960 kg CO<sub>2</sub>e), lo que indica que el manejo inadecuado del estiércol de ganado bovino en pastoreo también es una fuente de emisión de N<sub>2</sub>O, debido a que contiene nitrógeno y sustratos esenciales que las bacterias nitrificantes y desnitrificantes, transforman a formas orgánicas en el suelo (Ospina *et al.*, 2014; Osorio-Montor *et al.*, 2023). Un método de mitigación que potencialmente influye en todas las fases de la gestión del estiércol es la optimización del contenido de N en la dieta del animal, ya que esto reduce la excreción de N por unidad de producto producido; por lo tanto, la reducción del contenido de proteína cruda (PC) en las dietas puede reducir la excreción de N (Powell *et al.*, 2008).

**Cuadro 2. Balance de emisión de gases de efecto invernadero de las UP evaluadas.**

Balance de emisiones (kg CO <sub>2</sub> e)		UP 1	UP 2	UP 3	UP 4
Metano	Fermentación entérica	34,315	48,768	6,537	8,979
Kg CH <sub>4</sub>	Manejo de estiércol	848	2123	202	251
Óxido nítrico	Directo-manejo de estiércol	2,572	12,960	458	1,715
Kg N <sub>2</sub> O	Indirecto-manejo de estiércol	257	649	0	0
	Directo- Gestión del suelo	833	833	833	833
	Indirecto- Gestión del suelo	83	83	83	83

kg CO<sub>2</sub>e: kilogramos de Dióxido de Carbono equivalente.

De acuerdo al Cuadro 3, la UP 4 es la menos intensificada (5 kg leche) ya que necesita más tierra y produce menos leche, en comparación de las otras UP. Las emisiones de GEI por unidad de producto variaron según el nivel de intensificación de las UP 1, 2, 3 y 4 (4.8, 4, 8.9 y 5.9 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup>FPCM respectivamente), Velarde *et al.* (2022) mencionan que en general, la producción de leche de América Latina observada muestra un rango de 1.54 a 3.57 kg CO<sub>2</sub>e kg<sup>-1</sup>FPCM, sin embargo, en otros países la emisión es menor, por ejemplo, en Wisconsin, EE. UU., la emisión de la producción lechera varía de 1.31 a 1.56 kg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup>FPCM (Uddin *et al.*, 2021). La mayor variabilidad de la emisión en la producción de leche en América Latina se debe a la diversidad de sistemas lecheros en comparación con los países desarrollados.

**Cuadro 3. Cambio en el almacenamiento de Carbono en las unidades de producción**

	1	2	3	4
Requerimiento de Tierra ha año <sup>-1</sup>	1.65	0.55	7.15	12.36
	Por UP			
<b>Productividad</b> Total leche producida (kg FPCM año <sup>-1</sup> )	8127	9208.8	7571	27762
<b>Emisiones de GEI</b> t CO <sub>2</sub> e año <sup>-1</sup>	39.10	36.77	67.58	163.17
<b>Cambios en las reservas de C</b> t CO <sub>2</sub> e año <sup>-1</sup>	68.40	15.99	217.88	119.09



## Literatura citada

- Bosire, C., A. Notenbaert, B. Paul. 2021. A Benchmarking Framework for Water Use, Soil Health, Land Use, Productivity, Biodiversity, and Climate Change Impacts of Livestock Modelled with CLEANED. CIAT Report. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Nairobi, Kenya. 10 p.
- Bragaglio, A., F. Napolitano, C. Pacelli, G. Pirlo, E. Sabia, F. Serrapica, M. Serrapica and A. Braghieri. 2018. Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. *Journal of Cleaner Production* 172:4033-4043 DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.03.078.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. The future of food and agriculture: Trends and challenges. Rome. [www.fao.org/3/a-i6583e.pdf](http://www.fao.org/3/a-i6583e.pdf) (Consulta: agosto 12, 2023).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2020. Biodiversity and the livestock sector – Guidelines for quantitative assessment - Version 1. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership (FAO LEAP). <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e7faa3d7-da57-4669-8741-55db7e01982a/content> (Consulta: agosto 10, 2023).
- Hook, S.E., A. Wright and B. McBride. 2010. Methanogens: methane producers of the rumen and mitigation strategies. *Archea* 2010:945785 DOI: 10.1155/2010/945785.
- Ku-Vera, J. C., O.A. Castelán-Ortega, F. Galindo-Maldonado, J. Arango, N. Chirinda, R. Jiménez-Ocampo, S. Valencia-Salazar, E. J. Flores-Santiago, M. D. Montoya-Flores, I. C. Molina-Botero, A. T. Piñeiro-Vázquez, J. I. Arceo-Castillo, C. F. Aguilar-Pérez, L. Ramírez-Áviles and F. J. Solorio-Sánchez. 2020. Review: Strategies for enteric methane mitigation in cattle fed tropical forages. *Animal* 14: S453-S463 DOI:10.1017/S1751731120001780.
- Molina-Rivera, M., R. Olea-Pérez, C. M. Arriaga-Jordán, F. Próspero-Bernal y F. A. Galindo-Maldonado. 2018. Evaluación de la sustentabilidad en el sector agropecuario: un acercamiento a las metodologías. <https://www.ganaderia.com/destacado/Evaluacion-de-la-sustentabilidad-en-el-sector-agropecuario%3A-un-acercamiento-a-las-metodologias> (Consulta: agosto 10, 2023)
- Mukiri, J., A. Notenbaert, R. Van der Hoek and C. Birnholz. 2019. CLEANED X-Version 2.0.1 Technical Manual and User Guide. CIAT Publication No. 492. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Nairobi, Kenya. 63 p.
- Nahed-Toral, J., B. Sanchez-Muñoz, Y. Mena, J. Ruiz-Rojas, R. Aguilar-Jiménez, J. M. Castel, F. de Asis Ruiz, M. Orantes-Zebadua, A. Manzur-Cruz, J. Cruz-López and C. Delgadillo-Puga. 2013. Feasibility of converting agrosilvopastoral systems of dairy cattle to the organic production model in southeastern México. *Journal of Cleaner Production* 43:136-145 DOI: 10.1016/j.jclepro.2012.12.019.
- Notenbaert, A., M. Lannerstad, J. Barron, B. Paul, Y. Ran, J. Morris, S. Fraval, S. Mugatha and M. Herrero. 2016. Using the CLEANED approach to assess the environmental impacts of livestock production. *Livestock and Fish Brief* 17. ILRI, Nairobi
- Olander, L., E. Wollenberg, F. N. Tubiello and M. Herold. 2014. Synthesis and Review: Advancing agricultural greenhouse gas quantification. *Environmental Research Letters* 9:075003 DOI: 10.1088/1748-9326/9/7/075003.
- Osele, V., B. Paul, J. Mukiri, S. Halder, T. Sagala, A. Juma and A. Notenbaert. 2018. Feeding a productive dairy cow in western Kenya: environmental and socio-economic impacts. Working Paper. CIAT Publication No. 472. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Nairobi, Kenya. 48 p. <http://hdl.handle.net/10568/97557> (Consulta 10 agosto, 2023)
- Osorio-Montor, T.G., O.A. Castelán-Ortega, V. Saynes-Santillán, F. Salazar-Sperberg y F. Avilés-Nova. 2023. Efecto de la dieta para bovinos a base de *Leucaena leucocephala* en las emisiones de N<sub>2</sub>O en parche de orina simulado en un sistema silvopastoril en la época de estiaje. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 39:569-581 DOI: 10.20937/RICA.54585
- Ospina, D., O. Sánchez y S. Montoya. 2014. Estudio de características físico-químicas y grupos de microorganismos durante el proceso de compostaje con y sin adición de roca fosfórica. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Caldas. Manizales, Colombia. 87 p.
- Powell, J.M., G.A. Broderick and T. H. Misselbrook. 2008. Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science* 91:857-869 DOI: 10.3168/jds.2007-0588.
- Uddin, M.E., H.A. Aguirre-Villegas, R.A. Larson and M.A. Wattiaux. 2021. Carbon footprint of milk from Holstein and Jersey cows fed low or high forage diet with alfalfa silage or corn silage as the main forage source. *Journal of Cleaner Production* 298:126720 DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126720.
- Vázquez-Carrillo, M. F., H. D. Montelongo-Pérez, M. González-Ronquillo, E. Castillo-Gallegos, O. A. Castelán-Ortega. 2020. Effects of Three Herbs on Methane Emissions from Beef Cattle. *Animals* 10:1671 DOI: 10.3390/ani10091671
- Velarde-Guillén, J., C. Arndt, and C.A. Gómez. 2022. Carbon footprint in Latin American dairy systems. *Tropical Animal Health and Production* 54:15 DOI: 10.1007/s11250-021-03021-6.



## 8.2. Carbono orgánico del suelo en cafetales del centro de Veracruz en un gradiente altitudinal

Tinoco-Rueda Juan A.<sup>1,3\*</sup>; Merino-García Agustín<sup>3</sup>; Valdés-Velarde Eduardo<sup>2</sup> y Escamilla-Prado Esteban<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro Regional Universitario Oriente, Universidad Autónoma Chapingo, km 6 carretera Huatusco-Xalapa, Huatusco, Veracruz.

<sup>2</sup>Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 carretera Texcoco-México, Texcoco, México.

<sup>3</sup>Universidad de Santiago de Compostela, Lugo, España.

\*Autor para correspondencia: jtinocor@chapingo.mx

### Resumen

Los cafetales diversificados son sistemas agroforestales multiestratos en donde cafetos se asocian con plantas perennes multipropósito para configurar agroecosistemas multifuncionales. Esta modalidad de sistemas de producción de café propicia la provisión de servicios ecosistémicos como es la mitigación del cambio climático mediante el almacenamiento del carbono en el suelo y en la biomasa. El objetivo del presente estudio fue cuantificar el carbono orgánico del suelo de tres sistemas de producción de café (policultivo tradicional, especializado, y pleno sol) del centro de Veracruz en un gradiente altitudinal. Se colectaron 14 muestras de suelo a tres diferentes profundidades (0-10, 10-20, y 20-30 cm) en cafetales ubicados en tres intervalos altitudinales: alto (1,200 a 1,500 msnm), medio (900 a 1,200 msnm) y bajo (600 a 900 msnm). Las muestras de suelo se secaron en laboratorio mediante un horno de secado y el contenido de carbono se obtuvo mediante un analizador LECO en la Universidad de Santiago de Compostela. Como resultado se encontró que el sistema especializado en el intervalo altitudinal alto registró la mayor cantidad de carbono orgánico del suelo (COS) con 113 MgC ha<sup>-1</sup>, mientras que el sistema a pleno sol presentó el menor contenido con 29 MgC ha<sup>-1</sup>. En todos los tratamientos se registró mayor COS en la profundidad de 0 a 10 cm. Se concluye que el tipo de sistema de cultivo y la altitud son factores combinados que afectan la dinámica del carbono en el suelo en cafetales y determinan su potencial de almacenamiento.

**Palabras clave:** *flujos de carbono; cafeticultura; mitigación.*

### Abstract

Diversified coffee plantations are multi-layer agroforestry systems in which coffee trees are associated with multipurpose perennial plants to create multifunctional agroecosystems. This type of coffee production system provides ecosystem services such as climate change mitigation through carbon storage in the soil and biomass. The objective of this study was to quantify soil organic carbon in three coffee production systems (traditional polyculture, specialized, and full sun) in central Veracruz along an altitudinal gradient. Fourteen soil samples were collected at three different depths (0-10, 10-20, and 20-30 cm) in coffee plantations located in three altitudinal ranges: high (1,200 to 1,500 masl), medium (900 to 1,200 masl), and low (600 to 900 masl). The soil samples were dried in a laboratory using a drying oven and the carbon content was obtained using a LECO analyzer at the University of Santiago de Compostela. As a result, it was found that the system specialized in the high altitudinal range recorded the highest amount of soil organic carbon (SOC) with 113 MgC ha<sup>-1</sup>, while the system in full sun had the lowest content with 29 MgC ha<sup>-1</sup>. In all treatments, higher SOC was recorded at depths from 0 to 10 cm. It is concluded that the type of cultivation system and altitude are combined factors that affect the dynamics of soil carbon in coffee plantations and determine its storage potential.

