

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

**ALMACENES DE CARBONO Y EMISIONES DE METANO EN  
MANGLARES CON DIFERENTE COMPOSICIÓN DE ESPECIES EN  
LA COSTA DE VERACRUZ, MÉXICO.**

DIEGO ALEJANDRO JUNCA GÓMEZ

UNIVERSIDAD EL BOSQUE

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ D.C

2018

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

**ALMACENES DE CARBONO Y EMISIONES DE METANO EN  
MANGLARES CON DIFERENTE COMPOSICIÓN DE ESPECIES EN  
LA COSTA DE VERACRUZ, MÉXICO.**

AUTOR

DIEGO ALEJANDRO JUNCA GÓMEZ

DIRECTOR

MARÍA ELIZABETH HERNÁNDEZ ALARCÓN

UNIVERSIDAD EL BOSQUE

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ D.C

2018

### **Agradecimientos**

A Dios. Por permitirme vivir y poder generar experiencias de aprendizaje y desarrollo propio.

A mi mamá Mercy Gómez y mi papá Carlos Junca por el apoyo incondicional y aporte de valores durante el desarrollo de mi vida como profesional y humano, quienes han sido el pilar fundamental de lo que soy hoy en día.

Al instituto INECOL por darme la oportunidad de aprender y poner en practica mis conocimientos.

A la Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón por brindarme constante apoyo en las diferentes dificultades y aportar en el desarrollo educativo y personal.

A los estudiantes Edwin Zamora, Aldair Osorio, Ana Cristóbal y al técnico Alejandro por su acompañamiento en el desarrollo de las actividades en campo.

A Laura Díaz por el constante apoyo y ayuda en los momentos importantes.

A la Universidad el Bosque y docentes de la facultad de Biología por aportarme su conocimiento para poder ser un excelente profesional.

**Nota de salvedad Institucional**

"La Universidad El Bosque no se hace responsable de los conceptos emitidos por los investigadores en su trabajo, solo velará por el rigor científico, metodológico y ético del mismo en aras de la búsqueda de la verdad y la justicia"

## Tabla de contenido

<b>Resumen</b> .....	
<b>Abstract</b> .....	
<b>1.Introducción</b> .....	<b>1</b>
<b>Marco teórico</b> .....	<b>3</b>
<i>1.1 Manglares</i> .....	3
<i>1.1.2 Vegetación de los manglares</i> .....	4
<i>1.1.3 Distribución geográfica de los manglares</i> .....	7
<i>1.2.Gases de efecto invernadero y almacenes de carbono</i> .....	9
<i>1.2.1 El metano (CH<sub>4</sub>)</i> .....	10
<i>1.2.2 Almacenes de carbono</i> .....	11
<i>1.2.3 Biogeoquímica de los manglares</i> .....	12
<i>1.2.4 Ciclo del carbono en los manglares</i> .....	13
<b>Antecedentes de la investigación</b> .....	<b>15</b>
<i>2. Experiencias en la cuantificación de almacenes de carbono en manglares</i> .....	15
<i>2.1 Experiencias en la medición de emisiones de gases de efecto invernadero en manglares</i> .....	15
<b>3. Justificación</b> .....	<b>17</b>
<b>4. Pregunta de investigación</b> .....	<b>20</b>
<b>5. Objetivos</b> .....	<b>21</b>
<i>5.1 Objetivo general</i> .....	21
<i>5.2 Objetivos específicos</i> .....	21
<b>6. Hipótesis</b> .....	<b>22</b>
<b>7. Métodos</b> .....	<b>23</b>
<i>7.1 Área de estudio</i> .....	23

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México	Junca-Gómez, D
7.1.2 Parcelas de monitoreo.....	25
7.2 Diseño del muestreo .....	26
7.3 Mediciones de flujo de metano.....	26
7.4 Cálculos de almacenes de carbono en Biomasa aérea .....	27
7.5 Almacenes de carbono en suelo .....	28
7.5.1 Densidad aparente.....	29
7.5.2 Concentración de materia orgánica en suelo .....	29
7.6 Concentración de carbono en raíces.....	31
7.7 Análisis del agua .....	32
7.8 Análisis estadísticos.....	33
<b>8. Resultados y Discusión.....</b>	<b>34</b>
8.1 Almacenes de carbono en suelo, biomasa aérea y raíces .....	34
8.2 Concentración de carbono en suelo.....	36
8.3 Emisiones de metano (temporalidad de enero a junio).....	38
8.3.1 Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR).....	38
8.3.2 La Mancha – manglar negro (MMN).....	39
8.3.3 La Mancha – manglar mixto (MMM).....	40
8.3.4 Boca Andrea – Manglar blanco (BAMB).....	41
8.4 Promedio de las emisiones de metano en todo el estudio .....	42
8.5 Emisiones de metano entre temporadas.....	43
8.6 Características ambientales .....	47
8.6.1 Temperatura del suelo.....	49
8.6.2 Temperatura ambiente.....	50
8.6.3 Calidad del agua .....	52
8.6.3.1 Salinidad.....	52

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México	Junca-Gómez, D
8.6.3.2 <i>Concentración de cloruros</i> .....	53
8.6.3.3 <i>Concentración de nitratos</i> .....	56
8.6.3.4 <i>Concentración de sulfatos</i> .....	57
<b>9. Conclusiones</b> .....	<b>60</b>
<b>10. Recomendaciones</b> .....	<b>63</b>
<b>11. Bibliografía</b> .....	<b>64</b>
<b>12. Anexos</b> .....	<b>71</b>
<i>Anexo 1. Análisis de varianza almacenes de carbono en suelo, biomasa aérea y raíces.</i>	71
<i>Anexo 2. Promedio de las emisiones de metano en todo el estudio</i> .....	72

## Lista de figuras

<i>Figura 1. Distribución mundial del ecosistema de manglar. Fuente: Atlas mundial de los manglares. Citado en: (Spalding et al., 1997) .....</i>	<i>7</i>
<i>Figura 2. Distribución de ecosistema de manglar a nivel regional. Fuente: Programa de monitoreo de los manglares de México a largo plazo. Citado en (Acosta y Rodríguez, 2007).....</i>	<i>8</i>
<i>Figura 3. Representación del ciclo del carbono en manglares. Fuente: Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. Citado en: (Herrera-Silveira et al., 2016).....</i>	<i>13</i>
<i>Figura 4. Ubicación de los sitios de estudio en la planicie costera del Golfo de México...23</i>	<i>23</i>
<i>Figura 5. Estaciones de muestreo según su posición geográfica: (A) Boquilla de oro (Rhizophora mangle), (B) Boca Andrea (Laguncularia racemosa), (C) La Mancha (Avicennia germinans), (D) La Mancha - Manglar mixto (L. racemosa, R. mangle, A, germinans).....</i>	<i>25</i>
<i>Figura 6. Ecuación para determinación del porcentaje de materia orgánica en suelo. ....</i>	<i>30</i>
<i>Figura 7. Estimativo de Biomasa aérea, carbono en suelo y carbono en raíces para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo- BMR; Boca Andrea manglar blanco- BAMB; La Mancha manglar mixto - MMM y La Mancha manglar negro – MMN. ....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 8. Concentración de carbono para los cuatro tipos de manglares estudiados Boquilla de Oro manglar rojo- BMR; Boca Andrea manglar blanco- BAMB; La Mancha manglar mixto - MMM y La Mancha manglar negro – MMN.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 9. Variaciones temporales de emisiones de metano (<math>\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}</math>) comprendido entre los meses de enero y junio para Boquilla de Oro, manglar rojo (BMR). Los valores son promedios (<math>n=3</math>) y las barras representan el error estándar. ....</i>	<i>39</i>
<i>Figura 10. Variaciones temporales de emisiones de metano (<math>\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}</math>) comprendido entre los meses de enero y junio para La mancha, manglar negro (MMN). Los valores son promedios (<math>n=3</math>) y las barras representan el error estándar. ....</i>	<i>40</i>

<i>Figura 11. Variaciones temporales de emisiones de metano (<math>\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}</math>) comprendido entre los meses de enero y junio para La mancha, manglar mixto (MMM). Los valores son promedios (<math>n=3</math>) y las barras representan el error estándar. ....</i>	<i>41</i>
<i>Figura 12. Variaciones temporales de emisiones de metano (<math>\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}</math>) comprendido entre los meses de enero y junio para Boca Andrea, manglar blanco (BAMB). Los valores son promedios (<math>n=3</math>) y las barras representan el error estándar. ....</i>	<i>42</i>
<i>Figura 13. Emisiones de metano entre temporadas y total del estudio para Boquilla de oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La mancha manglar mixto MMM y La mancha manglar negro MMN. ....</i>	<i>47</i>
<i>Figura 14. Hidroperiodo comprendido entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN. ....</i>	<i>48</i>
<i>Figura 15. Temperatura edáfica comprendida entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN. ....</i>	<i>50</i>
<i>Figura 16. Temperatura ambiente comprendida entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN. ....</i>	<i>52</i>
<i>Figura 17. Salinidad (ppt) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018.</i>	<i>53</i>
<i>Figura 18. Concentración en <math>\text{g L}^{-1}</math> de cloruros (Cl) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018. ....</i>	<i>55</i>
<i>Figura 19. Concentración en <math>\text{mg L}^{-1}</math> de nitratos (<math>\text{NO}_3</math>) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018. ....</i>	<i>57</i>
<i>Figura 20. Concentración en <math>\text{mg L}^{-1}</math> de sulfatos (<math>\text{SO}_4</math>) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018. ....</i>	<i>59</i>

**Lista de tablas**

*Tabla 1. Ecuaciones alométricas para el cálculo de biomasa aérea en Rhizophora mangle, Avicennia germinans y Laguncularia racemosa. AGB: Biomasa aérea (dato establecido), DR: Diámetro por encima de la raíz de la hélice más alta (cm), DBH: Diámetro a la altura del pecho. Fuente: Reservas de carbono y tasas de retención de suelos de los humedales ribereños tropicales. Citado en: Adame et al. (2015).....28*

**Lista de Anexos**

<i>Cuadro 1. Análisis de varianza para carbono en suelo .....</i>	<i>71</i>
<i>Cuadro 2. Análisis de varianza para Biomasa aérea .....</i>	<i>71</i>
<i>Cuadro 3. Análisis de varianza para Carbono en raíces.....</i>	<i>72</i>
<i>Cuadro 4. Análisis de varianza para Carbono en raíces.....</i>	<i>72</i>
<i>Cuadro 5. Prueba de comparación múltiple (Tukey) para el promedio de las emisiones de metano en todo el estudio.....</i>	<i>72</i>
<i>Cuadro 6. Análisis de varianza para calidad de agua – Salinidad .....</i>	<i>73</i>

## Resumen

En México existe poca información sobre la función de los manglares en el ciclo del carbono y su relación con las tasas de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) bajo diferentes condiciones ambientales y su papel como sumideros de carbono. Este estudio cuantificó las emisiones mensuales de metano y los almacenes de carbono en suelo, biomasa aérea y raíces subterráneas de cuatro zonas de manglar con diferente composición de especies de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y en un manglar mixto con las tres especies. El estudio se llevó a cabo en tres lagunas costeras de la planicie costera del Estado de Veracruz, México, La Mancha - manglar negro (MMN) La Mancha – manglar mixto (MMM), Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) y Boca Andrea – manglar blanco (BAMB). Los flujos de CH<sub>4</sub> se midieron por el método de cámara cerrada y los almacenes de carbono para suelos se tomaron con un nucleador de turba ruso tomando 6 muestras de suelo en cada sitio. El almacén de carbono en biomasa se determinó por mediciones de DAP estableciendo tres parcelas cuadradas de 10 x 10 mts, dentro de un área núcleo y los almacenes de carbono en raíces se tomaron mediante tubos de PVC de volumen conocido tomando 3 muestras por estación de monitoreo. Los resultados mostraron que las emisiones de CH<sub>4</sub> más altas significativamente se presentaban en el sitio BMR en todo el estudio (6.70 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) y entre temporadas Invierno (**I**) – Primavera (**P**) ( **I** = 7.76 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> – **P** = 10.55 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), sitio que presentó una inundación constante, suelos orgánicos y una concentración de sales muy baja favoreciendo la producción de CH<sub>4</sub>; y las menores emisiones en todo el estudio correspondieron a MMM (0.05 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), MMN (0.0005 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), BAMB (-0.007 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) y entre temporadas, (MMM **I** = 0.08 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> – **P** = -0.004 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>; BAMB **I** = -0.01 mg

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

$m^{-2} \text{ min}^{-1} - P = 0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ;  $MMN \text{ I} = -0.002 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1} - P = 0.005 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), Los sitios que no presentaron una inundación constante, tenían suelos que no eran muy orgánicos y presentaban altas concentraciones de sales. El almacén de carbono en suelo más alto se encontró para BAMB ( $1276.72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) aclarando que los suelos de este sitio eran arenosos y mucho más pesados pero presentaba bajas concentraciones de carbono, Le siguió BMR ( $533.83 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), y con valores menores MMM ( $440.10 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y MMN ( $401.46 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los sitios. El almacén de carbono en biomasa tampoco fue significativamente diferente entre los sitios (MMM,  $20.88 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; BAMB,  $34.31 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; BMR,  $88.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; MMN,  $98.71 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y el almacén de carbono en raíces tampoco varió significativamente entre los sitios (MMN,  $1.34 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; BAMB,  $3.24 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; MMM,  $3.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; BMR  $7.23 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Un análisis de correlación con los factores ambientales mostró que las emisiones de  $\text{CH}_4$  presentaron una variación inversa con  $\text{NO}_3$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4$  lo que sugiere que su producción se da por la baja concentración de estos iones. Así mismo presentó una correlación positiva con el hidropériodo y la temperatura ambiente, dando a conocer que los suelos inundados favorecen la producción de  $\text{CH}_4$  y la temperatura ambiente aumenta la concentración del gas en los periodos cálidos y disminuye en los periodos fríos.

**Palabras claves:** Emisiones de metano, almacenes de carbono, manglares, calidad de agua, parámetros ambientales.

### Abstract

In Mexico there is little information on the role of mangroves in carbon cycling and their relation to greenhouse gas (GHG) emission rates under different environmental conditions and their role as carbon sinks. This study quantified the monthly methane emissions and carbon stores in soil, aerial biomass and underground mangrove roots of mangroves with different species composition: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* and in a mixed mangrove with the three species. The study was carried out in three coastal lagoons of the coastal plain of the State of Veracruz, Mexico: La Mancha - black mangrove (MMN), mixed mangrove stand (MMM), Boquilla de Oro - red mangrove (BMR) and Boca Andrea - white mangrove (BAMB). The CH<sub>4</sub> flows were measured by the closed chamber method and the carbon stores for soils were taken with a Russian peat nucleator taking 6 soil samples at each site. The biomass carbon store was determined by DAP measurements establishing three square plots of 10 x 10 within a core area and carbon stores in roots were taken through PVC tubes of known volume taking 3 samples per monitoring station. The results showed that the highest CH<sub>4</sub> emissions were significantly observed at the site BMR throughout the study ( $6.70 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) and between seasons Winter (I) - Spring (P) ( I  $7.76 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  – P  $10.55 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), corresponding to the site that presented a constant flood; the organic soils and the concentration of salts were very low, which favored the production of CH<sub>4</sub>. The lowest emissions in the entire study corresponded to MMM,  $0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  followed by MMN,  $0.0005 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  and BAMB,  $-0.007 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Results between seasons showed MMM (I)  $0.08 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  – (P)  $-0.004 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , BAMB (I)  $-0.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  – (P)  $0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , and MMN (I)  $-0.002 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  – (P)  $0.005 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . The sites that did not show a

constant flooding of their soils were not very organic and had high concentrations of salts. The highest level of stored carbon was found for BAMB (1276.72 Mg C ha<sup>-1</sup>); the soils of this site were sandy, being much heavier and had low carbon concentrations, followed by BMR (533.83 Mg C ha<sup>-1</sup>), and lower for MMM (440.10 Mg C ha<sup>-1</sup>; MMN, 401.46 Mg C ha<sup>-1</sup>). However, there were no significant differences between the sites. The storage of carbon in biomass was not significantly different between the sites (MMM, 20.88 Mg C ha<sup>-1</sup>; BAMB, 34.31 Mg C ha<sup>-1</sup>; BMR, 88.04 Mg C ha<sup>-1</sup>; MMN, 98.71 Mg C ha<sup>-1</sup>) and the carbon storage in roots did not vary significantly between the sites (MMN, 1.34 Mg C ha<sup>-1</sup>; BAMB, 3.24 Mg C ha<sup>-1</sup>; MMM, 3.78 Mg C ha<sup>-1</sup>; BMR 7.23 Mg C ha<sup>-1</sup>). A correlation analysis with environmental factors indicated that CH<sub>4</sub> emissions showed an inverse variation with NO<sub>3</sub>, Cl<sup>-</sup> and SO<sub>4</sub> which suggests that its production is due to the low concentration of these ions. Likewise it has a positive correlation with the hydroperiod and the ambient temperature, revealing that the flooded soils favor the production of CH<sub>4</sub> and the ambient temperature increases the concentration of the gas in the hot periods and decreases in the cold periods.