**Key words:** *carbon fluxes; coffee farming; climate change mitigation.*

## Introducción

En México se registra una amplia gama de sistemas de producción basados en la agroforestería derivado de las condiciones biofísicas y socioculturales del país (Moreno-Calles et al., 2016). Estos sistemas agroforestales (SAF) se consideran multifuncionales ya que proveen de beneficios (ambientales, socioculturales y económicos) como servicios hidrológicos, seguridad alimentaria, mitigación al cambio climático, conservación de la biodiversidad, entre otros (Soto, 2008).

Con base en la estructura y composición diversificada de los cafetales bajo sombra se reconoce el potencial de almacenamiento de carbono en el suelo que estos sistemas agroforestales tienen (Espinoza et al., 2012; Soto, 2008). Masuhara et al. (2015) determinaron el carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz y encontraron que el sistema policultivo tradicional de café con árboles de uso múltiple registró 188 MgC ha<sup>-1</sup>, mientras que el sistema especializado de café con árboles del género *Inga* como sombra obtuvo un valor de 133 MgC ha<sup>-1</sup>.

El objetivo del presente estudio fue cuantificar el carbono orgánico del suelo de tres sistemas de producción de café (policultivo tradicional, especializado, y pleno sol) del centro del Estado de Veracruz en un gradiente altitudinal.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El estudio se llevó a cabo en la región de las altas montañas del centro del estado de Veracruz (18°59.6' - 19°9.857'N y 96°46.276' - 97°3.166'O) en los municipios de Chocamán, Ixhuatlán del Café, Huatusco, Zentla y Comapa. El clima es del tipo semicálido húmedo y cálido subhúmedo con base en la clasificación Köppen modificada (García, 2004). La temperatura media anual oscila entre 17.7 y 22.6 °C mientras que la precipitación media anual entre 1,600 a 2,200 mm. Los suelos son de origen volcánico predominando los andosoles úmbricos y luvisoles dísticos. El ecosistema original es bosque mesófilo de montaña (INEGI, 2021).

### *Metodología*

Con base en la clasificación de sistemas de producción de café de Toledo & Moguel (2012) los cafetales de la zona central de Veracruz corresponden principalmente a los sistemas policultivo tradicional (PT) y especializado (ES) (Pérez-Vázquez et al., 2024). Para el presente estudio se seleccionaron estos dos sistemas agroforestales además del sistema a pleno sol (PS).

La cuantificación del carbono orgánico del suelo se realizó con base en la colecta de suelo al centro de la parcela a tres profundidades (0-10, 10-20 y 20-30 cm) con ayuda de una barrena que tiene integrado un cilindro de volumen conocido de 10 cm de diámetro. Las muestras de suelo se secaron en laboratorio mediante un horno de secado a 85 °C y el contenido de carbono se obtuvo mediante un analizador LECO RC612 (precisión de 25 ppm y exactitud del 3 %) en la Universidad de Santiago de Compostela. Las existencias de carbono obtenidas en cada reservorio de cada sitio se extrapolaron para estimar el contenido de carbono por hectárea (MgC ha<sup>-1</sup>). Los datos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) y realizó la comparación de medias de Tukey ( $p < 0.05$ ) con el programa R para determinar la diferencia estadística en los tratamientos evaluados.

## Resultados y Discusión

Como resultado se encontró que el sistema especializado en el intervalo altitudinal alto registró la mayor cantidad de COS con 113 MgC ha<sup>-1</sup>, mientras que el sistema a pleno sol el menor contenido con 29 MgC ha<sup>-1</sup>. En todos los tratamientos se registró mayor COS en la profundidad de 0 a 10 cm (Figura 1). Se encontraron diferencias significativas en el sistema PS con respecto a los otros sistemas evaluados.

Se identifica que los sistemas PT tienden a acumular una mayor cantidad de SOC en las capas más profundas del suelo, mientras que los sistemas ES presentan un contenido más elevado en las capas superficiales. Este patrón podría explicarse por la tasa de incorporación y reciclaje de materia orgánica, influenciada por la temperatura y el tipo de materia orgánica presente en el suelo (ya sea lábil o recalcitrante) (Cerretelli et al., 2023; França et al., 2022; Lal, 2016).

El almacenamiento de COS en los sistemas analizados coincide con lo informado por Soto-Pinto et al. (2010), quienes estudiaron cafetales en Chiapas, México, integrados en el programa Scolel'te, donde los productores recibían incentivos económicos por el carbono almacenado. En este contexto, se considera factible que los sistemas agroforestales evaluados en este estudio puedan incorporarse a los mercados voluntarios de carbono (Soto-Pinto & Jiménez-Ferrer, 2018).

## Conclusiones

El sistema PT muestra un contenido más elevado de COS en las áreas más profundas en comparación con las superficiales. Por otro lado, los sistemas ES y PS presentan mayores niveles de COS en las zonas superficiales. En los tres sistemas analizados, la mayor concentración de carbono se encuentra en la capa superficial del suelo (0-10 cm).

Las condiciones fisiográficas, edáficas y agroecológicas de la región de estudio favorecen el predominio de cafetales bajo sombra diversificada.

El servicio ecosistémico de almacenamiento de carbono que proveen los cafeticultores tiene el potencial de derivarse en un pago a través de los mercados de carbono internacionales.

Se recomienda evaluar otros servicios ambientales como son la conservación de la biodiversidad, la regulación hídrica y la conservación de suelos para obtener una mayor perspectiva de la multifuncionalidad de estos sistemas agroforestales.

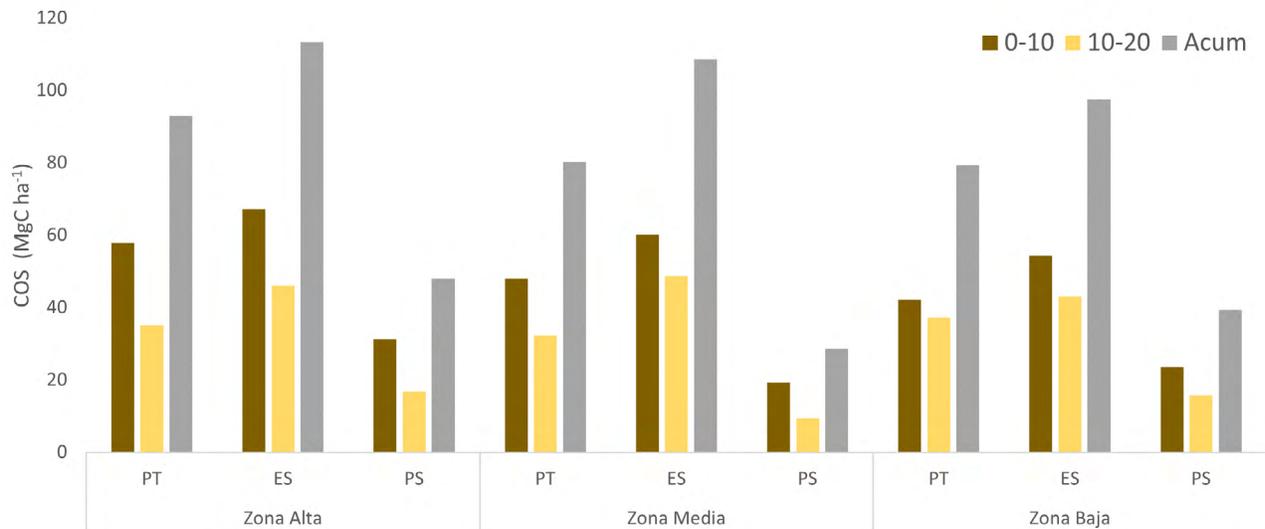


Figura 1. Contenido de COS en tres sistemas de cultivo de café (PT-Policultivo tradicional, ES-Especializado, PS-Pleno sol) en un gradiente altitudinal.

## Agradecimientos

A la Universidad de Santiago de Compostela por las facilidades otorgadas para el análisis de las muestras de suelo en el Centro de Apoyo Científico y Tecnológico del Campus de Lugo (CACTUS).

## Literatura citada

- Cerretelli, S., Castellanos, E., González-Mollinedo, S., Lopez, E., Ospina, A., & Hagggar, J. 2023. A scenario modelling approach to assess management impacts on soil erosion in coffee systems in Central America. *CATENA*, 228.
- Espinoza D., L. Krishnamurthy, A. Vázquez y A. Torres. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(1):57-70.
- França, E. M., Silva, C. A., & Zinn, Y. L. 2022. Coffee plantations can strongly sequester soil organic carbon at high altitudes in Brazil. *Soil Research* 61(2):198-207
- García, E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana (5ª ed.). Instituto de Geografía. México.
- INEGI. 2021. Mapa digital de México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212-222.
- Masuhara, A., E. Valdés, J. Pérez, D. Gutiérrez, J.C. Vázquez, E. Salcedo, M.J. Juárez y A. Merino. 2015. Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología* 4(1):66-93
- Moreno-Calles, A., Casas, A., Toledo, V., y Vallejo, M. 2016. Etnoagroforestería en México. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pérez-Vázquez, A., Pérez-Sánchez, O., Lango-Reynoso, V., & Escamilla-Prado, E. (2024). El agroecosistema cafetalero: policultivo tradicional versus policultivo comercial en Chocamán, Veracruz. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 15(2).
- Soto, L. 2008. Diversidad y otros servicios ambientales de los cafetales. *Ecofronteras* 32:3-5
- Soto-Pinto, L., Anzueto, M., Mendoza, J., Ferrer, G. J., & de Jong, B. 2010. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforestry Systems*, 78(1), 39-51.
- Soto-Pinto, L., & Jiménez-Ferrer, G. 2018. Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación, asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques*, 24.
- Toledo, V., & Moguel, P. (2012). Coffee and Sustainability: The Multiple Values of Traditional Shaded Coffee. *Journal of Sustainable Agriculture*. 36(3):353-377.

### 8.3. Revisión: Almacén de carbono en Ssistemas agroforestales de café como alternativa ante el cambio climático

Molina-Alvarado Daniel<sup>1,\*</sup>; Raj-Aryal Deb<sup>2</sup>; Casanova-Lugo Fernando<sup>3</sup>; Venegas-Venegas José. A.<sup>2</sup>; Guevara-Hernández Francisco<sup>2</sup> y Pinto-Ruíz René<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Maestrian en Ciencias en Producción Agropecuaria Tropical, Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V. Universidad Autónoma de Chiapas

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Agronómicas Campus V. Universidad Autónoma de Chiapas.

<sup>3</sup>Tecnológico Nacional de México-Campus IT Zona Maya.

\*Autor por correspondencia: daniel.molina31@unach.mx

#### Resumen

Según los datos reportados por el Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés) el CO<sub>2</sub> en la atmosfera va en aumento, actualmente se reporta una concentración de 423.23 ppm (IPCC, 2023). Debido a eso, el planeta se ha calentado 1.2°C y se estima para los años 2030-2035 alcanzaremos aumento de 1.5°C. Por ello, surge la necesidad de realizar acciones que permitan bajar dichas concentraciones de CO<sub>2</sub>. La actividad agrícola cafetalera es una de ellas, ya que a través del proceso de fotosíntesis captura el CO<sub>2</sub> y lo almacena en los tejidos leñosos, aporta materia vegetal muerta que se descompone y el carbono orgánico se integra-almacena en el suelo. Se realizó una búsqueda para obtener información confiable que permitiera abordar el tema con datos relevantes sobre la captura de carbono en los sistemas agroforestales de café (SAF) en Latinoamérica, tomando en cuenta el carbono en el reservorio de la biomasa viva y suelo. Se realizó una uniformización de los datos de carbono en el suelo a un intervalo de profundidad de 0 a 30 cm y de 30 a 100 cm para todos los trabajos aquí reportados. Se resalta que los países en donde se almacena más carbono en ambos reservorios, biomasa arbórea y suelo, son Perú y México; estos países reportaron datos superiores de almacén de carbono comparado con el resto de los estudios. El sistema agroforestal de café es un sumidero importante de carbono en Latinoamérica y contribuye a la mitigación del cambio climático.

**Palabras clave:** *aumento de temperatura; captura; reservorio; Latinoamérica; mitigación.*

#### Abstract

The concentrations the CO<sub>2</sub> in the atmosphere are increasing, currently reporting emissions of 423.23 ppm. The planet has warmed by +1.2°C and it is estimated that by 2030-2035 we will reach an increase of 1.5°C. Therefore, there is a need to take action to lower these CO<sub>2</sub> concentrations. Coffee farming is one of them, since through the process of photosynthesis it captures CO<sub>2</sub> that is in gaseous form and stores it in woody tissues, provides dead plant matter that decomposes and the carbon is integrated into the soil. A search was conducted to obtain reliable information that would allow addressing the issue with relevant data on carbon capture in coffee agroforestry systems in Latin America, taking into account the contribution of these systems to carbon capture in the reservoir of living biomass and soil. A standardization of soil carbon data was carried out at a depth of 0-30 cm and 30-100 cm for all the works reported here. The countries where more carbon is stored in both reservoirs, tree biomass and soil, are highlighted: Peru and Mexico, with the highest carbon storage data in the coffee agroforestry system compared to the rest of the studies. The coffee agroforestry system is an important carbon sink in Latin America that contributes to climate change mitigation by storing a significant amount of total carbon.

**Key words:** *temperatura increase; capture; reservoir; Latin America; mitigation.*

## Introducción

Las concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera van en aumento, actualmente se reporta una concentración de 423.23 ppm (NOAA, 2024) y tiende a seguir en esa dirección, por lo que, si no se hace algo para disminuir las concentraciones de CO<sub>2</sub> nuestro planeta se verá afectado en diferentes regiones debido a los efectos del calentamiento global. El planeta Tierra se ha calentado 1.2°C desde la era preindustrial y se estima que para los años 2030-2035 alcanzaremos un aumento de 1.5°C, por lo que nuestro objetivo debe ser mantenerse cerca de este umbral, no dejando a un lado los compromisos de cada uno de los países de reducir sus emisiones de gases de invernadero (GEI) que permita limitar el calentamiento a 1.5°C (IPCC, 2023). Se proyecta que si seguimos con la misma tendencia de emisiones de GEI para el año 2100 podemos ser testigos de un aumento de la temperatura de 3.5°C. La capacidad de adaptación de algunos sistemas naturales y humanos se ve limitada con el aumento de 1.5°C, causando pérdidas y daños si se sobrepasa ese nivel de temperatura (IPCC, 2023). Lo anterior nos dirige a muchos efectos severos en el clima y en los ecosistemas del planeta tierra, sobre todo, afectaciones en los sistemas de producción de alimentos. Pero más allá de estos factores, una mala dirección de las estrategias de mitigación puede cambiar el panorama a un aumento de 4°C, lo que causaría extinciones masivas de especies, pérdida de biodiversidad y escases de agua y de alimentos (IPCC, 2023). Debido a esto, surge la necesidad de realizar acciones que permitan bajar esas concentraciones de CO<sub>2</sub> sin desatender la productividad de los sistemas de producción. Los bosques templados y tropicales capturan y conservan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre y participan hasta en un 90% del flujo anual de carbono entre la atmósfera y el suelo (Brown et al., 1993; Dixon, 1994). La actividad agrícola cafetalera es una de ellas al contar con la integración del componente árbol en los sistemas de producción, ya que a través del proceso de fotosíntesis captura el CO<sub>2</sub> que se encuentra en la atmósfera y lo almacena en los tejidos. Se ha comprobado que estos sistemas agroforestales de café bajo sombra son un cultivo clave para capturar carbono, ya que mantienen la cobertura y la diversidad forestal (Montejo *et al.*, 2020).

## Materiales y métodos

Se realizó una búsqueda de información en el buscador Google académico para obtener información confiable que permitiera abordar el tema con datos publicados sobre la captura de carbono en los sistemas agroforestales de café bajo sombra en Latinoamérica. Para la búsqueda se utilizaron frases claves para obtener información relacionada con el tema de interés. Las frases utilizadas fueron “captura de carbono en sistemas agroforestales de café a pleno sol (bajo sombra especializada, policultivo, tradicional)”, “captura de carbono en cafetales a pleno sol (bajo sombra especializada, policultivo, tradicional)”, “almacén de carbono en sistemas agroforestales de café a pleno sol (bajo sombra especializada, policultivo, tradicional)”, “almacén de carbono en cafetales a pleno sol (bajo sombra especializada, policultivo, tradicional)”. Para descargar información se tomó en cuenta a los estudios realizados en los países productores de café. Para dicha búsqueda se utilizó como fecha de referencia del año 2000 al año 2024. Cabe mencionar que no se realizó una búsqueda exhaustiva de información en todos los buscadores disponibles, sin embargo, se trató de buscar información representativa que permitiera acceder a datos confiables y relevantes sobre el comportamiento del carbono en este agroecosistema. Para la selección de la información, se discriminaron documentos que no fueran artículos científicos publicados en revistas reconocidas, de igual manera, se seleccionaron trabajos representativos de los países de Latinoamérica que han realizado estudios de captura de carbono en sistemas agroforestales de café. De los documentos descargados, estos pasaron por un proceso de revisión de información y de selección para dejar los documentos con la información requerida para este trabajo. Tomando en cuenta el aporte de estos agroecosistemas en la captura de carbono en el reservorio de la biomasa viva y suelo. Debido a que en diversos estudios se ha reportado el carbono almacenado en el suelo a profundidades diferentes que va de un intervalo de 0 a 20 cm y de 0 a 60 cm de profundidad; por lo tanto, la información reportada no



fue uniforme y se realizó una uniformización de los datos de carbono en el suelo en el intervalo de 0 a 30 cm y de 30 a 100 cm para todos los datos aquí presentados. Para los estudios en donde no se reporta el contenido de carbono en los intervalos mencionados, con los datos disponibles se generó una ecuación de regresión y se estimó las cantidades de carbono en estos intervalos de profundidad. Uno de los criterios que fueron tomados en cuenta fue la desviación estándar para hacer la uniformización de los datos de carbono orgánico del suelo. Las variables consideradas a reportar en el presente trabajo es el almacenamiento de carbono en biomasa arbórea viva y carbono orgánico del suelo (COS) del sistema agroforestal de café bajo sombra. La unidad de medida que se consideró fue Mg C por hectárea. (Mg C/ha).

## Resultados y discusión

Los datos que se describen a continuación (Cuadro 1), donde se reporta algunos resultados de estudios que se han realizado sobre almacén de carbono en el reservorio biomasa arbórea y suelo del sistema agroforestal de café en países como el caso de Brasil, Colombia, Perú, Nicaragua, Costa Rica y México. El almacén de carbono en biomasa arbórea, tomando en cuenta a los datos de dichos países se encuentra en un intervalo de 12.7 a 64.3 Mg C/ha. Cabe mencionar que los datos representados con un asterisco indican que no se cuenta con el dato de almacén de carbono en el reservorio. Lo que corresponde al reservorio suelo, se observan datos de carbono almacenado a dos profundidades que va de 0-30 cm de profundidad, con un intervalo de 54.4 a 217.9 Mg C/ha y de 30-100 cm de profundidad con un almacén de carbono con rango de 78.3 a 330.2 Mg C/ha. Tomando como referencia los datos que se utilizaron para este trabajo (Cuadro 1), se resalta a los países en donde se almacena más carbono en ambos reservorios, biomasa arbórea y suelo, son Perú y México; ambos países presentan los datos superiores de almacén de carbono en el sistema agroforestal de café comparado con el resto de los estudios que se reportan en esta revisión. A pesar de que los estudios realizados en México reportan mayor cantidad de carbono almacenado, es importante mencionar el reservorio suelo, ya que es donde más carbono se almacena. Como el caso del estudio realizado en Brasil y México, donde a pesar de que no se reporta datos de carbono almacenado en biomasa arbórea, se almacena una cantidad importante en el reservorio suelo.

**Cuadro 1. Almacén de carbono en el reservorio biomasa arbórea y suelo en sistemas agroforestales de café en países productores Latinoamérica. COS = Carbono orgánico del suelo, \* = Dato no disponible**

Región	País	Biomasa arbórea Mg C/ha	COS Mg C/ha		C Total MG C/ha	Autor(s)
			0-30 cm	30-100 cm		
Minas Gerasis	Brasil	*	217.9	162	379.9	(Sarkis <i>et al.</i> , 2023)
Mesetas	Colombia	18.3	64.2	85.6	168.1	(Núñez <i>et al.</i> , 2020)
Región Sur	Colombia	53.78	*	*	53.78	(Orozco <i>et al.</i> , 2014)
El Dorado, Lamas y Moyabamba	Perú	30.9	59.3	152.3	242.5	(Solis <i>et al.</i> , 2020)
Jinoteca	Nicaragua	12.7	*	*	12.7	(Medina-Benavides <i>et al.</i> , 2009)

Suroeste	Costa Rica	17.5	*	*	17.5	(Magaña <i>et al.</i> , 2004)
CRUO (Chapingo)	México	*	131.5	180.5	312	(Cristóbal-Acevedo <i>et al.</i> , 2019)
Oaxaca	México	64.3	*	*	64.3	(Vásquez <i>et al.</i> , 2012)
Huatusco, Veracruz	México	12.7	54.4	78.3	259.7	(Valdés-Velarde <i>et al.</i> , 2022)
Huatusco, Veracruz	México	13	83.5	146.4	242.9	(Masuhara <i>et al.</i> , 2015)
Chiapas	México	27.92	85.3	330.2	443.42	(Ruíz-García <i>et al.</i> , 2022)

Los sistemas agroforestales son una alternativa eficiente para mitigar los efectos del cambio climático a través de uno de los servicios ecosistémicos como la captura de carbono (Nair, 2009; Casanova-Lugo *et al.*, 2011). Por su parte, la importancia del elemento arbóreo en los cafetales contribuye al almacén de carbono en el suelo por medio de las raíces muertas (Jackson *et al.*, 2017), a mantener un importante colchón de hojarasca y ramas caídas del componente arbóreo (Valdés-Velarde *et al.*, 2022) donde al pasar por el proceso de descomposición (Bai *et al.*, 2024), el carbono se incorpora al suelo. Cabe mencionar que en este proceso también se libera CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Ayala-Montejo *et al.*, 2020). Se ha reportado que en estos sistemas los reservorios donde se almacena más carbono se encuentran en la vegetación y en la capa superficial del suelo (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018).

A nivel general, los sistemas de café bajo sombra han pasado por un proceso de cambios que han llevado a la simplificación de la sombra, esto para poder brindar las condiciones necesarias a las nuevas variedades genéticas, permitiendo la mayor entrada de radiación solar. La simplificación de este sistema puede llegar a ocasionar que la falta de materia vegetal muerta y como consecuencia, el carbono almacenado en la capa superficial del suelo podría perderse rápidamente los próximos años, lo que significa 1.5 y 2.7 millones de toneladas de C para las áreas cafetaleras en México. A pesar de dichos cambios en el sistema, este sigue teniendo importancia económica y social, lo que ha ocasionado que dichos sistemas se mantengan a través del tiempo (Soto-Pinto y Jiménez-Ferrer, 2018). Montejo *et al.* (2020) mencionan en un estudio realizado en Ocosingo Chiapas, el aumento de superficie de asentamientos urbanos fue de 0.9% y de actividades agrícolas el aumento fue de 5.4%; no obstante, mencionan que en las áreas donde se cultiva café se conservó la cobertura forestal y también se incrementó la superficie de cafetales. Por la importancia que tienen los sistemas agroforestales de café a través de los componentes, se ha reportado en un estudio el balance de carbono, donde demuestra que retienen más carbono del que liberan, debido a ello, se les ha reconocido como sumideros de carbono (Casiano-Domínguez *et al.*, 2018).