***Key words:*** Methane emissions, carbon stores, mangroves, water quality, environmental parameters

## 1. Introducción

Los manglares constituyen un importante recurso forestal en toda la banda intertropical del planeta. A nivel global se estima una extensión de 15 millones de hectáreas distribuidas en  $6,9 \times 10^6$  ha en la región Indo-Pacífico,  $4,1 \times 10^6$  ha en Sur y Centroamérica y  $3,5 \times 10^6$  ha en África. México tiene 113 sitios Ramsar con una superficie total de 8'161.357 hectáreas y los ecosistemas de manglar constituyen el principal sistema de humedales en el país (CONABIO, 2005). Su problemática principal en los últimos años es la degradación progresiva de estos sistemas debido al desarrollo, cada vez mayor, de la industria turística, la contaminación causada por las aguas de escorrentía que contienen fertilizantes y pesticidas, el desecho inapropiado de la basura, entre otros (Yáñez-Arancibia et al., 1998). Se trata de sistemas con elevados contenidos de C (15-35%) principalmente en los estados de Quintana Roo, Veracruz, Yucatán, Baja California y Tabasco, siendo vulnerables a cambios en su dinámica natural. Los sistemas de manglar pueden retener elevadas cantidades de C; sin embargo, si son sometidos a alteraciones bruscas en sus condiciones biogeoquímicas, podrían pasar de sumideros a fuentes en breves períodos de tiempo y convertirse así en peligros potenciales para el forzamiento climático.

Las zonas costeras, principalmente las lagunas costeras, son altamente productivas, con una gran actividad biológica y bioquímica las cuales presentan un fuerte intercambio de materia y energía con el océano (Contreras y Zabalegui 1988; Gattuso et al. 1998). Estas áreas tienen un papel importante en el ciclo del carbono debido a las aportaciones de carbono orgánico e inorgánico que reciben tanto del mar como del continente (Borges et al. 2005). Una de las características más importantes de estos ambientes en las zonas tropicales

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

es la vegetación asociada, como los manglares que juegan un papel importante en las funciones de los ecosistemas costeros tropicales y tienden a ser un exportador neto de materia orgánica constituyéndose como “depósitos de carbono” al incorporar  $\text{CO}_2$  atmosférico a su metabolismo junto con el carbono inorgánico y residuos orgánicos quedando retenidos, y actuando como sumideros (Hedges et al. 1997, Young et al. 2005). Este tipo de vegetación presenta suelos inundados ayudando a la acumulación de C porque la velocidad de descomposición de la materia orgánica se reduce. Así mismo, se caracterizan por presentar una zona anaeróbica subsuperficial de producción de  $\text{CH}_4$  por bacterias metanogénicas y una zona aeróbica superficial de oxidación de  $\text{CH}_4$  con bacterias metanotróficas. El  $\text{CH}_4$  es considerado un gas de efecto invernadero, con un potencial de calentamiento global 21 veces mayor al del  $\text{CO}_2$  (Hernández, 2010).

Los estudios sobre almacenes de C y emisión de  $\text{CH}_4$  en manglares de México son escasos y están limitados a inventarios dispersos en algunas regiones. Es necesario hacer un balance entre el C acumulado en la biomasa y el suelo, y la emisión de  $\text{CH}_4$  a la atmósfera. Este trabajo tuvo como objetivos cuantificar los almacenes de carbono (C) y las emisiones de metano ( $\text{CH}_4$ ) en manglares con diferente composición de especies en la costa de Veracruz, México.

## **Marco teórico**

### *1.1 Manglares*

El manglar es un tipo de ecosistema que ocupa la zona intermareal cercana a las desembocaduras de cursos de agua dulce de las costas de latitudes tropicales del planeta. Se encuentran en un hábitat bajo condiciones especiales, tales como suelos desde limosos hasta arenosos, inestables y con baja concentración de oxígeno, en ambientes salinos y salobres (Pennington y Sarukhán, 2005). Entre las áreas con manglares se incluyen estuarios, lagunas y zonas costeras correspondiendo al ecotono entre los ambientes marino y terrestre siendo compuesto por árboles o arbustos que se establecen bajo diferentes salinidades que van desde 0 ups (dulceacuícolas) hasta hipersalinas (más de 40 y hasta 90 ups), alcanzando su máximo desarrollo en condiciones salobres (aproximadamente a 15 ups; las unidades ups equivalen a gramos de sal por litro de agua). Así mismo, varían las condiciones de inundación desde permanentemente inundadas hasta temporalmente inundadas (Utrera-López y Moreno-Casasola, 2008).

El ecosistema de manglar posee adaptaciones y características tales como la presencia de neumatóforos que son extensiones de la raíz que se desarrollan sobre el suelo en forma ascendente o como apéndices de raíces subterráneas presentando geotropismo negativo. Sus raíces aéreas se relacionan con la oxigenación, exclusión de sal y soporte de los individuos; Así mismo, autores como Jiménez (1994) y Laffoley & Grimsditch (2009) mencionan que las raíces de los mangles estabilizan los suelos, reducen la erosión y la contaminación en las costas. La viviparidad que se refiere a los embriones que resultan de una reproducción sexual, tienen un crecimiento fuera de la cubierta de la semilla y del fruto, y germinan aún y cuando éste todavía se mantiene prendido a la planta pariente; la capacidad de dispersión

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D  
depende principalmente del tamaño, peso y tiempo de flotación de los propágulos que les permiten colonizar terrenos anegados que están sujetos a intrusiones de agua salada e incluye varias especies que poseen adaptaciones similares, pero que pertenecen a familias diferentes. (Agraz et al., 2006).

### *1.1.2 Vegetación de los manglares*

Este ecosistema está representado por los principales géneros *Avicennia*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, *Conocarpus* y las principales familias son Rhizophoraceae, Sonneratiaceae, Avicenniaceae y Combretaceae, siendo estos los más representativos ya que presentan una superficie extensa a nivel mundial y en ellos habitan comunidades vegetales densas frecuentemente arbustivas o bien arborescentes de 3 a 5 m de altura; generalmente pueden alcanzar hasta 25 m. Habitan en orillas bajas y fangosas de las costas, son características de esteros y de desembocaduras de ríos, lagunas y zonas costeras. En el continente americano sólo hay alrededor de 10 especies, Las principales especies en México son *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) (Pennington y Sarukhán 2005).

Mangle rojo (*Rhizophora mangle*): El mangle rojo es la especie que generalmente se encuentra en la parte exterior de las lagunas y en los bordes de los canales. Es un árbol o arbusto de entre 2 a 25 metros de altura, que en algunos casos alcanza los 35 metros. Se caracteriza por sus raíces en forma de zancos, raíces aéreas, hojas simples y opuestas. Sus flores son pequeñas de color blanco amarillento, y su fruto comienza su desarrollo aún prendido del árbol, teniendo como particularidad que la semilla germina en el fruto (Pennington y Sarukhán, 2005). Se encuentra en las condiciones de mayor inmersión del

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

suelo y de menor salinidad (0 a 37 ups, con tolerancia de hasta 65 ups) (Cintrón et al., 1978), considerándose como una especie pionera en los límites terrestres y marinos. Esta especie presenta un mecanismo de exclusión de las sales a nivel de raíces, así como lenticelas en las raíces adventicias para captar el oxígeno atmosférico. Se desarrolla en las desembocaduras de ríos donde se forman lagunas someras con aguas salobres sujetas a la actividad de las mareas.

Mangle negro (*Avicennia germinans*): El mangle negro es un árbol de hasta 20 metros de alto con corteza fisurada. Sus hojas son simples, opuestas, lámina foliar oblonga a lanceolada-elíptica, más o menos coriácea, ápice obtuso, base cuneada, los nervios por lo general evidentes, glándulas excretoras en el envés de la hoja, haz gris-verdoso, glabro, envés pálido (verde grisáceo) (Agraz et al., 2006). Sus flores son pequeñas y numerosas, de color verdosas, crema o blanquecinas. El fruto es una cápsula verde pálida, comprimida lateralmente hasta de 4 cm de longitud en la madurez (Agraz et al., 2006). Su sistema de raíces es poco profundo, por neumatóforos con lenticelas o (Agraz et al., 2006). Se encuentra en las condiciones de menor inmersión del suelo, sólo en las mareas más altas y de mayor salinidad (0 a 65 ups, con límites de tolerancia hasta 100 ups) (McKee, 1995). Esta especie presenta mecanismo de excreción, exclusión y acumulación de las sales por medio de glándulas, así como lenticelas en sus neumatóforos para captar el oxígeno atmosférico

Mangle blanco (*Laguncularia racemosa*): El mangle blanco se distingue por el desarrollo pronunciado de sus raíces que sobresalen del suelo y llegan a alcanzar alturas de 20 cm o más (neumatóforos). Estos árboles alcanzan hasta 20 metros de altura y tienen corteza

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

exterior gris oscura o negra. Sus hojas simples, decusadas, lámina foliar elíptica a oblonga, ápice redondeado o a veces algo emarginado, base truncada, glabra a ligeramente redondeado; pecíolos con un par de glándulas en la parte superior (Agraz et al., 2006). Las flores son pequeñas y blancas-verdosas, mientras que el fruto es dos nuececillas (Agraz et al., 2006). Se encuentra en las condiciones de mayor inmersión del suelo, tiempo de residencia del agua y de menor salinidad (0 a 42 ups, con tolerancia hasta 80 ups). Esta especie presenta mecanismo de excreción de sales por medio de glándulas, así como lenticelas en sus neumatóforos para captar el oxígeno atmosférico.

Mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*): El mangle botoncillo es un árbol o arbusto con altura entre 5 a 7 metros, de corteza fisurada. Tiene inflorescencias que se convierten en fruta agregada, redonda y de color castaño. Los frutos tienen forma de glóbulo y contienen una gran cantidad de semillas (Pennington y Sarukhán, 2005). Se encuentra ocasionalmente en condiciones de inmersión del suelo y bajas concentraciones de salinidad altas (0 a 90 ups, con tolerancia hasta 120 ups). Esta especie presenta mecanismo de excreción por medio de glándulas, denominadas glándulas de las sales.

A pesar de la importancia de los manglares descritos anteriormente, su extensión a nivel mundial se ha reducido considerablemente. En México los manglares han sido afectados por el impacto directo e indirecto de las actividades agrícolas, ganaderas, acuícolas y turísticas principalmente (Pennington y Sarukhán, 2005).

### 1.1.3 Distribución geográfica de los manglares

De acuerdo a su distribución geográfica se pueden distinguir dos tipos de manglar (Figura 1). Los manglares que se distribuyen en el este de Asia (region oriental) son muy ricos en especies. Se presentan en las costas del Océano Índico y en las costas occidentales del Océano Pacífico. Los manglares de la región occidental son más pobres en especies y localizados en las costas del Pacífico y en la costa oriental del océano Atlántico. Se estima que el área de cobertura de los manglares en el mundo está entre 14 y 24 millones de hectáreas. Sin embargo, cálculos recientes indican que el valor real se aproxima más al mínimo estimado de 13,8 millones, lo cual está relacionado con la mejora en las técnicas de medición o pérdidas asociadas a la deforestación y conversión de zonas de manglar (Spalding et al., 1997)

*Figura 1. Distribución mundial del ecosistema de manglar. Fuente: Atlas mundial de los manglares. Citado en: (Spalding et al., 1997)*



En los últimos cinco años el área cubierta por manglares en México se ha incrementado. Según la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) registra un total de 939,478 ha de manglar. Teniendo en cuenta que México es el cuarto país más rico en cobertura de manglar del mundo junto con Indonesia, Brasil y Australia y en conjunto cuentan con el 42% de toda la cobertura de manglar a nivel mundial (Giri et al., 2011). Así mismo, de

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D  
de acuerdo con el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), el 100% de los manglares en México son costeros (Figura 2). Su superficie en el territorio nacional es de 9394.78 km<sup>2</sup>. Se ha estimado que la deforestación de manglar genera alrededor del 10% de las emisiones globales de carbono por año.

*Figura 2. Distribución de ecosistema de manglar a nivel regional. Fuente: Programa de monitoreo de los manglares de México a largo plazo. Citado en (Acosta y Rodríguez, 2007).*



A nivel regional, también existen grandes diferencias entre los manglares. Se distribuyen desde el sur de Chiapas hasta Baja California (este último es el límite norte de los manglares del Pacífico), así como en los manglares del Golfo de México y Caribe que van desde Quintana Roo hasta Tamaulipas. Estas diferencias regionales están influenciadas por los cambios latitudinales en temperatura, precipitación y por las características locales de los sustratos (Figura 2).

## *1.2. Gases de efecto invernadero y almacenes de carbono*

Los gases de efecto invernadero o gases de invernadero son los componentes gaseosos de la atmósfera, tanto naturales como antropogénicos, que absorben y emiten radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de radiación infrarroja emitido por la superficie de la Tierra, la atmósfera y las nubes. En la atmósfera de la Tierra, los principales gases de efecto invernadero (GEI) son el vapor de agua ( $H_2O$ ), el dióxido de carbono ( $CO_2$ ), el óxido nitroso ( $N_2O$ ), el metano ( $CH_4$ ) y el ozono ( $O_3$ ). Hay además en la atmósfera una serie de gases de efecto invernadero (GEI) creados íntegramente por el ser humano, como los halocarbonos siendo éstos los compuestos que contienen cloro, bromo o flúor y carbono, actuando como potentes gases de efecto invernadero en la atmósfera. Son también una de las causas del agotamiento de la capa de ozono en la atmósfera regulados por el Protocolo de Montreal. Están clasificados en GEI directos (centrándonos específicamente en el metano -  $CH_4$ ) e indirectos (Hernández, 2010).

**GEI Directos:** Son gases que contribuyen al efecto invernadero tal como son emitidos a la atmósfera. En este grupo se encuentran: el dióxido de carbono, el  $CH_4$ , siendo el gas en estudio, el óxido nitroso y los compuestos halogenados.

**GEI Indirectos:** Son precursores de ozono troposférico, además de contaminantes del aire ambiente de carácter local y en la atmósfera se transforman a gases de efecto invernadero directo. En este grupo se encuentran los óxidos de nitrógeno, los compuestos orgánicos volátiles diferentes del  $CH_4$  y el monóxido de carbono.

### *1.2.1 El metano (CH<sub>4</sub>)*

El CH<sub>4</sub> se caracteriza por ser el segundo compuesto que más contribuye al efecto invernadero, siendo el potencial de calentamiento de este 21 veces mayor al del dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), en un tiempo de permanencia de 100 años (IPCC, 2001). Por otra parte, diferentes fuentes naturales y antropogénicas aportan CH<sub>4</sub> a la atmósfera entre las cuales se encuentran los rellenos sanitarios (33%), estiércol (29,7%), petróleo y gas natural (17.9%), minería de carbón (4%), humedales (23%) y las aguas residuales (2,6%). Los humedales son la principal fuente natural del CH<sub>4</sub>, siendo el principal producto de la digestión anaerobia de la materia orgánica (Hernández, 2010).