## Conclusiones

Debido a que los sistemas agroforestales de café se encuentran distribuidos por muchos países en Latinoamérica, cabe mencionar que dichos países cuentan con condiciones climáticas, topografía, suelo y vegetación diferente, incluso entre regiones, por lo que los contenidos de carbono varían según las

condiciones y características antes mencionadas. Esta revisión deja un camino abierto para futuras investigaciones, ya que surge la necesidad de explorar el carbono del suelo a mayores profundidades, por la importancia que tiene el reservorio suelo para almacenar carbono. De igual manera, se hace el aporte de la falta de estudios de carbono del suelo a mayores profundidades, ya que en la mayor parte de los estudios se ha tomado en cuenta únicamente la parte somera del suelo, lo que limita la información cuando se requiere saber el carbono almacenado a una mayor profundidad. Para el caso de Chiapas en particular, a pesar de que es estado donde más se produce café, no se cuenta con suficientes estudios que permitan saber cuánto carbono se almacena en el reservorio biomasa arbórea y suelo a profundidades mayores en las regiones donde se produce café, solo se encontraron pocos casos y no permite realizar una proyección del aporte de los sistemas con la captura de carbono.

## Literatura citada

- Andrade, H. J., L. M. Marín, y D. P. 2014. Pachón, Fijación de carbono y porcentaje de sombra en sistemas de producción de café (*Coffea arabica* L.) en el Líbano, Tolima, Colombia. *Bioagro*. 26:127-132.
- Ávila, G., F. Jiménez, J. Beer, M. Gómez y M. Ibrahim. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 8:32-35.
- Ayala-Montejo, D., Monteroso Rivas, A. I., Baca Del Moral, J., Escamilla Prado, E., Sánchez Hernández, R., Pérez Nieto, J., Rajagopal, I., Alegre Orihuela, J. C., & Valdes Velarde, E. (2020). IDENTIFICACIÓN DE NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN SOBRE LA DINÁMICA DE CARBONO Y NITRÓGENO EN SISTEMAS AGROFORESTALES DE CAFÉ EN MÉXICO. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 23(3). <https://doi.org/10.56369/tsaes.3403>
- Bautista-Calderón, E. A., V. M. Ordaz-Chaparro, E. V. Gutiérrez-Castorena, C. Hidalgo-Moreno y E. Valdéz-Velarde. 2016. Carbono en sistemas agroforestales de café, bosque mesófilo de montaña y potrero en Huatusco, Veracruz. *Programa mexicano del carbono* 454-461.
- Bai, X., Zhai, G., Wang, B., An, S., Liu, J., Xue, Z., & Dippold, M. A. (2024). Litter quality controls the contribution of microbial carbon to main microbial groups and soil organic carbon during its decomposition. *Biology and Fertility of Soils*, 60(2). <https://doi.org/10.1007/s00374-023-01792-8>
- Brown, S., A. S. C. Hall, W. Knabe, J. Raich, M. C. Trexler and P. Woome. 1993. Tropical forest: their past, present, and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water, Air and Soil Pollution*. 70:71-94.
- Casanova-Lugo, F., J. Petit-Aldama y J. Solorio-Sánchez. 2011. Los sistemas agroforestales como alternativa a la captura de carbono en el trópico mexicano. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17:133-143.
- Casiano-Domínguez, M., Paz-Pellat, F., Rojo-Martínez, M., Covaleda-Ocon, S., & Aryal, D. R. (2018). El carbono de la biomasa aérea medido en cronosecuencias: primera estimación en México. *Madera y Bosques*, 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401894>
- Cristóbal-Acevedo, D., J. A. Tinoco-Rueda, J. V. Prado-Hernández y E. Hernández-Acosta. 2019. Carbono y nitrógeno del suelo en los sistemas de bosque mesófilo de montaña, agroforestal y monocultivo de café. *Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente*. 25:160-184.
- Dixon, R. S. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263:185-190.
- Espinoza-Domínguez, W., L. Krishnamurthy, A. Vázquez-Alarcón y A. Torres-Rivera. 2012. Almacén de carbono en sistemas agroforestales con café. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18:57-70.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2023. Necesitamos reducciones de emisiones radicales en todos los sectores. [https://poreclima.org/actua/ambicioncop/actualidad/5615-5-graficos-claves-del-ultimo-informe-del-ipcc?gad\\_source=1&gclid=Cj0KCCQjw5ea1BhC6ARIsAEOG5pxDRE58O-RQOFCMuMlIXhDOPk2skpW2RDFRnJweb4-uylGSNm9GKEaAtCiEALw\\_wcB](https://poreclima.org/actua/ambicioncop/actualidad/5615-5-graficos-claves-del-ultimo-informe-del-ipcc?gad_source=1&gclid=Cj0KCCQjw5ea1BhC6ARIsAEOG5pxDRE58O-RQOFCMuMlIXhDOPk2skpW2RDFRnJweb4-uylGSNm9GKEaAtCiEALw_wcB). (Consulta: agosto 25, 2024).
- Jackson, R. B., Lajtha, K., Crow, S. E., Hugelius, G., Kramer, M. G., & Piñeiro, G. (2017). The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
- Magaña, S. M., Harmand, J. M y Hergoualc'h. 2004. Cuantificación del carbono almacenado en biomasa aérea y el mantillo en sistemas agroforestales de café en el suroeste de Costa Rica. *Agroforestería*. 42:98-104.
- Masuhara, A., E. Valdéz, J. Pérez, D. Gutiérrez, J. C. Vázquez, E. Salcedo, M. J. Juárez y A. Merino. 2015. Carbono almacenado en diferentes sistemas agroforestales de café en Huatusco, Veracruz, México. *Revista Amazónica y Tecnológica*. 4:67-93.
- Medina-Benavides, C., C. Calero-González, H. Hurtado y E. Vivas-Soto. 2009. Cuantificación de carbono en la biomasa aérea de café (*Coffea arabica* L.) con sombra, en la comarca Palo de Sombrero, Jinoteca, Nicaragua. *Bosques y ecosistemas*.
- Montejo Morales, A. K., Castillo Santiago, M. Á., Soto Pinto, M. L., & León Martínez, N. S. (2022). Cambio en la cobertura y uso de suelo en sistemas agroforestales de café durante el periodo 1989-2020 en Ocosingo, Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*, 69. <https://doi.org/10.5154/r.rga.2022.69.07>
- Nair, P. K. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. In *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* (Vol. 172, Issue 1, pp. 10–23). <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 2024. Los niveles globales de dióxido de carbono atmosférico siguen aumentando. Obtenido de [https://www.aoml.noaa.gov/global-atmospheric-carbon-dioxide-levels-continue-to-rise/?simply\\_static\\_page=8359694](https://www.aoml.noaa.gov/global-atmospheric-carbon-dioxide-levels-continue-to-rise/?simply_static_page=8359694). (Consulta: Agosto, 12, 2024).

- Núñez, H. H. E., H. J. Andrade, J. C. S. Salazar, J. R. Sánchez, D. R. Gutiérrez, G. A. G. García, E. T. Trujillo y F. Casanoves. 2020. Almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales en los llanos de Colombia. *Rev. Biol. Tro.* 69:352-368.
- Paz, F., V. Salas, C. Sánchez, A. Libert y M. A., Bolaños 2022. Caracterización de los almacenes de carbono, estructura y diversidad de los cafetales bajo sombra y vegetación natural en la Sierra madre de Chiapas, México. *Agronomía Mesoamericana* 6:101-121.
- Ruiz-García, P., A. I. Monterroso-Rivas, E. Valdéz-Velarde, E. Escamilla-Prado y J. D. Gomez-Díaz. 2022. Reservas de Carbono en sistema agroforestal con café (*C. arabica* L) ante el cambio climático en México. *Elementos Para Políticas Públicas* 33:1-21.
- Salgado-Mora, M.G, C.R. Bello, J.L.M. Martínez y J.G. Ávalos. 2021. Servicios ambientales de café bajo sombra: El caso de la biomasa aérea en la Sierra Madre de Chiapas. 485-499
- Salgado-Mora, M. G., C. Ruíz-Bello, J. L. Moreno-Martínez, B. Irena-Martínez y J. F. Aguirre-Medina. 2018. Captura de carbono en biomasa aérea de árboles de sombra asociados a *coffea arabica* L. en el Soconusco, Chiapas, México. *Agroproductividad*. 11:120-126.
- Sarkis, L. F., Dutra, M. P., dos Santos, C. A., Rodrigues Alves, B. J., Urquiaga, S., & Guelfi, D. (2023). Nitrogen fertilizers technologies as a smart strategy to mitigate nitrous oxide emissions and preserve carbon and nitrogen soil stocks in a coffee crop system. *Atmospheric Environment: X*, 20, 100224. <https://doi.org/10.1016/J.AEAOA.2023.100224>
- Solis, R., G. Vallejos-Torres, L. Arévalo, J. Martín-Díaz, M. Ñique-Álvarez, T. Engedal and T.B. Bruun.2020. Carbon stocks and the use of shade trees in different coffee growing systems in the Peruvian Amazon. *The Journal of Agricultural Science* 158:450-460.
- Soto-Pinto, L., & Jiménez-Ferrer, G. (2018). Contradicciones socioambientales en los procesos de mitigación, asociados al ciclo del carbono en sistemas agroforestales. *Madera y Bosques*, 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401887>
- Soto-Pinto, L., G. Jiménez-Ferrer, A. V. Guillén, B. J. Bergsma y E. Esquivel-Bazán. 2005. Experiencia agroforestal para la captura de carbono en comunidades indígenas de México. *Revista Forestal Iberoamericana* 1:44-50.
- Valdéz-Velarde, E, L. P. Vázquez-Domínguez, J. A. Tinoco-Rueda, R. Sáchez-Hernández, E. Salcedo-Pérez y E. Lagunes-Fortíz. 2022. Servicio ecosistémico de carbono almacenado en cafetales bajo sombra en sistema agroforestal. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 15:287-297.
- Vásquez, E. H., G. V. C. Ángeles, J. R. E. del Valle, G. Rodríguez-Ortiz y V. A. V. Velasco. 2012. Captura de carbono por Inga jinicuil Schitdl. en un sistema agroforestal de café bajo sombra. *Rev. Mex. Cien. For.* 3:11-21.
- Vega Orozco, G., Ordoñez Espinosa, C. M., Suárez Salazar, J. C., & López Pantoja, C. F. (2014). Almacenamiento de carbono en arreglos agroforestales asociados con café (*Coffea arabica*) en el sur de Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 5(1), 213–221. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5344971&info=resumen&idioma=SPA>



## 8.4. Indicadores para la evaluación de una dieta sostenible

Pérez-Torres Lisouli<sup>1,2</sup>; Yépez Enrico A.<sup>3</sup>; Lindig-Cisneros Roberto<sup>2</sup>; Moreno-Calles Ana I.<sup>4</sup> y De la Barrera Erick<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup>Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, México City 04510, MEXICO.

<sup>2</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán 58190, MEXICO.

<sup>3</sup>Departamento de Ciencias del Agua y Medio Ambiente, Instituto Tecnológico de Sonora, Ciudad Obregón, Sonora 85000, MEXICO.

<sup>4</sup>Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán 58190, MEXICO.

\*Autor para correspondencia: delabarrera@unam.mx

### Resumen

La intensificación de las prácticas agrícolas en respuesta a la creciente demanda de alimentos contribuye a la degradación ambiental. Los patrones alimentarios actuales agravan estos problemas, favoreciendo alimentos que son económicamente accesibles pero perjudiciales tanto para el medio ambiente como para la salud. Este trabajo propone un marco teórico para la evaluación de la sostenibilidad alimentaria, denominado "huella alimentaria", que integra indicadores ambientales, sociales y económicos. En particular, se destaca el impacto de las emisiones de gases de efecto invernadero, que juegan un papel clave en la degradación ambiental vinculada a la producción de alimentos. El marco se aplicó a las dietas Occidental, Mediterránea, Atlántica y Mexicana, y se comparó con una dieta Planetaria saludable. Se calculó un índice sintético de la Huella Alimentaria para estas dietas, revelando que la dieta Occidental tiene el mayor impacto, lo que indica su insostenibilidad, mientras que la dieta Mexicana es la más sostenible. Este marco puede informar políticas y prácticas alimentarias sostenibles, para disminuir la huella alimentaria e impulsar la transición hacia dietas sostenibles, guiando tanto las decisiones individuales como las políticas gubernamentales hacia un sistema alimentario más resiliente y responsable.

**Palabras clave:** *Impacto ambiental; límites planetarios; dietas; seguridad alimentaria*

### Abstract

The intensification of agricultural practices in response to the growing demand for food contributes to environmental degradation. Current dietary patterns exacerbate these issues, favoring foods that are economically accessible but harmful to both the environment and human health. This work proposes a framework for evaluating food sustainability, called the "foodprint," which integrates environmental, social, and economic indicators. In particular, the impact of greenhouse gas emissions is highlighted, as they play a key role in the environmental degradation associated with food production. The framework was applied to Western, Mediterranean, Atlantic, and Mexican diets, and compared with a healthy Planetary diet. A Synthetic Foodprint Index was calculated for these diets, revealing that the Western diet has the highest impact, indicating its unsustainability, while the Mexican diet is the most sustainable. This framework can inform sustainable food policies and practices to reduce the foodprint and promote the transition toward sustainable diets, guiding both individual decisions and government policies toward a more resilient and responsible food system.

**Key words:** *Environmental impact; planetary boundaries; diets; food security*

## Introducción

El sistema alimentario global produce suficiente alimento para sostener a la población mundial, pero el crecimiento urbano impulsa la necesidad de aumentar la producción agrícola, la agricultura intensiva y a la industrialización de los alimentos que contribuyen a la degradación ambiental y al agotamiento de recursos (Johnston *et al.*, 2014; Alrøe *et al.*, 2016; Lombardi *et al.*, 2021).

Los sistemas alimentarios son responsables de entre el 21% y el 37% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero, contribuyendo al cambio climático y poniendo en riesgo la seguridad alimentaria (IPCC, 2019; Piplani *et al.*, 2022). Además, los cambios en el uso de la tierra, impulsados por la expansión de los pastizales y el comercio global de alimentos, han provocado importantes impactos ambientales, como la deforestación y la pérdida de hábitat (Liu & Zhou, 2021; Alexander *et al.*, 2015). La agricultura y los sistemas alimentarios también han generado una creciente preocupación por la sobreexplotación de acuíferos, especialmente en países como México y China (Birney *et al.*, 2017; Dalin *et al.*, 2017). A su vez, el uso excesivo de fertilizantes ricos en nitrógeno y fósforo ha causado una degradación ambiental significativa, incluyendo la eutrofización y la pérdida de biodiversidad (Galloway *et al.*, 2017; Nesme *et al.*, 2018). Finalmente, la pérdida de biodiversidad y la propagación de especies invasoras afectan la integridad de la biósfera, disminuyendo la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios esenciales, lo que resulta clave para la sostenibilidad (Clapp *et al.*, 2022; Hampf *et al.*, 2020).

Los sistemas alimentarios globales no logran proporcionar una nutrición adecuada, lo que resulta en deficiencias nutricionales y enfermedades no transmisibles (EAT-Lancet Commission, 2019; He *et al.*, 2024). La comprensión de los hábitos alimentarios locales y la incorporación de alimentos regionales en los menús puede mejorar la percepción de los consumidores y promover la sostenibilidad (Wahlqvist & Lee, 2007; Cáceres-Rodríguez *et al.*, 2023).

El costo de la dieta influye en la sostenibilidad alimentaria, ya que afecta tanto la asequibilidad de una dieta nutritiva como los impactos ambientales y económicos a largo plazo (Andrieu *et al.*, 2006). En 2022, el 35% de la población global no pudo acceder a una dieta nutritiva, siendo el problema más grave en países de bajos ingresos (World Bank, 2024). Además, los costos externos asociados con elecciones dietéticas, como los gastos en salud relacionados con enfermedades no transmisibles como la obesidad, representan una carga económica significativa, estimada en dos millardos de dólares anuales globalmente (Sundin *et al.*, 2021; Walker *et al.*, 2010).

Dada esta complejidad, se necesita un enfoque integral para evaluar la sostenibilidad de las dietas, incorporando indicadores ambientales, sociales y económicos (van Dooren *et al.*, 2021). Este trabajo propone un marco teórico de la "huella alimentaria", que evalúa la sostenibilidad de las dietas basándose en estas tres dimensiones (Clapp *et al.*, 2022). La huella alimentaria se aplicó a diferentes dietas, demostrando cómo puede funcionar para evaluar la sostenibilidad de las dietas (Birney *et al.*, 2017; Piplani *et al.*, 2022).

## Materiales y Métodos

La huella alimentaria está diseñada para evaluar la sostenibilidad de las dietas integrando diversos componentes a lo largo de las diferentes etapas del ciclo de vida de los alimentos, divididas en siete etapas (Figura 1). Incorpora indicadores ambientales, sociales y económicos (Figura 1) para una evaluación integral. La huella alimentaria sugiere utilizar un conjunto más amplio de indicadores ambientales, incluidos los límites planetarios (Rockström *et al.*, 2009). Este enfoque evalúa si los sistemas alimentarios permanecen dentro de los límites operativos seguros para el cambio climático, la integridad de la biosfera, los flujos biogeoquímicos, el cambio en el uso del suelo y el cambio en el

agua dulce (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2015), lo cual es relevante, dado que estos límites están siendo excedidos actualmente (Richardson *et al.*, 2023).

Para las dimensiones social y económica, hay varios indicadores disponibles, incluyendo aquellos relacionados con la seguridad humana (Alkire, 2003), la justicia social (Raworth, 2012), los derechos humanos y las evaluaciones de políticas (de la Barrera *et al.*, 2019; Haro *et al.*, 2021). La huella alimentaria (Figura 1) utiliza indicadores como la ingesta calórica para la salud y la cultura alimentaria para la sostenibilidad social, y el costo de la dieta para la sostenibilidad económica, enfatizando la importancia de los recursos financieros en la adquisición de alimentos.

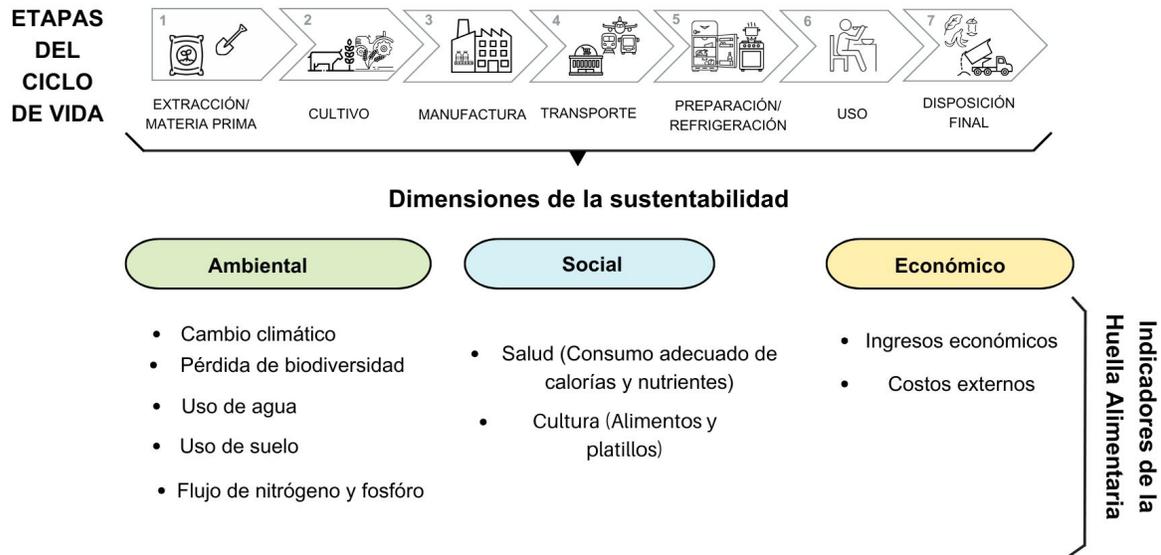


Figura 1. El marco de sustentabilidad de la huella alimentaria. Siete etapas en el ciclo de vida de un alimento o dieta en particular: 1) producción y adquisición de insumos, 2) cultivo de alimentos y cría de ganado, 3) procesamiento, 4) envasado y distribución, 5) preparación y almacenamiento (refrigeración), 6) uso (consumo), y 7) disposición final. (Birney *et al.*, 2017; Cambeses-Franco *et al.*, 2023; González-García *et al.*, 2021). Indicadores para cada dimensión de la sustentabilidad.

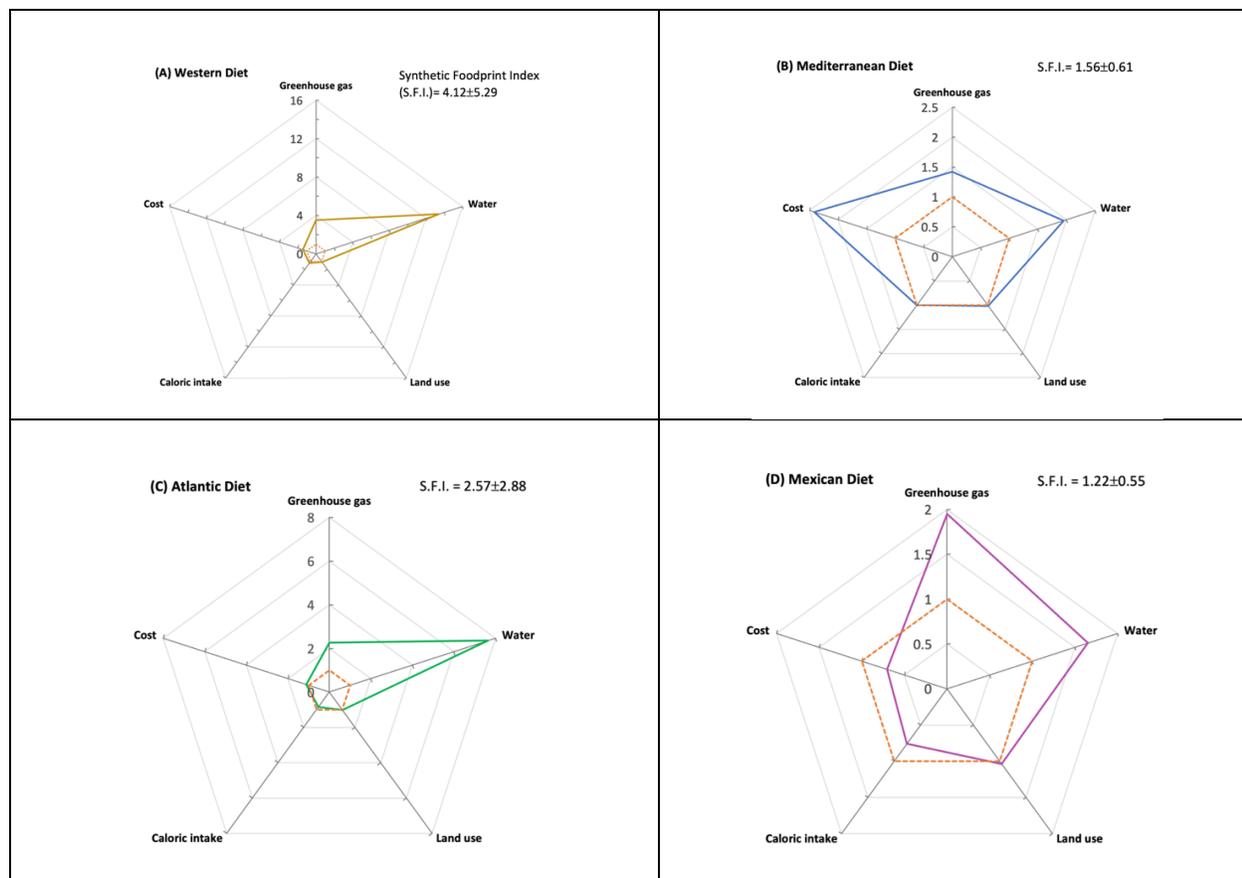
## Resultados y Discusión

El análisis de la huella alimentaria muestra cuatro dietas ejemplificadas (occidental, mediterránea, atlántica, mexicana) comparadas con la dieta planetaria que sobrepasan a esta última en los indicadores ambientales. El indicador social (salud) se refleja en la cantidad diaria de energía consumida por persona, y el indicador económico se mide con el costo diario de los alimentos. Las dietas estudiadas superan el límite de  $2 \text{ kg CO}_2\text{e} \cdot \text{persona}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$  recomendado por la dieta planetaria, con la dieta occidental mostrando el mayor impacto. Los costos diarios oscilan entre USD 2.79 para la dieta mexicana y USD 9.58 para la dieta occidental (Chen *et al.*, 2019; Pais *et al.*, 2022).