La medición de gases como el metano (CH<sub>4</sub>) que se produce durante la etapa terminal de la descomposición anaeróbica de la materia orgánica por metanógenos en el ambiente anóxico del sedimento a escala de marea del ecosistema de manglar; es un tema de gran interés, tanto a nivel mundial como nacional. Se requiere de información exacta para determinar los flujos globales de estos gases de efecto invernadero (GEI). El Panel Intergubernamental para el Cambio Climático realizado en 2001 ha mostrado una tendencia creciente de las concentraciones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> desde el inicio de la industria; y pese a que son más bajas que las de dióxido de carbono CO<sub>2</sub>, la preocupación se fundamenta en que tienen un potencial de calentamiento mucho mayor que éste (IPCC, 2001). Por tal razón la Convención Mundial alienta para la compilación de los inventarios nacionales de gases que contribuyen al cambio climático.

### *1.2.2 Almacenes de carbono*

En los manglares se reconocen los almacenes y flujos de diversos elementos, principalmente carbono, el cual tiene gran interés por su relación con gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ ). Los almacenes de carbono orgánico (Corg) en los manglares se encuentran en el componente aéreo (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, neumatóforos, raíces adventicias y ramas) y subterráneo (sedimento y la biomasa de raíces) (Kauffman & Donato, 2012).

Por otro lado, el ecosistema de manglar puede presentar diferentes formas de almacenamiento de carbono en el componente edáfico. La forma orgánica es la primera procedente del C previamente almacenado en la biota. La inorgánica se origina en una parte por la carbonatación del calcio liberado en el proceso de liberación mineral de  $\text{CO}_2$  atmosférico o en un segundo lugar por el liberado por la respiración de los diferentes organismos del suelo. Esto permite poder secuestrar C, tanto directamente en el suelo como indirectamente a través del comportamiento biótico.

La importancia de los manglares en la dinámica de carbono orgánico (Corg), favorece el interés de implementar medidas de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático en estos ecosistemas, lo que reduciría su vulnerabilidad a las perturbaciones (Kelly & Adger, 2000). Siendo este ecosistema un almacén principal de carbono orgánico (Corg) en los sedimentos y exportadores de Carbono orgánico disuelto y particulado por efecto de la hidrológica siendo (fuente de agua, dirección y velocidad de flujos de agua). Como consecuencia de lo anterior, los ecosistemas de manglar son sitios donde se lleva a

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

cabo un intenso procesamiento de materia orgánica, por lo que tienen un alto potencial de impacto en el presupuesto global de carbono (Dittmar et al., 2006).

### *1.2.3 Biogeoquímica de los manglares*

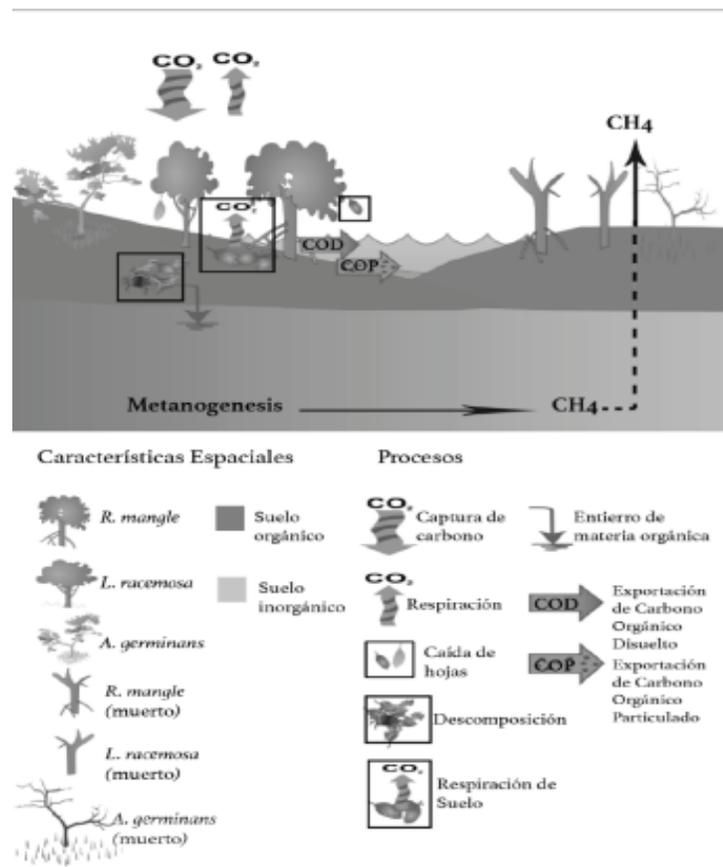
Los ciclos biogeoquímicos son el movimiento de elementos en un sistema, el cual se da entre los seres vivos y su ambiente por medio de una serie de procesos de producción y descomposición de elementos tales como: Carbono, Nitrógeno, Oxígeno, Hidrógeno, Calcio, Sodio, Azufre, Fósforo, Potasio, entre otros. Estos ciclos se dan tanto en los ecosistemas terrestres como en los acuáticos. En los ciclos biogeoquímicos se describen también los movimientos e interacciones de los elementos químicos que son esenciales para la vida en la tierra, por medio de los procesos físicos, químicos y biológicos.

La capacidad de fijación de energía en un ecosistema de manglar incluye la transformación, circulación, y acumulación de energía tanto como de materia mediante el funcionamiento de los organismos vivos y sus actividades. Por lo que en ellos se ubican una gran variedad de procesos a través de los cuales se puede fijar la energía mientras esto fluye hacia diferentes organismos que lo componen, entonces esto indica fuentes de energía o subsidios energéticos en forma de radiación solar, mareas, lluvia, incidentes sobre el sistema, así como también los procesos pertinentes a él como la (productividad, respiración, edáfica, reciclaje de nutrientes) los cuales se encuentran interrelacionados. Cualquier alteración de un aporte energético al sistema altera los procesos y la relación entre los componentes, siendo posible deducir, mediante situaciones simuladas, el comportamiento resultante del ecosistema (Kauffman & Donato, 2012).

### 1.2.4 Ciclo del carbono en los manglares

El ciclo del carbono es un ciclo biogeoquímico donde el carbono sufre distintas transformaciones a lo largo del tiempo jugando un papel importante en la regulación del clima del planeta. En los manglares se reconocen los almacenes y flujos de diversos elementos, principalmente el carbono, el cual tiene gran interés por su relación con gases de efecto invernadero (GEI) tales como el  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$  (Kauffman & Donato, 2012). Los almacenes de carbono orgánico (Corg) en los manglares se encuentran en el componente aéreo (biomasa de árboles vivos y muertos, incluyendo hojas, propágulos, neumatóforos, raíces adventicias y ramas) y subterráneo (sedimento y la biomasa de raíces) (Figura 3).

Figura 3. Representación del ciclo del carbono en manglares. Fuente: Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. Citado en: (Herrera-Silveira et al., 2016)



El ciclo del carbono en manglares inicia mediante la fotosíntesis que es la transformación del CO<sub>2</sub> atmosférico en materia orgánica (carbohidratos, lípidos, proteínas y ácidos nucleicos), de la que se alimentan los seres vivos a través de las cadenas alimenticias. Luego el carbono es devuelto al ambiente mediante procesos de respiración en el cual el manglar consume materia orgánica y devuelven el CO<sub>2</sub> a la atmósfera o al agua. Así mismo, esta liberación se puede dar por medio de procesos de descomposición donde los restos del componente biótico en este caso vegetal como la biomasa son descompuestos por las bacterias. En este proceso, se libera el CO<sub>2</sub> a la atmósfera, donde es utilizado nuevamente por el manglar; el proceso de descomposición por bacterias metanogénicas en suelos inorgánicos generan la producción de CH<sub>4</sub> siendo este liberado hacia la atmosfera.

## **Antecedentes de la investigación**

### *2. Experiencias en la cuantificación de almacenes de carbono en manglares*

Gutiérrez-Mendoza et al., (2015), cuantificaron los almacenes de carbono en sus distintos componentes, biomasa aérea (árboles vivos y muertos en pie) y biomasa bajo el suelo (raíces y suelos), y el total del ecosistema de diferentes tipos de manglares Chaparros, de la Península de Yucatán, México, donde se realizaron muestreos en tres localidades: Celestún, Progreso y Dzilam de Bravo (Yucatán); y en el Estado de Quintana Roo: Nitchupté, Puerto Morelos, El Playón, El Paraíso (en Sian Ka'an) y Mahahual. Cada sitio fue visitado una vez entre los meses de enero a abril del 2013. Se levantaron datos estructurales y muestras de sedimento en parcelas circulares para determinar el almacén de C bajo el suelo, almacén de C sobre el suelo (aéreo), variables estructurales florísticas y parámetros fisicoquímicos del suelo. Los resultados indicaron que hay diferencias en los almacenes de carbono entre los tipos de manglares chaparro. Se determinó que el suelo es el componente más importante del almacén ( $82\text{-}477.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), luego las raíces gruesas ( $4.68\text{-}26.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), y finalmente los árboles ( $1.9\text{-}19.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). El nitrógeno y fósforo disponible en el suelo son las variables que mejor explican el almacén de C en este tipo de manglares.

#### *2.1 Experiencias en la medición de emisiones de gases de efecto invernadero en manglares*

Villa et al. (2014) midieron los flujos de  $\text{CH}_4$  en cinco humedales con comunidades de plantas de humedales típicas del suroeste de Florida, en la reserva natural The National Audubon's Society Corkscrew Swamp Sanctuary. Ellos muestrearon desde las condiciones más húmedas hasta las más secas, en humedales de agua dulce. Las comunidades fueron designadas como lodazales profundos, cipreses calvos, praderas húmedas, cipreses de estanques y madera plana de pino húmico. Ellos utilizaron el método de cámaras rígidas no

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

estacionarias las cuales se implementaron en cada comunidad secuencialmente en tres momentos diferentes del día durante un período de 24 meses. Encontraron que, los flujos de CH<sub>4</sub> no mostraron un patrón diario discernible, pero en contraste con un marcado aumento estacional en las emisiones durante la inundación. Demostraron que todas las comunidades de humedales actuaron como sumideros temporales de CH<sub>4</sub>, pero en general fueron fuentes netas. Los flujos medios y medios de errores estándar en CH<sub>4</sub>-C mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> fueron mayores en lodazal profundo (11 y 55.3 ± 21.5), seguidos por la pradera húmeda (9.01 y 53.3 ± 26.6) ciprés calvo (3.31 y 5.54 ± 2.51) y ciprés de estanque (1.49, 4.55 ± 3.35). La comunidad de madera plana de pino actuó como sumidero neto durante el período de estudio (0.0 y 1.22 ± 0.81). Concluyendo que la estacionalidad en las emisiones de CH<sub>4</sub> se correlacionó positivamente con los niveles de agua, pero no con la temperatura del suelo. Sin embargo, los períodos de inundación más largos no necesariamente dieron como resultado mayores emisiones de CH<sub>4</sub>.

### 3. Justificación

El suelo es una de las principales fuentes de GEI, tanto por las emisiones de origen antropogénico debidas a la gestión y manejo de los usos del suelo las cuales contribuyen al 20% de las emisiones antropogénicas totales, como por las emisiones biogénicas provenientes de procesos biogeoquímicos dentro de los ecosistemas (IPCC, 2007, Blagodatsky & Smith., 2012, Smith et al., 2003, Metay et al., 2007). A su vez, los suelos pueden actuar como sumideros de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Por lo tanto, la evaluación de la capacidad y potencial captura de carbono por parte de los suelos se presenta como una opción para reducir emisiones de GEI reduciendo el efecto negativo que causa el aumento de las concentraciones de estos gases en la atmósfera (Singh et al., 2010, Chapuis-Lardy et al., 2007).

La importancia de los manglares en la dinámica de almacenes de carbono orgánico, así como para otros múltiples servicios ambientales, favorece el interés de implementar medidas de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático en estos ecosistemas, lo que reduciría su vulnerabilidad a las perturbaciones (Kelly & Adger, 2000). Sin embargo, para poder contribuir a escala local, regional y de país en estrategias como la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación, REDD + (Herold et al., 2011), es indispensable determinar los almacenes de carbono orgánico como línea de base de emisiones.

Los manglares son ecosistemas conocidos por sus funciones como almacenadores, transformadores y exportadores de materia orgánica, con lo que contribuyen significativamente a los ciclos biogeoquímicos de diversos elementos (Mitsch & Gosselink,

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México (Junca-Gómez, D 2000). En los manglares como en muchos otros ecosistemas costeros se reconocen los almacenes y flujos de diversos elementos, principalmente carbono, el cual tiene gran interés por su relación con gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ ).

Los manglares en México tienen una extensión de 764.486 ha (Rodríguez-Zúñiga et al, 2013) por lo que ocupan el cuarto lugar en extensión mundial. Sus tasas de deforestación se estiman en 2.5% anual (INE, 2005) o, de acuerdo con Valderrama et al. (2014) 81.711 ha se han perdido en 25 años. Dicha degradación podría contribuir significativamente en las emisiones de gases de efecto invernadero. Sin embargo, hay incertidumbres en su contribución por no haber un inventario nacional de carbono en manglares ni de los flujos de carbono orgánico en los ecosistemas de manglar en México. Se proporciona una visión general de la magnitud de datos e información existente por región y tipo ecológico de manglar. Teniendo en cuenta las implicaciones que tienen la conservación y restauración de estos ecosistemas, así como las necesidades de investigación futura para llegar a tener una visión más aproximada a la realidad, considerando la magnitud del almacén de carbono orgánico que hay en los manglares de México, y su contribución a la dinámica de los ecosistemas con los que se asocia.

La medición de gases como el metano ( $\text{CH}_4$ ) y el óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) en ecosistemas de manglar es un tema de gran interés, tanto a nivel mundial como nacional, ya que se requiere de información exacta para determinar los flujos globales de estos gases de efecto invernadero (GEI). Actualmente, los estimados globales de GEI en manglares son inciertos, debido a la falta de mediciones de flujos y de comprensión sobre los factores ambientales que los controlan: las diferencias geológicas, tipos de suelos, entradas de nutrientes y la

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D  
composición y estructura de especies; factores que cambian incluso entre manglares del  
mismo tipo (IPCC, 2001).

La información de que se dispone para regiones con índices relativamente elevados de aumento en el nivel del mar, como el Golfo de México, es bastante limitada. Por ello, las iniciativas futuras habrán de centrarse en el acopio de índices de captación y almacenamiento de carbono en manglares de diferentes regiones de la costa del Golfo de México donde se observa un rápido aumento en el nivel del mar. Estos trabajos ayudarán a establecer prioridades en las iniciativas de conservación, con miras a proteger y maximizar las reservas de carbono en el presente y el futuro.

#### **4. Pregunta de investigación**

¿Cuál es la magnitud de los almacenes de carbono y flujos de metano en manglares con diferente composición de especies (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*)?

## 5. Objetivos

### 5.1 Objetivo general

- Cuantificar los almacenes de carbono y las emisiones de metano en manglares con diferente composición de especies en la costa de Veracruz, México.

### 5.2 Objetivos específicos

- Comparar los almacenes de carbono en el suelo, en la biomasa aérea y en las raíces subterráneas de manglares de *Rhizophora mangle*, de *Avicennia germinans*, de *Laguncularia racemosa* y en un manglar mixto con las tres especies
- Investigar las variaciones estacionales de las emisiones de metano en manglares de *Rhizophora mangle*, de *Avicennia germinans*, de *Laguncularia racemosa* y en un manglar mixto con las tres especies.

## 6. Hipótesis

Ho: Los almacenes de carbono en la biomasa y en el suelo, y los flujos de metano serán diferentes en manglares con diferente composición de especies (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) y en mezclas de estas especies.

Ha: Los almacenes de carbono en la biomasa y en el suelo, y los flujos de metano serán iguales en manglares con diferente composición de especies (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) y en mezclas de estas especies.

## 7. Métodos

### 7.1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en cuatro manglares localizados en tres lagunas costeras de la planicie costera del Estado de Veracruz, México, en el Golfo de México. Los sitios de estudio se describen a continuación:

*Figura 4. Ubicación de los sitios de estudio en la planicie costera del Golfo de México.*



Laguna la Mancha: Está localizada en el municipio de Actopan, en la parte central del Golfo de México, en el Estado de Veracruz en las coordenadas (19° 34' y 19° 42') de latitud norte y a los (96° 27') de longitud oeste, presenta una extensión total de 192 Ha (Matus et al., 1994). La laguna la Mancha por el efecto de la implementación de gasoductos de una petrolera, formaron una barrera que no permite el libre paso de las corrientes de mar con la

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

laguna en un periodo de 157 días lo que genera una retención de arena y con el paso de los años ya no hay un flujo constante del agua del mar a la laguna. El efecto de la apertura de la boca o barra entre el 23 de junio al 25 de noviembre implica que la laguna pierda 1'148,000 m<sup>3</sup> de su volumen original; cuando la boca se cierra, el incremento de agua hacia el interior del sistema se calcula en aproximadamente 950,400 m<sup>3</sup> (Contreras et al., 2005). La laguna está caracterizada por presentar un buen estado de conservación, principalmente en ecosistemas de manglar con bosques compuestos de individuos de las especies *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* (Cazares et al., 2005)

Boquilla de Oro: Está localizada en el municipio de Alto Lucero de Gutiérrez Barrios, en la parte central del Golfo de México, en los 19°49'40.2''N de latitud norte y a los 96°26'52.1'' de longitud oeste. Esta laguna presenta una gran extensión de manglar de la especie *Rhizophora mangle* alrededor de la laguna con buen estado de conservación y desarrollo debido a que no está expuesto a altas concentraciones de salinidad al carecer de una conectividad constante con el mar, y por su lejanía de los principales centros de población de la región. Se considera que esta laguna es uno de los reservorios y sumideros de C más importantes, evidenciando su alta productividad, con suelos mal drenados y anegados que favorecen la retención y el secuestro de C en comparación con diferentes estados de México como es el caso en Quintana Roo, Yucatán y Mérida. (Macías et al., 2005).

Boca Andrea: Está localizada en el municipio de Alto lucero de Gutiérrez Barrios, en la parte central del Golfo de México, en los 19°45'0,5.9''N de latitud norte y a los 96°24'53.7'' de longitud oeste. La laguna de Boca Andrea presenta un ecosistema de

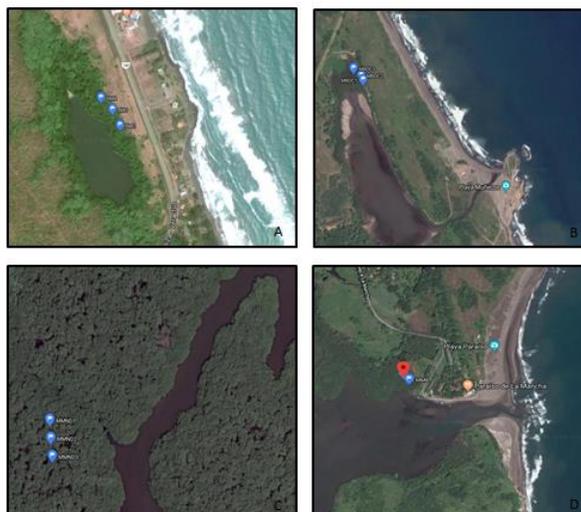
Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

manglar con las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y en su mayoría de *Laguncularia racemosa*, zona donde se trabajó. Este último se desarrolla en áreas donde se ha presentado la mayor sedimentación y la menor influencia de mareas formando suelos profundos de turbera. Es uno de los suelos mayormente productivos y con alta proporción en el almacén de C. como sucede en Tabasco, donde Moreno et al. (2010) realizaron su trabajo.

### 7.1.2 Parcelas de monitoreo

Se establecieron parcelas de monitoreo en cuatro tipos de manglares localizados en los 3 sitios descritos. De norte a sur incluyen (A) Boquilla de Oro (manglar de *Rhizophora mangle*), (B) Boca Andrea (manglar de *Laguncularia racemosa*) y La Mancha, con un primer punto (C) con manglar de *Avicennia germinans* y otro punto (D) con la presencia de las tres especies, al cual se denominó manglar mixto (Manglar mixto – *L. racemosa*, *R. mangle*, *A. germinans*) (Figura 5).

Figura 5. Estaciones de muestreo según su posición geográfica: (A) Boquilla de oro (*Rhizophora mangle*), (B) Boca Andrea (*Laguncularia racemosa*), (C) La Mancha (*Avicennia germinans*), (D) La Mancha - Manglar mixto (*L. racemosa*, *R. mangle*, *A. germinans*).



### *7.2 Diseño del muestreo*

Las campañas de muestreo fueron realizadas durante 6 meses de enero a junio del 2018. En cada estación de muestreo se realizó una medición mensual de los flujos de metano (CH<sub>4</sub>) entre las 9 am y 12 pm del día, instalando tres cámaras, cada una en un punto específico de la estación de monitoreo. Adicionalmente se tomaron muestras de agua superficial para la medición de cloruros, nitratos y sulfatos. Para determinar los almacenes del carbono se tomaron una sola vez muestras de suelo, raíces y mediciones de DAP para determinar la cantidad de biomasa aérea total para cada estación de muestreo.

### *7.3 Mediciones de flujo de metano*

Los flujos de CH<sub>4</sub> se midieron cada mes, utilizando la técnica de cámara cerrada (Hernández y Mitsch, 2006; Marín et al., 2015). Se establecieron tres cámaras instalando cada una en un área núcleo aproximadamente a 2 m de los árboles. En cada sitio las cámaras estaban separadas entre sí 20 m. Fueron 12 cámaras en total (de tipo terrestre o flotante) aleatoriamente en cada tipo de manglar dependiendo de la inundación. La cámara flotante se utilizó si el agua era mayor a 30 cm y consta de un recipiente plástico con un septo para extraer la muestra de gas. A su vez consta con un termómetro de mercurio para medir la temperatura del gas, y una espuma de hule para que permaneciera flotando en la superficie del agua. Esta cámara presenta un área de  $0,0226865 \text{ m}^2$  – volumen de  $0,006 \text{ m}^3$  y diámetro de 17 cm. La cámara terrestre consta de una base para enterrar en el suelo con una tapa movable que se sellaba con agua a la base para evitar cualquier fuga del gas del interior. La tapa de dicha cámara tenía un termómetro de mercurio para medir la temperatura del gas y un septo de goma para la extracción de la muestra. Esta cámara tiene un área total de  $0,01887 \text{ m}^2$  – volumen de  $0,0033 \text{ m}^3$  y diámetro de 16 cm. La forma de la

cámara permitía que la base se introdujera 10 cm en el sedimento para minimizar la pérdida lateral del gas. Las cámaras se mantenían selladas durante el muestreo. Del interior de cada cámara se extrajeron muestras de gas usando una jeringa de (20 ml) con llave de paso de dos vías a intervalos de 6 minutos durante 24 minutos. Las muestras de gases se almacenaron en viales de vidrio previamente desocupados al vacío y fueron transportadas al laboratorio para medir los incrementos o descensos en las concentraciones de CH<sub>4</sub>. La concentración de los gases se analizó en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Clarus 500 equipado, con un detector de ionización de llama (FID - 100°) para CH<sub>4</sub>, una columna de acero inoxidable rellena con Poropak Q (80 /100 mesh), 6 pies de largo y 2 mm de diámetro. Para la separación de muestras se utilizó (horno, inyección y temperaturas del detector a 40°, 95° y 200°C para CH<sub>4</sub>) y se usó N<sub>2</sub> (7 ml min<sup>-1</sup>) como un gas acarreador (Marín et al., 2015).

#### *7.4 Cálculos de almacenes de carbono en Biomasa aérea*

Para la tipificación de las características estructurales de los manglares se establecieron tres parcelas cuadradas de 10 x 10 m dentro del área núcleo donde se encontraba cada cámara por cada uno de los tipos de manglar. De esta manera se realizaron un total de 12 parcelas (temporales), (seis para La Mancha, tres para Boquilla de Oro y tres para Boca Andrea). En cada parcela se midieron los diámetros a la altura del pecho (DAP medido a 1,3 m sobre el suelo para *A. germinans* y *L. racemosa* y por encima de la última raíz para *R. mangle*). La biomasa aérea de cada árbol registrado se estimó a partir de ecuaciones alométricas según Adame et al. (2015) evidenciada en la Tabla 1. Estas ecuaciones determinan la cantidad de biomasa presente para cada punto; sin embargo, para hallar la cantidad de carbono se multiplicó el valor obtenido de biomasa por un factor de conversión

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D  
 de 0,45. Los estimativos de biomasa aérea para cada localidad fueron expresados en Mg C ha<sup>-1</sup> y por especie respectivamente.

*Tabla 1. Ecuaciones alométricas para el cálculo de biomasa aérea en Rhizophora mangle, Avicennia germinans y Laguncularia racemosa. AGB: Biomasa aérea (dato establecido), DR: Diámetro por encima de la raíz de la hélice más alta (cm), DBH: Diámetro a la altura del pecho. Fuente: Reservas de carbono y tasas de retención de suelos de los humedales ribereños tropicales. Citado en: Adame et al. (2015).*

Biomasa aérea	
<i>R. mangle</i>	AGB=0,1282 x DR <sup>2,6</sup>
<i>A. germinans</i>	AGB=0,140 x DBH <sup>2,4</sup>
<i>L. racemosa</i>	AGB=0,1023 x DBH <sup>2,5</sup>

### 7.5 Almacenes de carbono en suelo

El almacén de C en los suelos de los manglares se estimó como la cantidad de C acumulado en el perfil del suelo. Las muestras fueron tomadas según el protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares, para suelos (Kauffman & Donato, 2012). Se tomaron seis muestras de suelo en cada sitio para un total de 24 muestras. El muestreo se realizó insertando un nucleador de turba tipo ruso a diferentes profundidades. Esto varió según el tipo de suelo en cada cámara. Para Boca Andrea (*Laguncularia racemosa*) los núcleos fueron de 0 – 4 m en las tres cámaras, y en Boquilla de Oro (*Rhizophora mangle*) de 0 a 2 m en la primera cámara, de 0 a 2.90 m en la segunda cámara y de 0 a 1.40 m en la tercera cámara. Para La Mancha con (*Avicennia germinans*), los núcleos fueron de 0 a 3 m en la primera cámara, de 0 a 2.50 m en la segunda cámara y de 0 a 2 m para la tercera cámara. Finalmente para La Mancha (Manglar mixto) fueron de 0 a 2.20 m en la primer cámara, de 0 a 1.80 m en la segunda cámara y de 0 a 2.30 m para la tercera cámara. La muestra se seccionaba de 10 en 10 cm, y

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

se almacenaba en una bolsa plástica para ser llevada al laboratorio. En fase de laboratorio se extendieron los suelos en bandejas de unicel de 10 x 10 cm, y se dejaron secar durante una semana. Posteriormente se molieron en un tamiz para obtener la mayor cantidad de muestra particulada. Se procedió a pesar 3g de suelo para analizar el porcentaje de carbono a través de la determinación de materia orgánica.

#### *7.5.1 Densidad aparente*

Para la determinación de la densidad aparente, en los mismos puntos donde se tomaron las muestras para la determinación de carbono en suelo, se tomaron igualmente para densidad aparente poniendo las muestras obtenidas en moldes de aluminio con peso constante para ser llevadas al laboratorio. Las muestras se secaron en una estufa Binder a 105°C hasta obtener un peso constante. La densidad aparente en  $\text{g cm}^{-3}$  se calculó dividiendo el peso del suelo entre el volumen del suelo.

#### *7.5.2 Concentración de materia orgánica en suelo*

Para obtener la concentración de materia orgánica en suelo se aplicó el método de pérdida a la ignición (Loss on ignition – Dean, 1974) Se tomaron crisoles a peso constante para introducir en cada uno de ellos 3g de muestra, se secaron a peso constante en una estufa Binder a 105°C, posteriormente se calcinaron en una mufla Felisa a 500°C por 4 horas para obtener el peso del suelo calcinado y las cenizas obtenidas se secaron a peso contante a 105 C. La materia orgánica total de los suelos se calculó por medio de una ecuación representada en la Figura 6.

Figura 6. Ecuación para determinación del porcentaje de materia orgánica en suelo.

$$\frac{(Wc\ 105^{\circ}C - Wcons) - (Wc\ 500^{\circ}C - Wcons)}{(Wc\ 105^{\circ}C - Wcons)} * 100$$

Siendo:

**Wc 105°C:** Peso constante a 105°C

**Wc 500°C:** Peso constante a 500°C

**Wcons:** peso constante del crisol sin suelo

Posteriormente el resultado total de la materia orgánica se multiplicó utilizando el factor de conversión de Van Bemmelen (0,58) (Marín & Hernández, 2014). Siendo este el valor para determinar el total de carbono orgánico.

La cantidad de carbono almacenado ( $\text{kg C m}^{-2}$ ) se calculó utilizando la ecuación (Moreno et al., 2002; Cerón-Bretón et al., 2011).

$$\text{Kg C m}^{-2} = [\text{peso seco del suelo}] * [\% \text{ CO}],$$

Donde el peso del suelo seco ( $\text{kg m}^{-2}$ ) = [profundidad del suelo muestreado] \* [densidad aparente] / 1000 y el% CO = contenido de carbono orgánico, se divide entre mil para obtener el resultado en  $\text{Mg C ha}^{-1}$ . El almacenamiento total de carbono a diferentes profundidades fue calculado al agregar el carbono almacenado en cada uno de los segmentos de suelo analizados (Moreno et al., 2002; Bernal & Mitsch 2008).

### 7.6 Concentración de carbono en raíces

Se tomaron tres muestras por estación de monitoreo en un lugar adyacente a cada cámara, obteniendo un total de doce muestras. Las muestras fueron colectadas mediante tubos de PVC de volumen conocido, introduciéndolo a una profundidad de 30 cm obteniendo la mayor cantidad de raíz y suelo. Luego de colectadas, las muestras fueron debidamente empacadas, rotuladas y conservadas en un cuarto frío a 4° C hasta su procesamiento en laboratorio. En el laboratorio cada muestra fue extraída del tubo para lavar y obtener las raíces presentes en cada uno, posteriormente se dejaron secar a temperatura ambiente para su posterior pesaje. A los datos se les aplicó la fórmula expresada a continuación.

Peso de la raíz = peso seco de la raíz - peso del molde = peso neto de la raíz.

$$\text{Peso neto de la raíz} / \text{Área m}^{-2} (0,00785423 \text{ m}^{-2}) = \text{g/m}^{-2}$$

$$\text{g/ m}^{-2} / 1000 = \text{kg/m}^{-2}$$

$$\text{Kg/ m}^{-2} * 10000 = \text{kg/ ha}^{-1}$$

$$\text{Kg/ha} / 1000 = \text{Mg C ha}^{-1}$$

Para determinar el valor de carbono en raíz se multiplicó el valor final expresado en Mg C ha<sup>-1</sup> por un factor de conversión a carbono de 0,45 (Adame et al., 2015).

Resultado total del peso de las raíces es expresado en Mg C ha<sup>-1</sup>.