**Cuadro 1. Indicadores de la huella alimentaria de cinco dietas representativas.** Los valores de cada indicador son adimensionales y se expresan en relación con la dieta planetaria. La Huella Alimentaria es un índice sintético de sostenibilidad de las dietas que se calcula con el promedio de los indicadores individuales.

Dieta	Ingesta de energía	Emisiones GEI	Agua	Uso de suelo	Costo	Huella alimentaria
Mediterránea	1	1.42	1.95	1.02	2.41	1.56
Atlántica	0.84	2.26	7.65	1.02	1.12	2.58
Mexicana	0.75	1.95	1.65	1.03	0.7	1.22
Global	1.18	3.5	13.42	1.07	1.43	4.12
Planetaria	1	1	1	1	1	1

El Índice Sintético para la Huella Alimentaria (SFI) compara los valores de cada dieta con los de la dieta planetaria. Aunque todas las dietas analizadas tienen un SFI mayor al de la dieta planetaria, indicando que no son sostenibles, la dieta mexicana resulta ser la más cercana a la planetaria, mientras que la dieta occidental muestra el mayor impacto debido a sus emisiones de gases de efecto invernadero y consumo de agua. La dieta mediterránea presenta un impacto socioecológico moderado, mientras que la dieta atlántica tiene un SFI más alto (Figura 2) (Papadopoulou & Mellios, 2023).



**Figura 2.** Huella alimentaria de dietas representativas. Los valores a lo largo de cada eje de factor (adimensionales) se expresan en relación con la dieta planetaria para las dietas (A) occidental, (B) mediterránea, (C) atlántica y (D) mexicana. El pentágono punteado naranja en todos los paneles indica los valores de referencia de la dieta planetaria.

## Conclusiones

La huella alimentaria aplicada a cinco dietas muestra variaciones significativas, especialmente en los indicadores ambientales. Las dietas occidental y atlántica presentan un uso excesivo de agua, mientras que la dieta mediterránea es más costosa. Además, la dieta mexicana no alcanza la ingesta calórica recomendada. La adopción de una dieta basada en plantas puede ser una opción viable para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Pérez-Torres, 2022). La evaluación de la sostenibilidad a través de la huella alimentaria puede mejorar el diseño de políticas promoviendo una transición hacia dietas más sostenibles.

## Agradecimientos

Este trabajo fue realizado con fondos institucionales del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. LP-T recibió una generosa beca doctoral del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología, México.

## Literatura citada

- Alexander, P., Rounsevell, M. D. A., Dislich, C., Dodson, J. R., Engström, K., & Moran, D. (2015). Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change*, 35, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011>
- Alkire, S. (2003). *A Conceptual Framework for Human Security*. <https://doi.org/10.1080/13600818.2020.1854209>
- Alrøe, H. F., Møller, H., Læssøe, J., & Noe, E. (2016). Opportunities and challenges for multicriteria assessment of food system sustainability. In *Ecology and Society* (Vol. 21, Issue 1). Resilience Alliance. <https://doi.org/10.5751/ES-08394-210138>
- Andrieu, E., Darmon, N., & Drewnowski, A. (2006). Low-cost diets: More energy, fewer nutrients. *European Journal of Clinical Nutrition*, 60(3), 434–436. <https://doi.org/10.1038/sj.ejcn.1602331>
- Birney, C. I., Franklin, K. F., Davidson, F. T., & Webber, M. E. (2017). An assessment of individual foodprints attributed to diets and food waste in the United States. *Environmental Research Letters*, 12(10). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8494>
- Cáceres-Rodríguez, P., Jara, M., Parra-Soto, S., Troncoso-Pantoja, C., & Lataste-Quintana, C. (2023). Culinary preparations, how to determine when they are part of a sustainable diet? In *Revista Chilena de Nutrición* (Vol. 50, Issue 1, pp. 86–97). Sociedad Chilena de Nutrición Bromatología y Toxicología. <https://doi.org/10.4067/S0717-75182023000100086>
- Cambeses-Franco, C., González-García, S., Calvo-Malvar, M., Benítez-Estévez, A. J., Leis, R., Sánchez-Castro, J., Gude, F., Feijoo, G., & Moreira, M. T. (2023). A clustering approach to analyse the environmental and energetic impacts of Atlantic recipes - A Galician gastronomy case study. *Journal of Cleaner Production*, 383, 135360. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135360>
- Chen, C., Chaudhary, A., & Mathys, A. (2019). Dietary change scenarios and implications for environmental, nutrition, human health and economic dimensions of food sustainability. *Nutrients*, 11(4). <https://doi.org/10.3390/nu11040856>
- Clapp, J., Moseley, W. G., Burlingame, B., & Termine, P. (2022). Viewpoint: The case for a six-dimensional food security framework. In *Food Policy* (Vol. 106). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2021.102164>
- Dalin, C., Wada, Y., Kastner, T., & Puma, M. J. (2017). Groundwater depletion embedded in international food trade. *Nature*, 543(7647), 700–704. <https://doi.org/10.1038/nature21403>
- de la Barrera, E., Villalvazo-Figueroa, E. A., Díaz-Álvarez, E. A., Aguirre-Pérez, I. A., Alcázar-Aragón, A. A., Alvarado-Rodríguez, Á. A., Americano-Guerrero, D., Andrade-Campos, A., Arias-González, A., Arriaga-Suárez, R. A., Burciaga, R., Cabrera-Cuamba, K. A., Cancio-Coyac, B. A., Contreras-Guizar, C., Cristóbal-Reyes, S., Cruz, T. A., del-Río-Gómez, J. P., Díaz-Trasviña, C., Gaona-Villa, A., Villaseñor-Villanueva, A. (2019). 4T don't stand for tacos: An analysis of food and environmental security considerations in the new Mexican government's agricultural agenda. *F1000Research*, 8, 1768. <https://doi.org/10.12688/f1000research.20934.1>
- Galloway, J. N., Leach, A. M., Erisman, J. W., & Bleeker, A. (2017). Nitrogen: The historical progression from ignorance to knowledge, with a view to future solutions. *Soil Research*, 55(5–6), 417–424. <https://doi.org/10.1071/SR16334>
- González-García, S., Esteve-Llorens, X., González-García, R., González, L., Feijoo, G., Moreira, M. T., & Leis, R. (2021). Environmental assessment of menus for toddlers serviced at nursery canteen following the Atlantic diet recommendations. *Science of the Total Environment*, 770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145342>
- Hampf, A. C., Stella, T., Berg-Mohnicke, M., Kawohl, T., Kilian, M., & Nendel, C. (2020). Future yields of double-cropping systems in the Southern Amazon, Brazil, under climate change and technological development. *Agricultural Systems*, 177. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102707>
- Haro, A., Mendoza-Ponce, A., Calderón-Bustamante, Ó., Velasco, J. A., & Estrada, F. (2021). Evaluating Risk and Possible Adaptations to Climate Change Under a Socio-Ecological System Approach. *Frontiers in Climate*, 3. <https://doi.org/10.3389/fclim.2021.674693>
- He, P., Liu, Z., Baiocchi, G., Guan, D., Bai, Y., & Hubacek, K. (2024). Health-environment efficiency of diets shows nonlinear trends over 1990–2011. *Nature Food*. <https://doi.org/10.1038/s43016-024-00924-z>

- Hendriks, S. L. (2018). Food policy and nutrition economics in the SDG era\*. *Agrekon*, 57(3–4), 167–180. <https://doi.org/10.1080/03031853.2018.1479974>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019). Summary for Policymakers. In: 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. In *Climate Change and Land*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.001>
- Johnston, J. L., Fanzo, J. C., & Cogill, B. (2014). Understanding sustainable diets: A descriptive analysis of the determinants and processes that influence diets and their impact on health, food security, and environmental sustainability. In *Advances in Nutrition* (Vol. 5, Issue 4, pp. 418–429). American Society for Nutrition. <https://doi.org/10.3945/an.113.005553>
- Liu, Y., & Zhou, Y. (2021). Reflections on China's food security and land use policy under rapid urbanization. *Land Use Policy*, 109. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105699>
- Lombardi, G. V., Parrini, S., Atzori, R., Stefani, G., Romano, D., Gastaldi, M., & Liu, G. (2021). Sustainable agriculture, food security and diet diversity. The case study of Tuscany, Italy. *Ecological Modelling*, 458. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109702>
- Nesme, T., Metson, G. S., & Bennett, E. M. (2018). Global phosphorus flows through agricultural trade. *Global Environmental Change*, 50, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.004>
- Pais, D. F., Marques, A. C., & Fuinhas, J. A. (2022). The cost of healthier and more sustainable food choices: Do plant-based consumers spend more on food? *Agricultural and Food Economics*, 10(1). <https://doi.org/10.1186/s40100-022-00224-9>
- Papadopoulou, C.-A. and Mellios, N.: Integrating Water-Energy-Food-Ecosystems (WEFE) Nexus Indicators and SDGs , EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24–28 Apr 2023, EGU23-6277, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-6277>, 2023.
- Pérez-Torres, L. (2022, May). Mitigación del cambio climático con dieta sustentable basada en vegetales. *Gaceta Universidad Abierta y a Distancia de México*, 24–28. <https://bit.ly/3X7xf6X>, 2023 (accessed 11 March 2023.)
- Piplani, P., Gulati, P., Malik, S., Goyal, S., Gurbaxani, M., & Bagler, G. (2022). FoodPrint: Computing Carbon Footprint of Recipes. *Proceedings - 2022 IEEE 38th International Conference on Data Engineering Workshops, ICDEW 2022*, 95–100. <https://doi.org/10.1109/ICDEW55742.2022.00020>
- Ranganathan, J., Vennard, D., Waite, R., Searchinger, T., Dumas, P., Lipinski, B. (2015). Toward a sustainable food future. *Research Papers in Economics*, 66-79.
- Raworth, K. (2012). *A Safe and Just Space for Humanity: Can we live within the doughnut?* [www.oxfam.org/grow](http://www.oxfam.org/grow), 2024 (accessed 9 November 2023.)
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., Von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., ... Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Sci. Adv.* 9, eadh2458(2023). DOI: [10.1126/sciadv.adh2458](https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458)
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. et al. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475 (2009). <https://doi.org/10.1038/461472a/>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Sundin, N., Rosell, M., Eriksson, M., Jensen, C., & Bianchi, M. (2021). The climate impact of excess food intake - An avoidable environmental burden. *Resources, Conservation and Recycling*, 174. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105777>
- van Dooren, N., Leseman, B., & van der Meulen, S. (2021). How new food networks change the urban environment: A case study in the contribution of sustainable, regional food systems to green and healthy cities. *Sustainability (Switzerland)*, 13(2), 1–15. <https://doi.org/10.3390/su13020481>
- Wahlqvist ML, Lee MS. Regional food culture and development. *Asia Pac J Clin Nutr*. 2007;16 Suppl 1:2-7. PMID: 17392068.
- Walker, K. Z., O'Dea, K., Gomez, M., Girgis, S., & Colagiuri, R. (2010). Diet and exercise in the prevention of diabetes. *Journal of Human Nutrition and Dietetics*, 23(4), 344–352. <https://doi.org/10.1111/j.1365-277X.2010.01061.x>
- World Bank. (2024). *Food prices for nutrition*. International Comparison Program (ICP). <https://bit.ly/4g1UY1h>, 2024 (accessed 20 August 2024.)