### 7.7 Análisis del agua

Se tomaron un total de 12 muestras de agua superficial en cada una de las cámaras instaladas para cada sitio usando recipientes de plástico de 30 ml. Las muestras colectadas fueron previamente almacenadas en hielo para ser llevadas al laboratorio. En fase de laboratorio las muestras fueron debidamente centrifugadas en una centrifugadora HERMLE Z 306 a 45 ml cada una en un tubo falcón durante 15 min a 3000 rpm. Posteriormente se filtraron a través de un papel filtro del No 4, para eliminar cualquier tipo de sedimento presente. Se procedió a hacer una disolución 1-100, tomando 0,45 ml de la muestra filtrada con una micropipeta TRANSFERPETTE en 44,55 ml de agua desionizada. Esto se realizó debido a que el agua del manglar presenta gran concentración de sales y sulfatos pudiendo ocasionar un daño en el cromatógrafo iónico. Finalmente, cada una de las muestras se colocó en poli viales con tapones con filtro de 0.45 micras y se procesaron en un cromatógrafo de iones marca Dionex ICS-1100 (Dionex, Sunnyvale CA, E. U). Consta de una bomba isocrática, una precolumna de aniones (Dionex AG11, 2 mm), una columna separadora de aniones (Dionex Ion Pac AS23, 4 mm) acoplado con un supresor autor regenerador de aniones (ASRS-300, 2 mm) y un detector de conductividad. Se usaron reactivos de alta pureza junto con agua purificada Milli - Q, que se desionizó y luego se filtró a través de una membrana Whatman de 0,2 mm. Se utilizó una mezcla de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  4.5 mM y  $\text{NaHCO}_3$  0.8 mM (Dionex) como eluyente y con un caudal de  $0,25 \text{ ml min}^{-1}$ . Las muestras de aguas filtradas se colocaron en viales con tapas de filtros para ser inyectados ( $25 \mu\text{L}$ ) por el automuestreador Dionex AS-DV en el cromatógrafo de iones (Hernández & Marín, 2018). La salinidad se midió con una sonda multiparamétrica marca YSI.

### *7.8 Análisis estadísticos*

Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS (2009) versión 18 para Windows. Se usó una prueba de Kolmogorov-Smirnov para verificar la normalidad. Los datos se ajustaron a las distribuciones normales. El análisis de varianza de una vía (ANOVA) se utilizó para encontrar diferencias significativas en la concentración de carbono en los diferentes puntos de ecosistema de manglar. Se utilizó una comparación ANOVA bidireccional con Tukey para encontrar diferencias en la densidad de carbono entre los manglares de diferentes especies. Las cantidades de carbono almacenadas en el manglar fueron los valores obtenidos en suelo, raíces y biomasa aérea en cuatro sitios de muestreo. El mismo tipo de análisis se utilizó para detectar diferencias en las emisiones de CH<sub>4</sub> para cada uno de los cuatro sitios evaluados durante el estudio. Se usó un valor de p de 0,05 para revelar la significación estadística de todas las estimaciones. Se realizaron análisis de correlación entre las emisiones de CH<sub>4</sub> y los parámetros ambientales, y de igual manera para las muestras de aguas tomando un valor de P de 0,05.

## 8. Resultados y Discusión

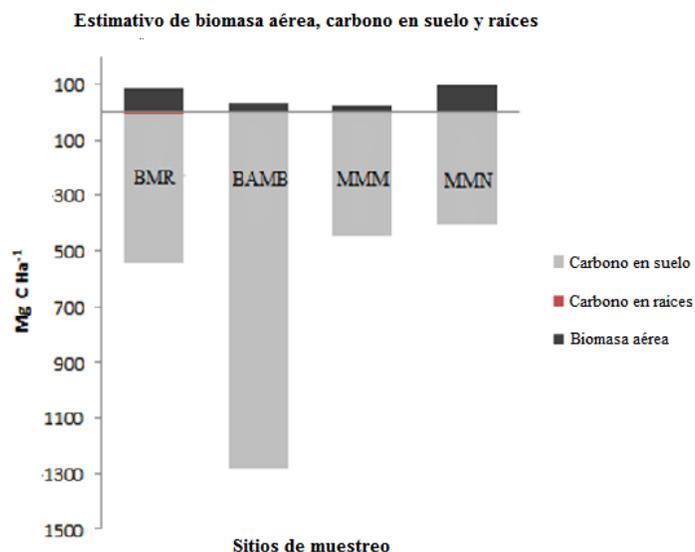
### 8.1 Almacenes de carbono en suelo, biomasa aérea y raíces

El almacén de C en suelo no presentó diferencias significativas ( $P= 0.0627$ ) entre los manglares estudiados. El almacén de carbono en suelo más alto, se encontró para el manglar blanco (BAMB) siendo  $1276.72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , seguido por el manglar rojo (BMR)  $533.83 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (Figura 7). Estos lugares presentaron suelos inundados con vegetación dominante de *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* donde probablemente la tasa de descomposición de material orgánico sea baja por las condiciones anaeróbicas y anóxicas, por lo que su capacidad de almacenamiento de carbono orgánico es alto, sugiriendo que los suelos arenosos y neutros como los estudiados y con asociaciones de mangle rojo y blanco, presentan un buen potencial de secuestro de carbono (Collins & Kuehl, 2000). Los sitios de muestreo que obtuvieron menor cantidad de carbono almacenado en el suelo fueron el manglar mixto (MMM)  $440.10 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y con el menor porcentaje el manglar negro (MMN) con  $401.46 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Estos sitios experimentaron en las estaciones secas o con bajo grado de inundación (Figura 14), lo cual pudiera ocasionar una oxidación del carbono del suelo.

El almacén de C en la biomasa aérea tampoco presentó diferencias significativas entre las zonas de estudio ( $P= 0.1916$ ). El almacén de carbono en la biomasa aérea más alto se encontró para el manglar negro (MMN) siendo  $98.71 \text{ Mg C ha}^{-1}$  y para el manglar rojo (BMR)  $88.04 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . Esto se debe al grado de conservación y desarrollo de los árboles presentes en la zona de monitoreo, determinado por mediciones de DAP y altura de los individuos (ver apéndice 6.4). El manglar blanco (BAMB) arrojó un resultado de  $34.31 \text{ Mg}$

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D C ha<sup>-1</sup> y el manglar mixto (MMM) de 20.88 Mg C ha<sup>-1</sup>. Los valores inferiores de almacén de carbono en biomasa en estos sitios son debido al poco desarrollo de sus individuos siendo árboles con alturas máximas entre 1 y 2 metros y al bajo estado de conservación que presentan (Figura 7). Finalmente, el almacén de carbono en raíces tampoco presentó diferencias significativas entre los manglares estudiados (P= 0,0627). El manglar rojo (BMR) presentó el mayor almacén de carbono en las raíces siendo 7.23 Mg C ha<sup>-1</sup>, seguido del manglar mixto (MMM) con 3.78 Mg C ha<sup>-1</sup>, y los valores menores fueron para el manglar blanco (BAMB) 3.24 Mg C ha<sup>-1</sup> y el manglar negro (MMN) 1.34 Mg C ha<sup>-1</sup> (Figura 7). Estas variaciones en el almacén de carbono en raíces se debe a la cantidad de aporte de material orgánico de diversas especies presentes en el suelo y de la profundidad a la cual se encuentre el sistema radical, entre más profundo sea el sistema radical mayor va a ser la acumulación de C redistribuyendo el C en las capas más profundas del suelo (Fisher et al, 1994).

Figura 7. Estimativo de Biomasa aérea, carbono en suelo y carbono en raíces para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo- BMR; Boca Andrea manglar blanco- BAMB; La Mancha manglar mixto - MMM y La Mancha manglar negro – MMN.



El almacén de carbono total a nivel ecosistema presentó mayor contribución en el suelo con intervalos de 401.46 a 1276.72 Mg C ha<sup>-1</sup>, seguido de la biomasa aérea con intervalos entre 20.88 a 98.71 Mg C ha<sup>-1</sup> y por último las raíces en intervalos entre 1.34 a 7.23 Mg C ha<sup>-1</sup>. Estos datos concuerdan con lo reportado por Donato et al. (2011) quienes encontraron que los manglares son importantes en su aportación al almacenaje de C debido a que sus suelos son ricos en C aportando del 49-98% del almacén de C total en estos sistemas. Además, los valores de este estudio concuerdan con los registrados por otros autores en otras regiones de México, por ejemplo Mendoza et al. (2014) reportaron para manglares de las especies de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* en Mérida – Yucatán un total de (82-477.8 Mg C ha<sup>-1</sup>) en suelo, luego en raíces (4.68-26.7 Mg C ha<sup>-1</sup>), y finalmente en biomasa aérea (1.9-19.7 Mg C ha<sup>-1</sup>), evidenciando que estos datos fueron menores a los reportados en este estudio. Sin embargo, es evidente que el suelo es el principal almacén de carbón en estos ecosistemas. Caamal (2012) registró 636 Mg C ha<sup>-1</sup> en el manglar chaparro de *Rhizophora mangle* en Celestún (Yucatán), mientras que Adame et al. (2013) observaron variaciones de 297 a 433 Mg C ha<sup>-1</sup> en manglar de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, y *Laguncularia racemosa* de Sian Ka'an (Quintana Roo). La diferencia respecto al valor registrado por Caamal (2012) podría ser que registra una mayor profundidad del suelo (1.50 m más). Donato et al. (2011) señala que el principal determinante del almacén de carbono total del ecosistema de manglar es la profundidad del suelo.

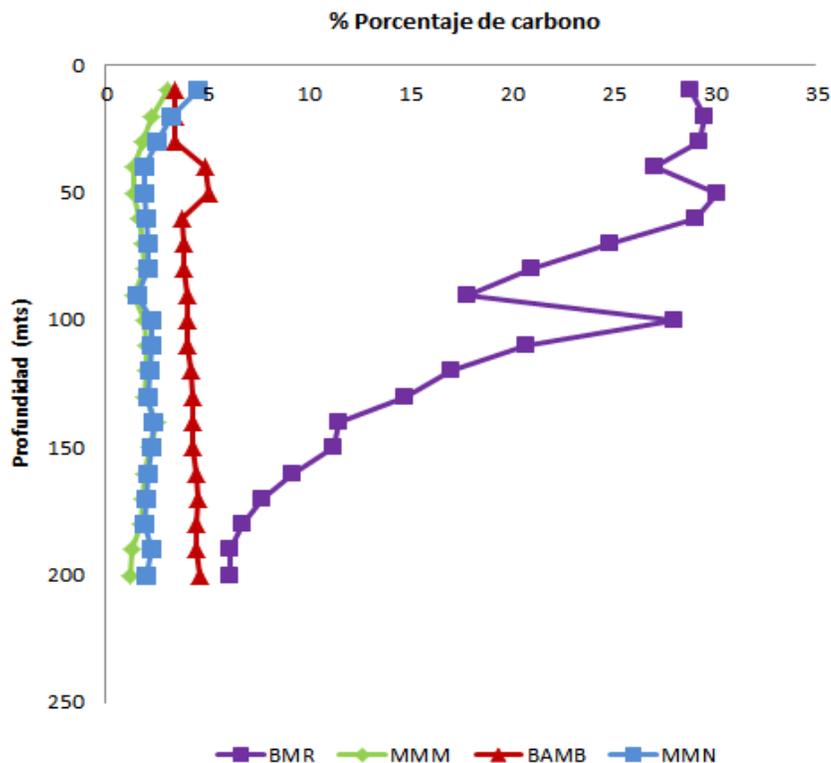
## 8.2 Concentración de carbono en suelo

El manglar rojo (BMR) fue el sitio que presentó mayor concentración de carbono en suelo en un rango de 6.10 a 30.11 %, seguido del manglar blanco (BAMB) en un rango de

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

(3.41 a 5.09%) (Figura 8). Los altos porcentajes de carbono en el suelo en el manglar rojo (BMR) de Boquilla de Oro, podrían deberse a que estos manglares se asocian a escorrentías superficiales de agua continental, que aportan nutrimentos y sedimentos al suelo, mantienen condiciones de bajos niveles de estrés (bajas salinidades) dado que no hay un flujo constante de agua salina por la presencia de barreras antrópicas como carreteras y ranchos que impiden el flujo constante de agua hacia el ecosistema; así mismo el hidropériodo de estos manglares se relaciona con una alta frecuencia de inundación (Figura 14). Lo anterior ocasiona que el porcentaje de materia orgánica en el suelo para estos sitios sea alto dado que sus suelos presentan condiciones anaerobias y anóxicas por la constante inundación haciendo que su capacidad de almacenamiento y porcentaje de carbono orgánico sea alto (Collins & Kuehl, 2000). Los sitios que presentaron menor porcentaje de carbono en el suelo fueron el manglar negro (MMN) en un rango de 1.6 a 4.5 % y por último el manglar mixto (MMM) en un rango de 1.2 a 3.1% siendo estos los lugares que, presentan mayores salinidades por su posición en el paisaje (Figura 17), lo que quizás ocasiona que la productividad de dichos ecosistemas sea menor y por lo tanto los aportes al suelo. Es importante resaltar que el sitio de Boca Andrea (BAMB) presenta bajas concentraciones de carbono en el suelo. Sin embargo, cuando se calcula la densidad de carbono en ellos es muy alta debido a que estos suelos fueron arenosos con muy altas densidades aparentes que hacen que el valor de densidad de carbono sea alto, pero en realidad no son suelos orgánicos.

Figura 8. Concentración de carbono para los cuatro tipos de manglares estudiados Boquilla de Oro manglar rojo- BMR; Boca Andrea manglar blanco- BAMB; La Mancha manglar mixto - MMM y La Mancha manglar negro – MMN.



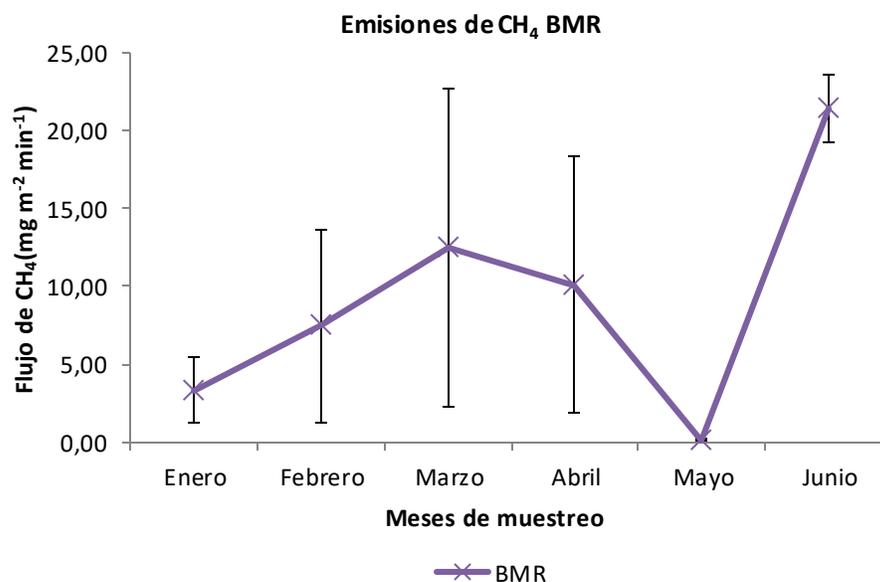
### 8.3 Emisiones de metano (temporalidad de enero a junio)

#### 8.3.1 Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR)

Las variaciones temporales de las emisiones de CH<sub>4</sub> del sitio Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) con vegetación dominante de *Rhizophora mangle* durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 9) mostraron que en enero fueron de 3.30 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>, para el mes de febrero se obtuvo 7.46 m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> aumentando para el mes de marzo a 12.52 m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>, para el mes de abril se evidenció un descenso en las emisiones a 10.11 m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> y disminuyendo constantemente hasta el mes de mayo a 0.12 m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> siendo este mes el que menos emisiones presentó. En el mes de junio las emisiones

aumentaron significativamente a  $21.42 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  siendo el pico más alto de las emisiones de  $\text{CH}_4$  para el estudio.

Figura 9. Variaciones temporales de emisiones de metano ( $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) comprendido entre los meses de enero y junio para Boquilla de Oro, manglar rojo (BMR). Los valores son promedios ( $n=3$ ) y las barras representan el error estándar.

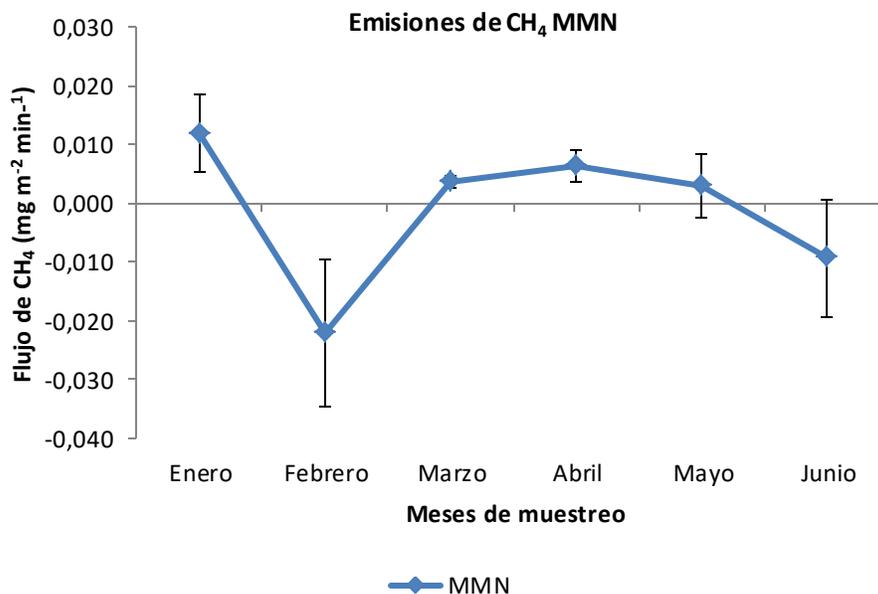


### 8.3.2 La Mancha – manglar negro (MMN)

Las variaciones temporales de las emisiones de  $\text{CH}_4$  del sitio la Mancha – manglar negro (MMN) con vegetación dominante de *Avicennia germinans* durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 10) mostraron que en enero se presentaron emisiones de  $\text{CH}_4$  de  $0.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , para el mes de febrero hubo una disminución notable a  $-0.02 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , en el mes de marzo las emisiones incrementaron a  $0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  siendo constante hasta el mes de abril el cual presentó  $0.006 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Sin embargo, a partir de este mes hubo un descenso en las emisiones de  $\text{CH}_4$ . En el

mes de mayo las emisiones fueron de  $0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , siendo constante esta disminución hasta el mes de junio con  $-0.009 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ .

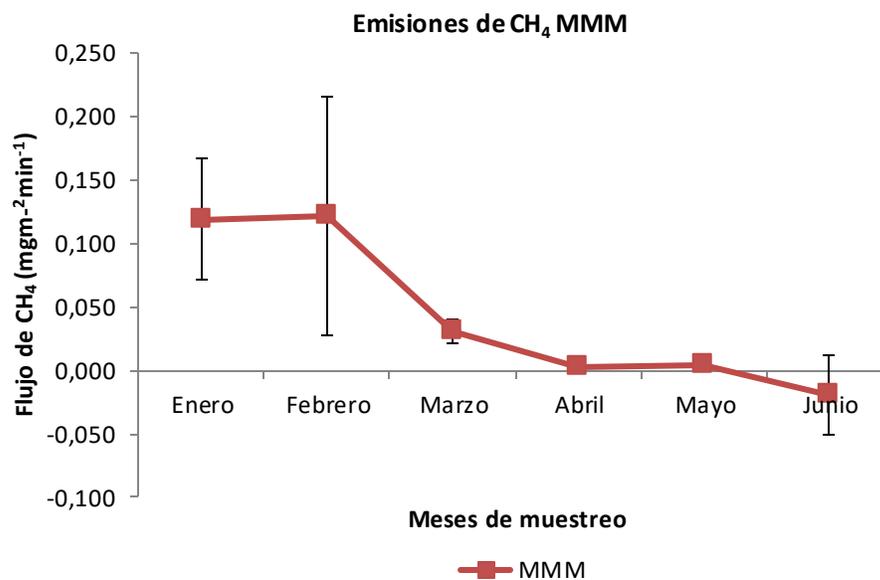
Figura 10. Variaciones temporales de emisiones de metano ( $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) comprendido entre los meses de enero y junio para La mancha, manglar negro (MMN). Los valores son promedios ( $n=3$ ) y las barras representan el error estándar.



### 8.3.3 La Mancha – manglar mixto (MMM)

Las variaciones temporales de las emisiones de CH<sub>4</sub> del sitio la Mancha – manglar mixto (MMM) con vegetación dominante de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 11) mostraron que en el mes de enero las emisiones fueron de  $0.11 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , aumentando en el mes de febrero a  $0.12 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . A partir de este mes se evidencia una notable disminución en las emisiones de CH<sub>4</sub> ya que para el mes de marzo se obtuvo  $0.02 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , en el mes de abril de  $0.002 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , en el mes de mayo de  $0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  y para el mes de junio un total de  $-0.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ .

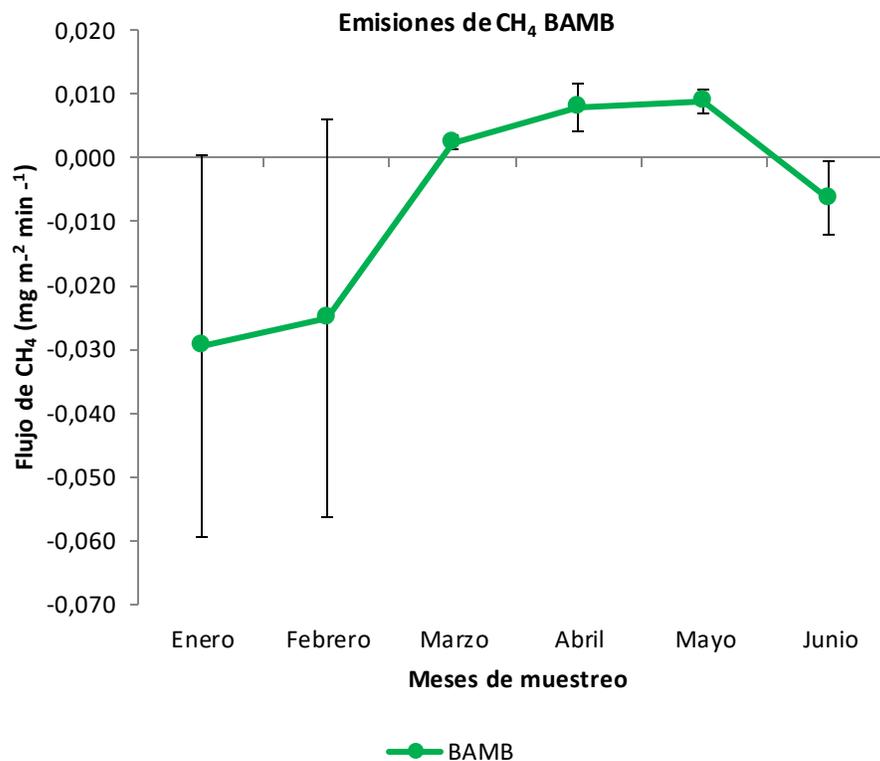
Figura 11. Variaciones temporales de emisiones de metano ( $\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$ ) comprendido entre los meses de enero y junio para La mancha, manglar mixto (MMM). Los valores son promedios ( $n=3$ ) y las barras representan el error estándar.



#### 8.3.4 Boca Andrea – Manglar blanco (BAMB)

Las variaciones temporales de las emisiones de CH<sub>4</sub> del sitio Boca Andrea – manglar blanco (BAMB) con vegetación dominante de *Laguncularia racemosa* durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 12) mostró que en el mes de enero presentó un total de emisiones de CH<sub>4</sub> de  $-0.029 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  y para el mes de febrero  $-0.025 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  siendo éstos los meses con menores emisiones. Para el mes de marzo se evidenció un incremento de  $0.002 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  aumentando constantemente en el mes de abril a  $0.007 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  y para el mes de mayo a  $0.008 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  y disminuyendo en el mes de junio a  $-0.006 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ .

Figura 12. Variaciones temporales de emisiones de metano ( $\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$ ) comprendido entre los meses de enero y junio para Boca Andrea, manglar blanco (BAMB). Los valores son promedios ( $n=3$ ) y las barras representan el error estándar.



#### 8.4 Promedio de las emisiones de metano en todo el estudio

El promedio de la cantidad de CH<sub>4</sub> emitido durante el estudio de enero a junio (Figura 13) para cada sitio de muestreo, indicó que fue el manglar rojo (BMR) el sitio que emitió significativamente ( $P= <0,0001$ ) mayor cantidad de CH<sub>4</sub> con  $6.70 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  de emisión con respecto a las otros sitios. La liberación de CH<sub>4</sub> desde el suelo a la atmósfera de este sitio se limitó a condiciones anaeróbicas, ya que este sitio es el que presentó mayor inundación y también mayor contenido de carbono en el suelo (Figura 8). El flujo parece estar relacionado con la composición de la vegetación *Rhizophora mangle* en este caso y la profundidad de las raíces, las cuales están generalmente profundas. Así mismo, está íntimamente relacionado con el contenido de humedad del suelo y alto contenido de

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

materia orgánica, siendo este el sitio que presenta suelos constantemente inundados y húmedos favoreciendo el desarrollo de condiciones anóxicas (Figura 14) generando emisiones altas de CH<sub>4</sub> (Figura 9). El manglar mixto (MMM) fue el segundo lugar con 0.05 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> de emisión total, seguido del manglar negro (MMN) con 0.0005 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>. Las emisiones de CH<sub>4</sub> para estos tres sitios se deben a que cada zona de muestreo está constituida por suelos hídricos formados bajo condiciones de saturación o inundación constante (Figura 14) de tal manera que desarrollan condiciones anaeróbicas favoreciendo la producción de CH<sub>4</sub>. El manglar blanco (BAMB) con un promedio de -0.007 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> de emisión total, presentó bajas emisiones de CH<sub>4</sub> debido a que los suelos no están constantemente inundados (Figura 14), por lo cual presenta un suelo más aireado. Las emisiones netas de CH<sub>4</sub> resultan de la interacción de los procesos de consumo y producción de CH<sub>4</sub> llevados a cabo por las bacterias metanogénicas y las comunidades bacterianas metanotróficas (Butterbach-Bahl et al., 2011). Así mismo, Liikanen & Martikainen, (2003) registraron que la disponibilidad de oxígeno en el componente edáfico y en el sistema tiene influencia directa sobre la producción de gases, disminuyendo la liberación de CH<sub>4</sub>. Cabe resaltar que el sitio de Boca Andrea (BAMB), presenta suelos arenosos que no permiten la retención de agua y tienen bajas concentraciones de carbono. Por otro lado los valores expresados para las emisiones de CH<sub>4</sub> en todo el estudio y entre temporadas en (Figura 13) para Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) fueron divididos entre 100 debido a las diferencias en magnitud de los datos con respecto a los otros sitios de muestreo.

### *8.5 Emisiones de metano entre temporadas*

Las emisiones promedio de CH<sub>4</sub> para las dos primeras temporadas del año invierno – primavera (Figura 13), mostraron que el sitio que emitió mayor cantidad de CH<sub>4</sub> en la

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

temporada de invierno fue el manglar rojo (BMR) con  $7.76 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , seguido del manglar mixto (MMM) con  $0.08 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , luego el manglar blanco (BAMB) con  $-0.01 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , y finalmente el manglar negro (MMN) con un total de  $-0.002 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  de  $\text{CH}_4$  emitido para esta temporada. Para la temporada de primavera el sitio que emitió mayor cantidad de  $\text{CH}_4$  fue el manglar rojo (BMR) con  $10.55 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , seguido del manglar negro (MMN) con  $0.005 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , luego el manglar blanco (BAMB)  $0.003 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , y el sitio con menores emisiones fue el manglar mixto (MMM) con un total de  $-0.004 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Este estudio evidencia que hay variaciones temporales significativas ( $P = <0.0001$ ) en las emisiones de  $\text{CH}_4$ . Esto ya fue mostrado también en otras investigaciones (Sotomayor et al., 1994; Mukhopadhyay et al., 2002; Purvaja et al., 2004). Donde se observó que en regiones boreales y templadas las emisiones de  $\text{CH}_4$ , además de ser muy altas, están gobernadas por la latitud y la variabilidad estacional. En contraste, la variación de temperatura en manglares tropicales y subtropicales es menos extrema y las emisiones están enlazadas principalmente a los ciclos de inundación anual. Así mismo, al comparar los flujos de  $\text{CH}_4$  entre temporadas en el presente estudio con los de otros manglares a nivel mundial, se encontró que las emisiones de  $\text{CH}_4$  para Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) fueron mayores para este estudio, comparado con lo reportado por Betancourt et al. (2013) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia con vegetación dominante de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*, donde encontraron que las emisiones de  $\text{CH}_4$  variaron entre  $0.05261 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Sin embargo, para los otros sitios de muestreo (MMM, MMN, BAMB) los valores se encontraron en el rango establecido siendo MMM  $0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , seguido por MMN con  $0.0005 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  y en menor cantidad BAMB con  $-0.007 \text{ mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ . Estos valores se vieron influenciados por la salinidad presente en el sistema, como en el caso de Santa Marta donde

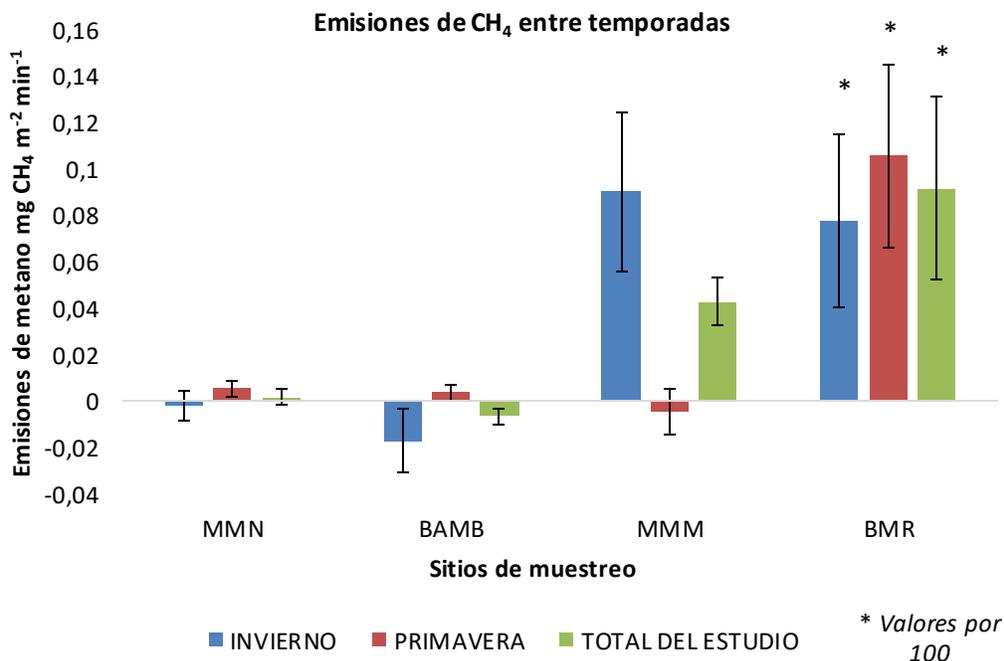
Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

obtuvieron rangos de salinidad bajos en sitios con presencia de aguas negras y gran aporte de agua continental variando entre 6.2 a 0.1 ppm con alta producción y emisión de CH<sub>4</sub> y sitios con alto grado de intervención e hipersalinización en el componente edáfico con rangos de salinidad alta variando entre 6.4 a 26.4, 3.9 a 21.6 y 38.4 a 0.5 ppt. Estos últimos presentaron baja producción y emisión de CH<sub>4</sub>, en comparación con los obtenidos en este estudio para BMR siendo el sitio con concentración de sales más bajas (0.7 ppt) por la ausencia de una conexión constante con agua salobre ayudando a generar una alta producción de CH<sub>4</sub>. Sitios con salinidad alta como lo fue el caso de MMN, MMM y BAMB en rangos entre 21.28 a 33.92 ppt y con baja producción de CH<sub>4</sub>, presentaban una conexión constante de agua salobre con agua continental haciendo que los rangos de salinidad fueran más altos. Esto indicó que los manglares con baja concentración de sales y largos periodos de inundación favorecen la producción y emisión de CH<sub>4</sub>. En este estudio, se encontró que las emisiones de CH<sub>4</sub> en los diferentes tipos de manglares variaron en diferentes órdenes de magnitud, lo cual coincide con Allen et al. (2007) quienes reportaron diferencias significativas en las emisiones de CH<sub>4</sub> en el sureste de Queensland, Australia con vegetación dominante de mangle gris *Avicennia marina*, en el cual las emisiones de CH<sub>4</sub> variaron en diferentes órdenes de magnitud de (0.00005 - 0.0002 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>). Dichos flujos diferían significativamente entre las temporadas de muestreo (invierno – verano), lo que ratifica que las emisiones de CH<sub>4</sub> varían entre temporadas, debido a las condiciones climáticas que influyen la temperatura y la hidrología. Por otro lado, la alta producción de materia orgánica y condiciones reductoras del sistema como en el caso de Boquilla de Oro - manglar rojo (BMR) favorecen la transformación de moléculas complejas ricas en energía en productos inorgánicos sencillos solubles (fosfatos, sulfatos, nitratos) o gaseosos (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>) y agua (Couteaux et al., 1995). A este eficiente reciclaje de nutrientes y a

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

las tasas de generación y descomposición de hojarasca, se les atribuye la alta productividad de los ecosistemas de manglar (Bosire et al., 2005). Las emisiones de CH<sub>4</sub> también fueron de mayor magnitud en Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) que las registradas en manglares próximos a vertimientos de aguas residuales tratadas en Tamil Nadu-India (0.256 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>, Purvaja & Ramesh, 2001), y a la de los manglares afectados por grandes descargas de ríos como Sundarban en la India (0.256 – 0.533 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>; Mukhopadhyay et al., 2002). Sin embargo, estos valores fueron mayores a los de MMM, MMN y BAMB, debido a que los manglares de Sundarban y Nadu - India presentan grandes descargas de agua continental y de aguas residuales generando consigo una baja concentración de sales y desarrollo de condiciones anaerobias favoreciendo la producción y emisión de CH<sub>4</sub> siendo la salinidad una variable dependiente de la entrada de agua continental al sistema (Betancourt et al., 2013). El sector de la Mancha - manglar mixto (MMM), aunque presento emisiones de CH<sub>4</sub> bajas (Figura 11) supero las registradas en algunos estuarios de la China (0.00005 – 0.0007 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> Alongi et al., 2005). De los anteriores resultados se puede inferir que los sedimentos de manglar en el Golfo de México principalmente en Boquilla de Oro y La Mancha – manglar mixto (MMM) son fuente neta de emisión de CH<sub>4</sub>.