## 8.5. Caracterización de sistemas silvopastoril dentro de la Cuenca del río Usumacinta, 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 acelerada deforestación del estado de Tabasco debido a la actividad ganadera extensiva ha resultado en la disminución de la cobertura vegetativa original y carbono almacenado en ecosistemas naturales. Este proceso de cambio uso de suelo continua por diversas situaciones socioeconómicas. En este sentido la implementación de sistemas silvopastoriles representa una opción viable para mitigar los efectos negativos de deforestación. El objetivo de este estudio fue caracterizar los sistemas y cuantificar el carbono almacenado en sistemas silvopastoriles dentro de la cuenca del río Usumacinta, Tenosique. Se aplicó una encuesta semiestructurada, a los productores se calculó el valor de importancia relativa de las especies arbóreas, se cuantificó carbono en biomasa arborea, pasto y hojarasca en cuarenta parcelas de muestreo, diez por cada sistema: arboles dispersos en potrero, cercas vivas, plantaciones forestales y monocultivo de pasto. Se identificaron 21 especies diferentes de árboles, de 1130 individuos registrados. El índice de valor de importancia relativa mostró que *Cedrela odorata* y *Tabebuia rosea* fueron las especies más dominantes en el sistema ADP, *Gliricidia sepium* en CV y *Tectona grandis* en el PF. El número promedio de especies varió de 11 a 15 en cada sistema. El almacenamiento de carbono vario entre sistemas silvopastoriles y MNP. Siendo PF el que almaceno un 87 % más carbono con respecto a monocultivo de pasto. Los resultados sugieren que existe una necesidad potencial de ampliar la investigación en más reservorios y ofrecer mayor educación sobre el uso e implementación de los sistemas silvopastoriles y sus servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** *Etnobotánica, leguminosas, arbóreas, servicios ecosistémicos, forestales.*

### Abstract

The accelerated deforestation in the state of Tabasco due to extensive cattle ranching has resulted in the decrease of the original vegetative cover and carbon stored in natural ecosystems. This process of land use change continues due to various socio-economic situations. In this sense, the implementation of silvopastoral systems represents a viable option to mitigate the negative effects of deforestation. The objective of this study was to characterise the systems and quantify the carbon stored in silvopastoral systems in the Usumacinta River basin, Tenosique. A semi-structured survey was applied to producers, the relative importance value of tree species was calculated, carbon in tree biomass, grass and leaf litter was quantified in forty sample plots, ten for each system: scattered trees in pasture, live fences, forest plantations and grass monoculture. Twenty-one different tree species were identified out of 1130 recorded individuals. The relative importance value index showed that *Cedrela odorata* and *Tabebuia rosea* were the most dominant species in the ADP system, *Gliricidia sepium* in CV and *Tectona grandis* in PF. The average number of species varied from 11 to 15 in each system. Carbon storage varied between silvopastoral and MNP systems. PF stored 87% more carbon than monoculture grassland. The

results suggest that there is a potential need to expand research into more reservoirs and provide more education on the use and implementation of silvopastoral systems and their ecosystem services.

**Keywords:** *Ethnobotany, legumes, trees, ecosystem services, forestry.*

## Introducción

En México, en las últimas décadas los modelos de producción agrícola de forma extensiva en las regiones tropicales se han caracterizado por la transformación de los bosques en grandes áreas de cultivos y pastizales en monocultivo, impulsada por la creciente demanda de alimentos y otros productos naturales (Butt et al., 2005; Dirzo et al., 2009; FAO, 2015). Por lo que se considera a estas actividades como las principales impulsoras de la deforestación que más han impactado al ambiente y a los recursos naturales, haciéndolas responsables de la simplificación de los agroecosistemas (Wassenaar et al., 2007). En el sureste de México, los estados de Tabasco y Chiapas, las emisiones de CO<sub>2</sub> han aumentado especialmente por la conversión de tierras forestales a pastizales y la fermentación entérica del ganado (Aryal et al., 2018).

El estado de Tabasco, se ha acelerado el cambio uso de suelo por la ganadería extensiva, es la causa principal en las comunidades rurales. El estado estaba cubierto en su mayoría por selva tropical y esta ha sido deforestada ocasionando la pérdida de biodiversidad en ecosistemas tropicales, así como la disminución de la superficies boscosa (CONABIO, 2021; Toledo et al., 1995). Esta situación ha favorecido la expansión de la frontera agrícola, pecuaria y poblacional (Nicholson et al., 2001). Cincuenta años de políticas gubernamentales de recursos para el desarrollo de la ganadería extensiva, particularmente en los ejidos o tierras comunales (Sánchez Merlos et al., 2005), han reducido el área de bosques y masa forestal tropical del 49 % de cobertura vegetal en el año de 1940, al 8 % en la década de 1990 (Palacio-Prieto et al., 2000) y al 4 % en la primer década del siglo XXI (INEGI, 2013) 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.

Una alternativa tecnológica que podría contrarrestar los efectos negativos de la deforestación es el uso e implementación de los Sistemas silvopastoriles (SSP) como forma de uso de suelo, caracterizados por la interacción biológica de plantas leñosas perennes con áreas de pastizales y animales. Los SSP contribuyen en diversificar y optimizar la producción con enfoque de sostenibilidad del suelo para las actividades ganaderas locales (Casanova-Lugo et al., 2014) y restringir un mayor avance de la frontera agrícola y ganadera en las áreas boscosas restantes. En este contexto, los sistemas de árboles dispersos en potreros en pastoreo (ADP), cercas vivas (CV), y pastoreo bajo plantaciones forestales (PF) son los sistemas silvopastoriles más utilizado en la sierra de Tabasco, se convierte en la opción más viable para iniciar un cambio en la cultura ganadera local (Grande et al., 2010).

Actualmente los sistemas silvopastoriles constituyen la forma persistente de la vegetación a lo largo de los paisajes ganaderos. Este manejo diversificado del paisaje forma parte del modo de vida campesino y al mismo tiempo, representa una oportunidad para evaluar el potencial de restauración de estos ecosistemas (Vieira & Scariot, 2006). En este sentido, se busca integrar el uso y la conservación de los recursos naturales con las necesidades productivas de la población (Maass et al., 2005). Para implementar nuevas alternativas en las localidades rurales, debe considerarse el conocimiento sobre sus sistemas de producción, los cuales incorporan relaciones de tipo económico, social, ambiental y cultural (Parra-Vázquez et al., 1993). Por lo anterior el objetivo de este estudio fue realizar una caracterización y cuantificar el carbono almacenado en los sistemas silvopastoriles dentro de la cuenca del río Usumacinta, Tenosique, Tabasco.

## Materiales y Métodos

## Área de estudio

El estudio se realizó en el Área de Protección de Flora y Fauna Cañón del Usumacinta (APFFCU) abarcando seis ejidos: Redención del Campesino, Bejucal, Francisco Villa, Allende, Repasto y Miguel Hidalgo, del municipio de Tenosique, Tabasco, México, (Figura 1) 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 en la zona oscila entre los 28 °C y 35 °C; La altura sobre el nivel de la mar varía de los 112 a 184 metros (Hudson et al., 2005; INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía), 2009). Los suelos predominantes en la zona son: Vertisoles, gleysoles y feozems, que están bajo un sistema de pastoreo intensivo.

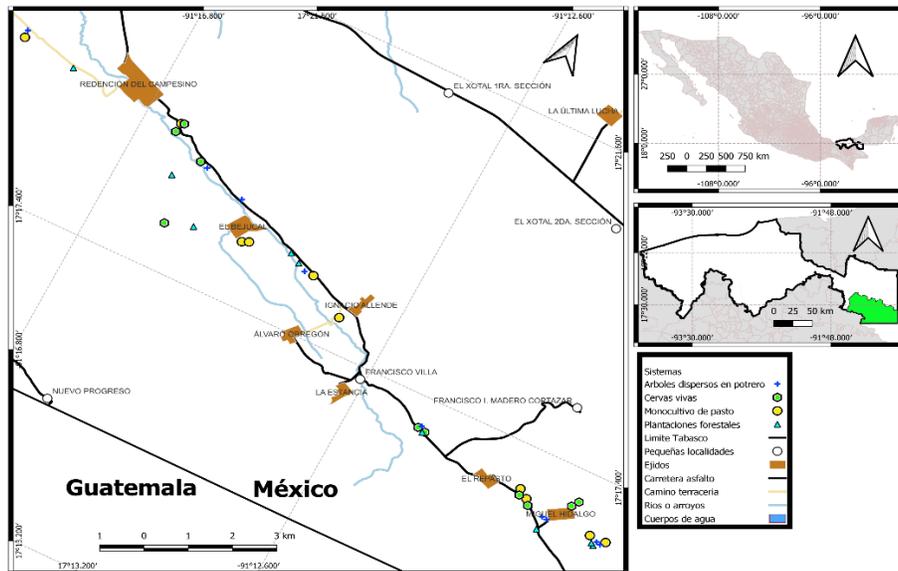


Figura 1. Localización del área de estudio, de los ejidos dentro de la Cuenca del río Usumacinta en Tenosique, Tabasco, México.

## Metodología

El muestreo se realizó en tres diferentes sistemas ganaderos más comunes de la región a) árboles dispersos en pastizales (ADP), b) cercas vivas (CV), y c) monocultivo de pastos sin árboles (MP). Se utilizaron 40 parcelas de 1000 m<sup>2</sup> cada una, 10 por cada sistema ganadero. Donde se llevaron a cabo los muestreos de inventario florístico de los árboles y cuantificación del almacenamiento de carbono en biomasa arbórea, se midió todos los árboles  $\geq 2.5$  cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) 1.30 m y altura del árbol en una subparcela con un área de 1000 m<sup>2</sup>, para ADP, PF y MNP; en CV, se midieron los árboles en un transecto lineal de 100 metros. Se midió el diámetro de altura del pecho (DAP) y altura total del árbol. Los datos de densidad de madera fueron utilizados de la base de datos mundiales de densidad de madera (Zanne *et al.*, 2009). Se cuantificó la biomasa aérea mediante el uso de una ecuación alométrica para árboles tropicales (Chave *et al.*, 2014).

$$AGB = 0.0673X(\rho D^2 H)^{0.976} \quad (1)$$

Donde: AGB es la biomasa aérea del árbol (kg),  $\rho$  es la densidad de la madera de la especie (g cm<sup>-3</sup>), D es el diámetro a la altura del pecho (cm) y H es la altura total del árbol (m).

## Análisis de datos

Se realizaron pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov a los datos. Se sometieron los datos a un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para probar el efecto de los sistemas sobre el carbono en

biomasa de árboles, biomasa de pastos, así como los índices de diversidad de especies. Cuando fue significativo, se utilizó una prueba HSD de Tukey a un nivel de significancia del 95 % para determinar las diferencias significativas entre las medias del sistema. Los análisis de datos se realizaron con el software estadístico Statistical versión 10.0 para Windows (StatSoft, Inc. 2010).