Figura 13. Emisiones de metano entre temporadas y total del estudio para Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La mancha manglar mixto MMM y La mancha manglar negro MMN.

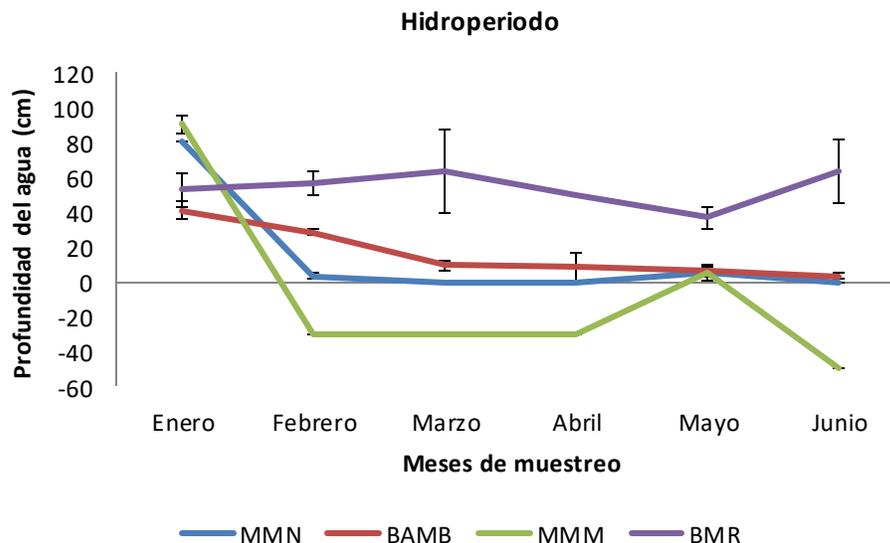


### 8.6 Características ambientales

El hidroperiodo comprendido entre los meses de enero a junio del 2018 para cada uno de los sitios de muestreo (Figura 14) indicó que para el manglar negro (MMN), su mayor pulso de inundación (de 80 cm) fue en el mes de enero y disminuyó considerablemente en febrero (3.33 cm), hasta mayo donde se logra ver un aumento en la inundación debido a las lluvias que se presentaron durante ese mes. El manglar mixto (MMM) presentó su mayor pico de inundación en enero (90.33 cm) y su declive en el mes de febrero (-30 cm) hasta el mes de mayo que se volvió a inundar. El manglar blanco (BAMB) se observó el pico más alto de inundación entre los meses de enero y febrero entre (40 y 20 cm), y la temporada más baja de la inundación se dió entre los meses de marzo y junio (entre 3 y 10 cm), por lo que se puede determinar que no estuvo completamente seco durante el estudio. Finalmente,

el manglar rojo (BMR) fue el sitio que presentó una inundación constante durante los meses de enero y junio (entre 50 y 70 cm). El hidroperiodo mostró correlación con los flujos de CH<sub>4</sub>, lo cual indica que hay una gran producción de este gas, probablemente por la metanogénesis en los sedimentos y en la columna de agua anóxica, principalmente en el manglar rojo (BMR), donde se alcanzaron emisiones promedio de hasta 6.70 mg m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> por lo que la columna de agua se encuentra sobresaturada, convirtiendo a este lugar en una importante fuente de emisiones de CH<sub>4</sub>. Los datos aquí registrados concuerdan con lo reportado por Purvaja & Ramesh (2001) donde hacen referencia a que la materia orgánica del sedimento y materia orgánica disuelta y particulada en la columna de agua generan una alta producción de CH<sub>4</sub> debido al contenido de carácter anaerobio y alto requerimiento de materia orgánica de las bacterias metanogénicas.

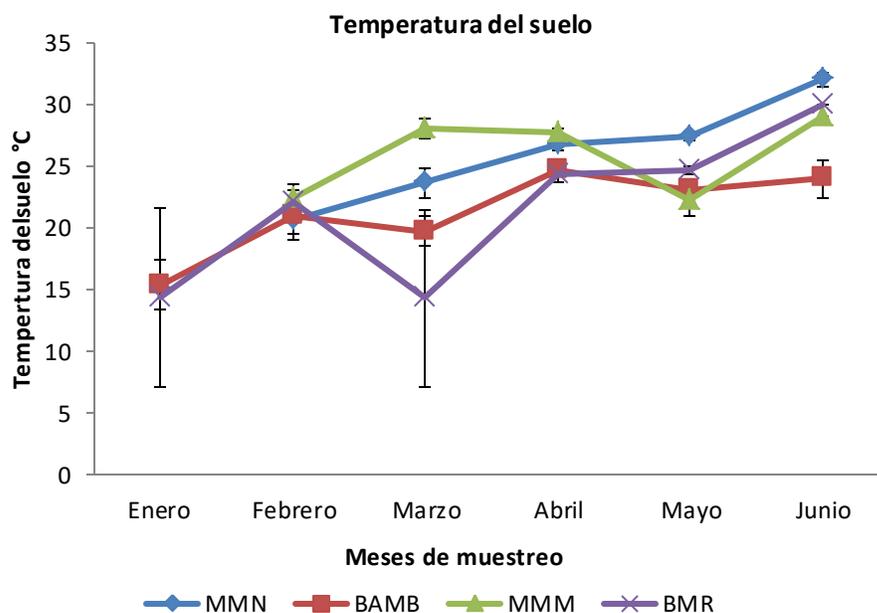
Figura 14. Hidroperiodo comprendido entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN.



### *8.6.1 Temperatura del suelo*

La variación de la temperatura del suelo (Figura 15) durante el muestreo, indicó que para los cuatro sitios de muestreo se presentó una temperatura mínima durante el mes de enero entre 15 y 16 °C , aumentando considerablemente en el mes de febrero a temperaturas entre 20 y 23 °C , así mismo hubo una variación en el mes de marzo para los cuatro sitios siendo BMR el lugar que presentó la temperatura más baja (15 °C) en comparación con MMM, BAMB y MMN que presentaron temperaturas entre 19 y 27 °C . Para los meses entre abril y junio se logra observar un aumento en las temperaturas de los cuatro sitios estableciéndose desde 24 hasta 32 °C. No fue encontrada una correlación de la temperatura del suelo con los flujos de CH<sub>4</sub>. Sin embargo, los efectos de la temperatura del suelo en la oxidación de CH<sub>4</sub> son menores en comparación con los efectos sobre la producción de este gas. Puede ocurrir que, en un determinado momento y dependiendo de la temperatura del suelo, una misma área se comporte como fuente y como sumidero, debido al cambio que éstos producen en el balance entre la actividad de los microorganismos metanogénicos y los metanotróficos (Tate, 2015). Se ha encontrado que la temperatura entre -5 y 10 grados centígrados reduce apreciablemente el consumo de CH<sub>4</sub> por parte de los microorganismos, aunque este factor limita en menor término el consumo a temperaturas entre 10 y 20 °C (Dalal et al., 2008).

Figura 15. Temperatura edáfica comprendida entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN.



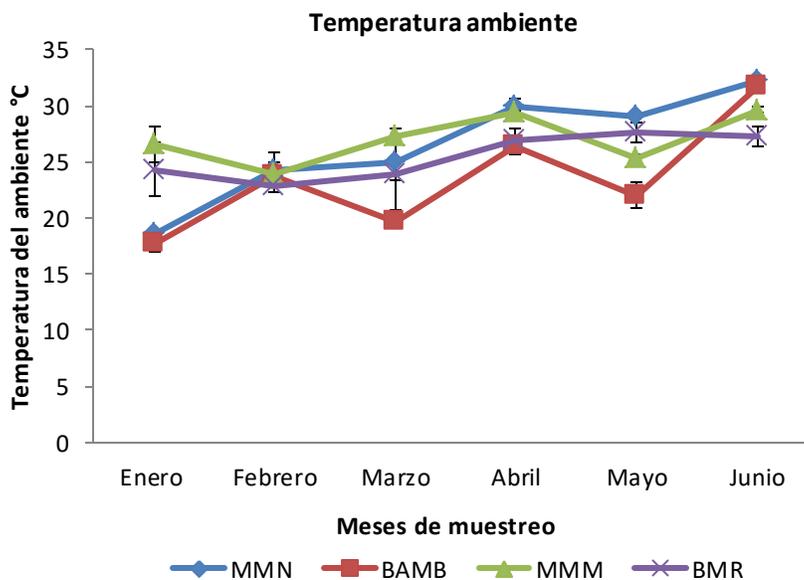
### 8.6.2 Temperatura ambiente

La temperatura ambiente durante el muestreo (Figura 16) varió según la temporada (temporada de invierno a temporada de primavera), diferenciando considerablemente el aumento de la temperatura conforme pasó el tiempo. Se obtuvieron temperaturas más bajas durante el mes de enero entre (17 y 19 °C) para BAMB y MMN, y para BMR y MMM temperaturas mínimas de (24 y 26 °C). Así mismo se obtuvieron temperaturas medias durante los meses de febrero a marzo para BAMB (de 20 a 24 °C) y para MMM, MMN y BMR entre (24 a 27 °C) temperaturas altas en los meses de abril a junio para BAMB (de 26 a 31 °C) y para MMN, BMR y MMM con temperaturas (desde 27 a 33 °C). Cabe aclarar que la temperatura para cada sitio presenta un grado de variación no solo por las temporadas sino también por la estructura y composición de la cobertura vegetal. Teniendo en cuenta esto, los sitios que presentaron la mayor temperatura durante el estudio fueron

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

MMM y MMN dado que la cobertura vegetal no presentaba valores altos y por lo tanto los rayos solares penetraban directamente en el sitio de muestreo, considerando por esto las altas temperaturas para estos dos sitios. Las temperaturas más bajas durante el estudio, se presentaron en BMR y BAMB, debido que la cobertura vegetal allí era más densa y los arboles presentaban grandes alturas generando con esto que no hubiera una penetración de los rayos solares directamente por lo tanto las temperaturas eran más bajas en estos sitios de muestreo. Así mismo la temperatura mostró correlación con los flujos de CH<sub>4</sub>, ya que la concentración del CH<sub>4</sub> aumenta en los periodos cálidos y disminuye en los periodos fríos, como se evidencia en la Figura 13, donde en la época de invierno se encontraron emisiones mucho más bajas con relación a la época de primavera donde se vieron aumentos significativos en la temperatura (Figura 16). Uriarte, (2004) especifica que las emisiones biológicas de CH<sub>4</sub> a la atmósfera son mayores cuando sobre la superficie terrestre existe más calor y más humedad aumentando la metanogénesis, debido a que hay mayor actividad bacteriana. Por lo tanto, el frío y el bajo porcentaje de humedad que acompaña a los períodos más fríos provocan una disminución de sus emisiones; Heyer & Berger (2000) coinciden en que la temperatura es un factor que incrementa la velocidad de producción de CH<sub>4</sub> cuando la fuente de materia orgánica es alta. Observaciones realizadas en la bahía de Bengala muestran que las emisiones CH<sub>4</sub> en suelos de manglar tienen variaciones diurnas y estacionales ante la llegada del monzón, lo cual encontró una correlación positiva significativa entre las emisiones de CH<sub>4</sub> con la temperatura (Mukhopadhyay et al., 2002).

Figura 16, Temperatura ambiente comprendida entre los meses de enero y junio para los cuatro sitios de muestreo Boquilla de Oro manglar rojo – BMR; Boca Andrea manglar blanco BAMB; La Mancha manglar mixto MMM y La Mancha manglar negro MMN.



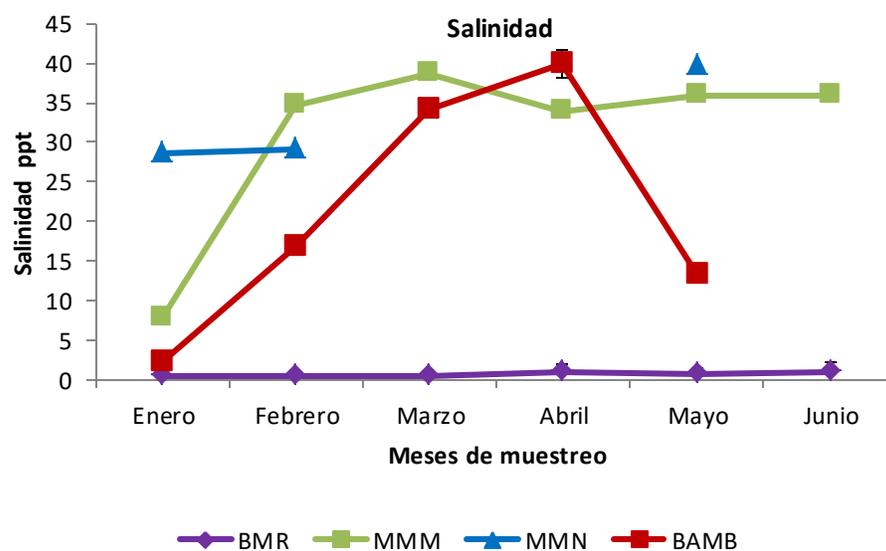
### 8.6.3 Calidad del agua

#### 8.6.3.1 Salinidad

La salinidad para cada mes en las estaciones de monitoreo (Figura 17) mostró que el manglar rojo (BMR) fue el sitio que presentó significativamente ( $P= 0.013$ ) menor cantidad de sales entre los meses de enero y junio con un promedio de 0.75 ppt, ratificando que en lugares con baja salinidad las emisiones de  $CH_4$  son mucho mayores (Figura 9, 13). En esto se debe a que en este lugar la cantidad de agua continental es mucho mayor ya que en este sitio la intrusión de agua salobre es mínima por la presencia de componentes antropogénicos como carreteras y ranchos. Para el manglar blanco (BAMB) se logra ver un aumento significativo desde el mes de enero hasta el mes de abril con 39.87 ppt y disminuyendo considerablemente hasta el mes de junio a 13.38 ppt, con un promedio total de 21.28 ppt,. Para el manglar mixto (MMM), entre el mes de enero y marzo, se presentó

38.63 ppt siendo el punto más alto de concentración de sales disminuyendo hasta el mes de abril a 33.92 ppt y aumentando hacia el mes de junio a 35.91 ppt, presentado un promedio de 31.12 ppt. El manglar negro (MMN) fue el sitio que presentó mayor concentración de sales con un punto mínimo de concentración en el mes de enero de 28.58 ppt y un punto máximo en el mes de mayo de 39.55 ppt arrojando un promedio total de 32.37 ppt ratificando que los puntos con mayor concentración de sales tienden a emitir menos CH<sub>4</sub> (Figura 10,13). La gran cantidad de concentración de sales en este lugar es debido a que la laguna La Mancha presenta una conexión constante de agua salobre proveniente del mar evidenciando concentraciones altas de sales en este sitio de muestreo.