## Resultados y discusión

### *Caracterización de los sistemas silvopastoriles*

Se realizó una evaluación de los tres sistemas silvopastoriles registrando un total de 1130 individuos de 21 especies diferentes. Representando en promedio 283 individuos por ha, con  $DBH \geq 1$  cm). El índice de valor de importancia mostró que *Cedrela odorata* y *Tabebuia rosea* fueron las especies más dominantes en el sistema ADP, *Gliricidia sepium* en CV y *Tectona grandis* en el PF (Cuadro 1). El número promedio de especies varió de 11 a 15 en cada sistema.

**Cuadro 1. Composición de especies leñosas (índice de valor de importancia relativa) en tres sistemas silvopastoriles: árboles dispersos en pastizal (ADP), cercas vivas (CV), y plantación forestal en pastoreo (PF).**

Especies	ADP	CV	PF
<i>Annona squamosa</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Byrsonima crassifolia</i>	0.10	0.04	0.00
<i>Cecropia obtusifolia</i>	0.00	0.00	0.08
<i>Cedrela odorata</i>	0.97	0.41	0.15
<i>Ceiba pentandra</i>	0.00	0.00	0.06
<i>Citrus aurantium</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Gliricidia sepium</i>	0.04	1.05	0.00
<i>Gmelina arborea</i>	0.25	0.24	0.00
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0.00	0.04	0.11
<i>Haematoxylon brasiletto</i>	0.00	0.09	0.12
<i>Haematoxylum campechianum</i>	0.09	0.00	0.00
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	0.26	0.00	0.11
<i>Parmentiera aculeata</i>	0.05	0.00	0.00
<i>Pithecellobium dulce</i>	0.00	0.12	0.00
<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	0.00	0.13	0.26
<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	0.17	0.00	0.03
<i>Psidium guajava</i>	0.04	0.00	0.00
<i>Swietenia macrophylla</i>	0.25	0.05	0.21
<i>Tabebuia rosea</i>	0.50	0.24	0.24
<i>Tectona grandis</i>	0.05	0.59	2.02
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0.14	0.00	0.08

De acuerdo a los resultados todas las especies se encontraron con usos múltiples según criterios establecidos por (Cabrera-Pérez *et al.*, 2013; Villanueva-Partida *et al.*, 2016). Con nueve usos locales para los árboles. La principal categoría de uso fue venta de madera, seguida por el uso como combustible (leña) emparejada con madera para postes, sombra y pastoreo para el ganado. Posteriormente el uso de tablas para la construcción o arreglo de las casas, seguida por madera para diseñar muebles y finalmente colección de semillas para reproducir plantas en vivero. En total, siete de las especies reportadas son introducidas como teca, melina, mango, naranja, cacao, guanábana y guayaba; con una buena aceptación

para producirlas y obtener beneficios como consumo de frutas. El total de las especies arbóreas, 23.8% pertenece a las Fabaceae (Leguminosas), seguida por Bignoniaceae, Lamiaceae, Malvaceae, Meliaceae, Rutaceae con 9,5%, las familias Annonaceae, Malpighiaceae, Moraceae, Myrtaceae y Urticaceae con 4.8% del total de los árboles.

### Almacén de carbono en sistemas silvopastoriles

Figura 2, los resultados en biomasa aérea presentaron diferencias estadísticamente significativas ( $F = 15.096$ ,  $P = 0,00$ ) entre los tres sistemas silvopastoriles (Figura 2A). Este fue mayor en las plantaciones forestales con  $54,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Fue menor en CV que almacenó  $10,71 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . La masa de hojarasca también presentó diferencias significativas entre sistemas ( $F=5.71$ ,  $P= 0.002$ ) y continuo con la misma tendencia anterior  $PF > ADP > CV$ , PF tuvo el mayor almacén de hojarasca seguido de ADP y CV (Figura 2B). La biomasa de pastos presentó diferencias estadísticamente significativas ( $F=6,22$ ,  $P= 0,001$ ) entre los sistemas silvopastoriles. El monocultivo de pastizales mostró mayor biomasa de pastos ( $9,07 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) seguido de CV, ADP y PF (Figura 2C).

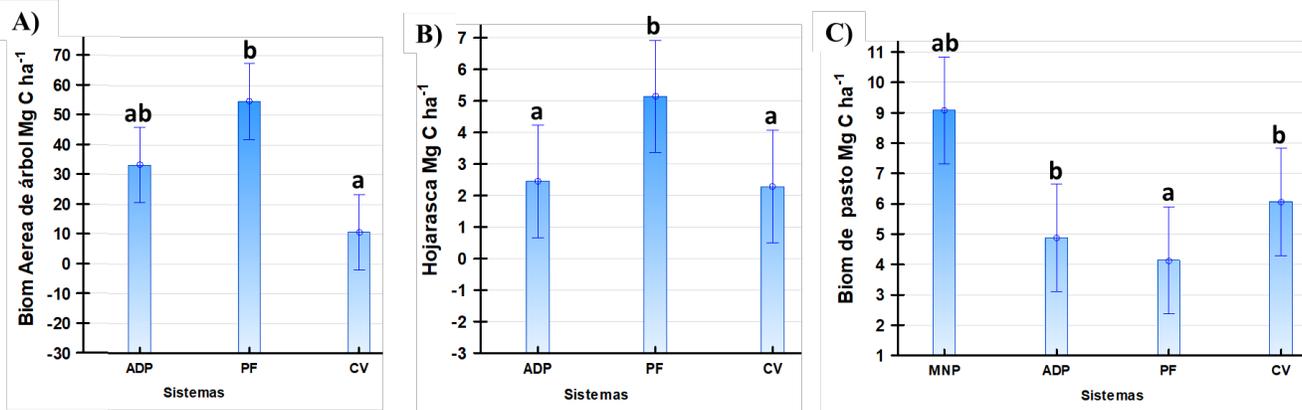


Figura 2. Almacenamiento de carbono en biomasa aérea, biomasa de pasto y hojarasca ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ), entre tres sistemas silvopastoriles y monocultivo de pasto. FP = plantaciones forestales, ADP = árboles dispersos en pastura, CV = cercas vivas, MNP = monocultivo de pasto. Las letras minúsculas en superíndice indican diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre sistemas, Los bigotes: error estándar, IC: intervalo de confianza.

Con respecto a los resultados de almacenamiento de carbono de los sistemas silvopastoriles en comparación con MNP en otros estudios se ha reportado que varía con la composición de especies, edad del sistema, la densidad de los estratos arbóreos y clasificación de los sistemas (López-Hernández *et al.*, 2023; Schinato *et al.*, 2023). El secuestro de carbono a través de los sistemas silvopastoriles tienen una contribución significativa en la compensación de las emisiones totales de gases de efecto invernadero del sector ganadero (Brook *et al.*, 2022; Schinato *et al.*, 2023)

## Conclusiones

La composición de especies de árboles difirió entre sistemas silvopastoriles, pero comparten algunas de las especies entre sí. Los árboles dispersos en sistemas de pasturas tuvieron una distribución más uniforme de especies de árboles, mientras que las cercas vivas y las plantaciones forestales estuvieron dominadas por unas pocas especies. El almacenamiento de carbono varió entre sistemas silvopastoriles y monocultivo de pasto. Siendo PF el que almacenó más carbono en 87 % más con respecto a monocultivo de pasto. Los resultados sugieren que existe una necesidad potencial de ampliar la investigación y ofrecer mayor educación sobre el tema de la importancia del uso e implementación de los sistemas silvopastoriles y sus servicios ecosistémicos que nos ofrecen.

## Literatura citada

- Aryal, D. R., Morales Ruiz, D. E., Tondopó Marroquín, C. N., Pinto Ruiz, R., Guevara Hernández, F., Venegas Venegas, J. A., Ponce Mendoza, A., Villanueva López, G., Casanova Lugo, F., & Rodríguez Larramendi, L. A. (2018). Soil organic carbon depletion from forests to grasslands conversion in Mexico: A Review. *Agriculture*, 8(11), 181.
- Brook, R., Forster, E., Styles, D., Mazzetto, A. M., Arndt, C., Esquivel, M. J., & Chadwick, D. (2022). Silvopastoral systems for offsetting livestock emissions in the tropics: A case study of a dairy farm in Costa Rica. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(5), 101.
- Butt, T., Mccarl, BA, Angerer, j., & Dyke, PT. (2005). Las implicaciones economicas y de seguridad alimentaria del cambio climatico en Mali. *cambio climatico*, 355-378.
- Cabrera-Pérez, S., Ochoa-Gaona, S., Mariaca-Méndez, R., González-Valdivia, N., Guadarrama-Olivera, M., & Gama, L. (2013). Vulnerabilidad por aprovechamiento y distribución de especies leñosas desde la perspectiva comunitaria en la reserva Cañón del Usumacinta, Tabasco, México. *Polibotánica*, 35, 143-172.
- Casanova-Lugo, F., González-Gómez, J., Flores-Estrada, M., López-Santiago, G., & García-Gómez, M. (2014). Estructura, composición y usos de los árboles de la selva baja caducifolia en Apatzingán, Michoacán. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17(2), 255-259.
- CONABIO. (2021). *La biodiversidad en Tabasco: Estudio de Estado*.
- Dirzo, R., Aguirre, A., & López, J. C. (2009). Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1(1).
- FAO. (2015). Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Compendio de datos*.
- Grande, D., León, F. D., Nahed, J., & Pérez-Gil, F. (2010). Importance and function of scattered trees in pastures in the Sierra Region of Tabasco, Mexico. *Research Journal of Biological Sciences*, 5(1), 75-87.
- 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*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Clave geoestadística 17007*.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2013). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1: 250 000, serie V (capa unión)', escala: 1: 250000*.
- López-Hernández, J. C., Aryal, D. R., Villanueva-López, G., Pinto-Ruiz, R., Reyes-Sosa, M. B., Hernández-López, A., Casanova-Lugo, F., Venegas-Venegas, J. A., Medina-Jonapa, F. J., & Guevara-Hernández, F. (2023). Carbon storage and sequestration rates in *Leucaena leucocephala*-based silvopasture in Southern Mexico. *Agroforestry Systems*, 1-17.
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V. J., & García-Oliva, F. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and society*, 10(1).
- Nicholson, C. F., Blake, R. W., Reid, R. S., & Schelhas, J. (2001). Environmental impacts of livestock in the developing world. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 43(2), 7-17.
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.-F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., & Palma Muñoz, M. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones geográficas*, 43, 183-203.
- Parra-Vázquez, M. R., Nahed-Toral, J., Soto-Pinto, M., García-Aguilar, M., & García-Barrios, L. (1993). El sistema ovino tzotzil de Chiapas: I. Dinámica del manejo integral. *Agrociencia*, 3, 79-97.
- Sánchez Merlos, D., Harvey, C. A., Grijalva, A., Medina, A., Vilchez, S., & Hernández, B. (2005). Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista de biología tropical*, 53(3-4), 387-414.
- Schinato, F., Munka, M. C., Olmos, V. M., & Bussoni, A. T. (2023). Microclimate, forage production and carbon storage in a eucalypt-based silvopastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 344, 108290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108290>
- Toledo, V. M., Bátis, A. I., Becerra, R., Martínez, E., & Ramos, C. H. (1995). La selva útil: Etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia*, 20(4), 177-187.
- Vieira, D. L., & Scariot, A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration ecology*, 14(1), 11-20.
- Villanueva-Partida, C., Casanova-Lugo, F., Villanueva-López, G., González-Valdivia, N., Oros-Ortega, I., & Díaz-Echeverría, V. (2016). Influence of the density of scattered trees in pastures on the structure and species composition of tree and grass cover in southern Tabasco, Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.020>
- Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P. H., Rosales, M., Ibrahim, M., & Steinfeld, H. (2007). Projecting land use changes in the Neotropics: The geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17(1), 86-104.

**PM**  
Programa Mexicano del Carbono  
RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**



[www.pmc carbono.org](http://www.pmc carbono.org)