Figura 17. Salinidad (ppt) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018.



### 8.6.3.2 Concentración de cloruros

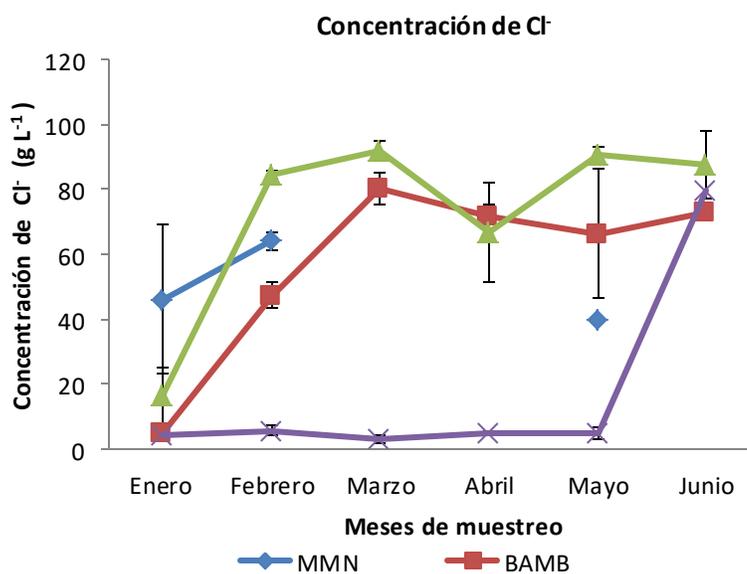
La concentración de cloruros (Cl) para cada mes en las estaciones de monitoreo (Figura 18) mostró que el manglar rojo (BMR) fue la estación que presentó menor cantidad de

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

cloruros entre los meses de enero y mayo con un promedio de  $4.49 \text{ g L}^{-1}$  de Cl<sup>-</sup>. Sin embargo, se logra ver un aumento significativo desde este último mes hasta junio con un total de  $79.54 \text{ g L}^{-1}$ . Para el manglar negro (MMN) se apreció que durante los meses de enero a febrero aumentó entre  $46.21$  y  $64.01 \text{ g L}^{-1}$  en la concentración de Cl<sup>-</sup>, posteriormente se logra ver una disminución desde el mes de febrero hasta abril ya que durante el muestreo no hubo presencia de agua. Para el mes de mayo se evidencia un aumento de  $39.99 \text{ g L}^{-1}$  y para el mes de junio igualmente no hubo muestra de agua. El manglar blanco (BAMB), en el mes de enero presentó un total de  $5.00 \text{ g L}^{-1}$  de Cl<sup>-</sup> aumentando considerablemente hasta el mes de marzo con un total de  $80.15 \text{ g L}^{-1}$ . Desde este momento, tiende a disminuir hasta el mes de mayo con un total de  $66.36 \text{ g L}^{-1}$  siendo así el mes de junio donde presenta una concentración de  $72.70 \text{ g L}^{-1}$  de Cl<sup>-</sup>. El manglar mixto (MMM) fue el lugar que presentó la mayor concentración de Cl<sup>-</sup> y mayor variación evidenciando diferencias significativas ( $P= 0.0197$ ), ya que para el mes de enero se obtuvo un total de  $16.45 \text{ g L}^{-1}$  de Cl<sup>-</sup> aumentando constantemente hasta el mes de marzo con un valor de  $91.94 \text{ g L}^{-1}$  disminuyendo en el mes de abril y volviendo a aumentar hasta el mes de junio a  $87.46 \text{ g L}^{-1}$  de Cl<sup>-</sup>. Cabe aclarar que la presencia de Cl<sup>-</sup> en el agua del ecosistema de manglar se debe al grado de salinidad presente en el agua de mar, teniendo en cuenta que las variaciones en la cantidad de Cl<sup>-</sup> se dan por la posición en el paisaje de los manglares estudiados. El manglar mixto (MMM) es el punto de muestreo con mayor concentración de Cl<sup>-</sup>, debido a la cercanía en el que se encontraba este punto de la boca de la laguna habiendo un flujo constante de agua del ecosistema marino hacia la laguna continental. Es importante anotar que esta zona de muestreo presentaba individuos de las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. *R. mangle* es considerada especie excluidora y *A. germinans* excretora de sal (Mallery y Teas, 1984).

Teniendo en cuenta lo reportado por Mellery y Teas (1984), se puede evidenciar que Boquilla de Oro (BMR) presenta individuos de la especie *Rhizophora mangle* considerada especie excluidora de sal, haciendo que disminuya la concentración de Cl<sup>-</sup> en el sitio (Figura 18). Por esto los Cl<sup>-</sup> presentaron correlación negativa con los flujos de CH<sub>4</sub>. Debido a que los sitios con baja concentración de Cl<sup>-</sup> presentan mayor emisiones de CH<sub>4</sub>, como lo es el caso de Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR), el cual presentó una emisión de CH<sub>4</sub> significativamente mayor (Figura 9) con relación a los otros manglares, debido a que los manglares de la especie de *Rhizophora mangle* mediante transcurre el tiempo de exposición de Cl<sup>-</sup> tiende a acumular dicha sal; para este lugar se evidencio baja acumulación de sales (Figura 17) lo que crea una mayor avidez en la toma del Cl<sup>-</sup> (Pannier, 1959). Así mismo, esta especie presenta tasas de biocamuluación de Cl<sup>-</sup> que coinciden también con el crecimiento foliar (biomasa) (Grosso et al., 2000), siendo así el segundo sitio que presentó mayor cantidad de biomasa aérea con 88.04 Mg C ha<sup>-1</sup> (Figura 7).

Figura 18. Concentración en g L<sup>-1</sup> de cloruros (Cl<sup>-</sup>) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018.



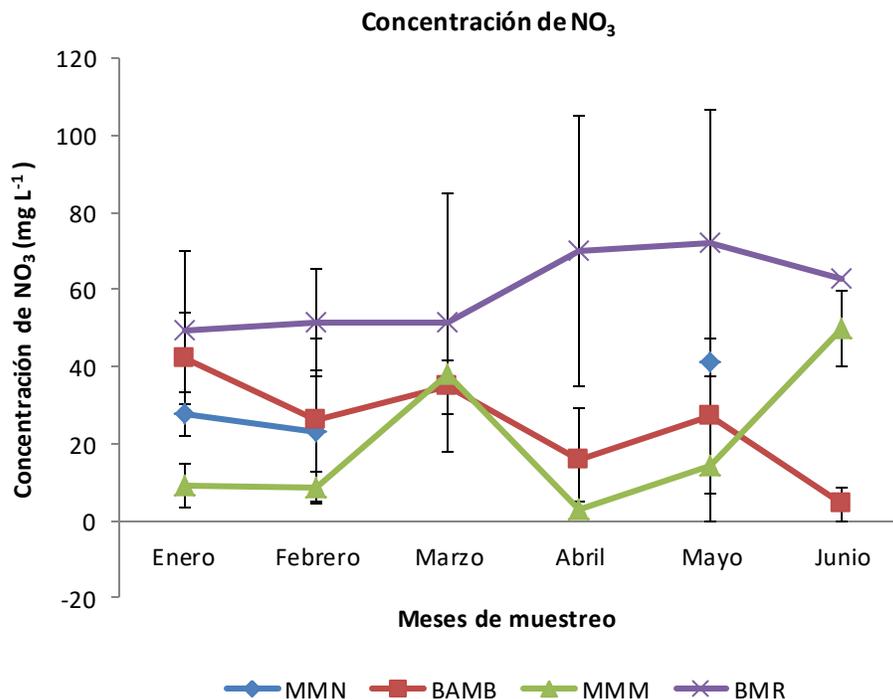
### 8.6.3.3 Concentración de nitratos

La concentración de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) presentes en cada sitio de monitoreo para los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 19) mostró que el manglar rojo (BMR) presentó para el mes de enero una concentración de  $\text{NO}_3$  de  $49.31 \text{ mg L}^{-1}$ , manteniéndose constante hasta el mes de marzo, aumentando en el mes de abril a  $70.01 \text{ mg L}^{-1}$ , seguido del mes de mayo con  $72.22 \text{ mg L}^{-1}$  y disminuyendo en junio a  $62.90 \text{ mg L}^{-1}$ . Para el manglar mixto (MMM) en los meses de enero y febrero se presentó una concentración de  $\text{NO}_3$  de  $8.62 \text{ mg L}^{-1}$  y un aumento a  $38.01 \text{ mg L}^{-1}$  en el mes de marzo y disminuyendo en el mes de abril a  $3.02 \text{ mg L}^{-1}$ . Para el mes de mayo y junio aumentó considerablemente hasta tener una concentración de  $\text{NO}_3$   $49.71 \text{ mg L}^{-1}$ . En el manglar blanco (BAMB), hubo una disminución constante de la concentración de  $\text{NO}_3$  desde el mes de enero de  $42.01 \text{ mg L}^{-1}$  hasta el mes de junio a  $4.40 \text{ mg L}^{-1}$  siendo este sitio el de menor concentración de  $\text{NO}_3$ . En el manglar negro (MMN) para el mes de enero la concentración fue de  $27.70 \text{ mg L}^{-1}$  y después hubo una disminución constante hasta el mes de abril por la ausencia de agua en el lugar. Sin embargo, en el mes de mayo hubo presencia de agua con un aumento a  $41.00 \text{ mg L}^{-1}$  en la concentración de  $\text{NO}_3$  y decreciendo hasta el mes de junio ya que nuevamente no hubo agua. La presencia de  $\text{NO}_3$  en las aguas superficiales en el lugar es debido a que hay una liberación de nitratos cuando la materia orgánica se descompone por las bacterias del suelo, y por la disolución de rocas. El manglar rojo (BMR) fue el sitio de muestreo que presentó mayores concentraciones de  $\text{NO}_3$  presentando diferencias significativas ( $P=0.0040$ ), teniendo en cuenta que en este sitio de muestreo el suelo era más orgánico que para los otros sitios debido a que estaba en inundación constante (Figura 14), lo que hace que las comunidades bacterianas nitrificantes lleven a cabo las funciones de degradación de la materia orgánica en los sedimentos anaeróbicos y microaerófilos del manglar, generando

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

con esto una alta productividad de nitratos para el ecosistema (Tam et al., 2009). Los  $\text{NO}_3$  no presentaron correlación con los flujos de  $\text{CH}_4$  ya que la concentración de nitratos se correlaciona positivamente en emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  y no específicamente con el  $\text{CH}_4$  (Bauza et al., 2002; Liikanen & Martikainen, 2003).

Figura 19. Concentración en  $\text{mg L}^{-1}$  de nitratos ( $\text{NO}_3$ ) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018.



#### 8.6.3.4 Concentración de sulfatos

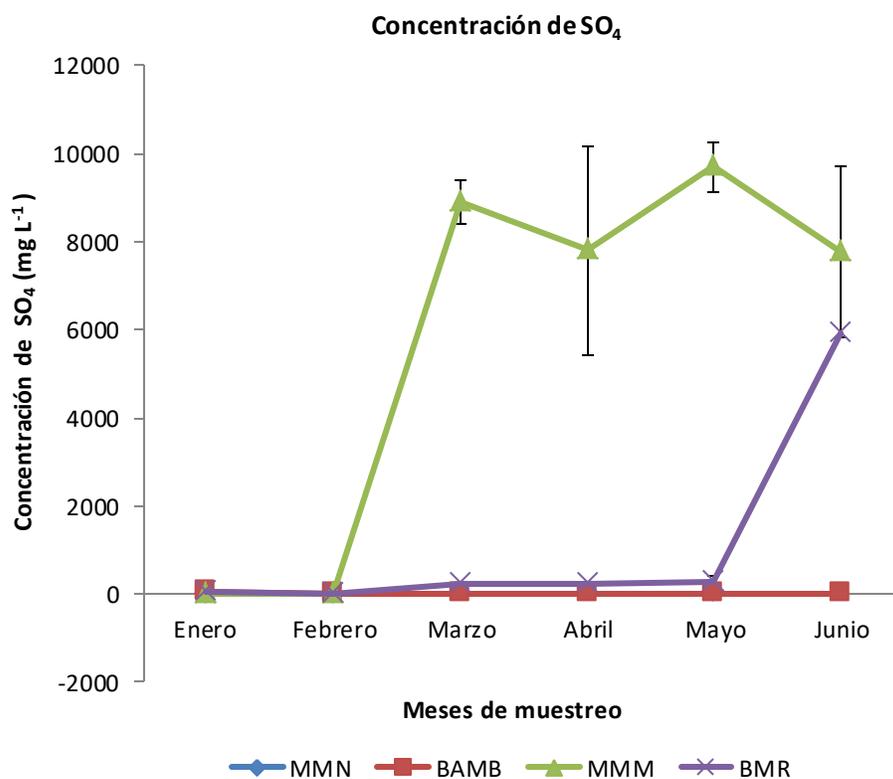
La concentración de sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) presentes en cada sitio de monitoreo para los meses comprendidos entre enero y junio del 2018 (Figura 20), muestra que el manglar blanco (BAMB) presentó una baja concentración de sulfatos  $\text{SO}_4$  desde el mes de enero hasta el mes de junio, siendo  $40.36 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$  para el mes de enero y un porcentaje nulo para el mes de junio debido a que no había agua en el lugar. El manglar negro (MMN) presentó en

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz, México Junca-Gómez, D

el mes de enero una concentración de  $17.54 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$  con un aumento en el mes de mayo a  $52.16 \text{ mg L}^{-1}$  y disminuyendo en el mes de junio por la ausencia de agua en el lugar. El manglar rojo (BMR) presento una estabilidad en la concentración de  $\text{SO}_4$  en los meses de enero y febrero de  $2,37 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente, con aumento de  $\text{SO}_4$  en el mes de marzo a  $226.16 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$  incrementando constantemente hasta llegar a su punto máximo en el mes de junio con un total de  $5930.35 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$ . Para el manglar mixto (MMM) en el mes de enero hay una concentración baja de  $\text{SO}_4$  de  $21.65 \text{ mg L}^{-1}$ , pero se ve un notable aumento en los meses de febrero a marzo con un total de  $8906.95 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$ , para los meses de abril y mayo a  $9691.56 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$  y disminuyendo en el mes de junio a  $7762.61 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{SO}_4$ . Cabe resaltar que las variaciones de los  $\text{SO}_4$  para cada uno de los sitios de muestreo variaron según la intrusión salina al ecosistema proveniente del agua de mar. Las concentraciones de  $\text{SO}_4$  en el agua de mar hacen que la degradación de la materia orgánica en los sedimentos anaeróbicos esté dominada por las bacterias reductoras de sulfato. Así, la metanogénesis ocurre principalmente en las capas sedimentarias más profundas, con altos contenidos de materia orgánicas, bajo condiciones anaeróbicas (Martens & Berner, 1974) y en las que el sulfato ha sido agotado por la bacterias reductoras del sulfato. El manglar mixto (MMM) era el sitio de muestreo que estaba mucho más cerca a la boca donde se presentaba el intercambio de agua continental con agua marina, siendo así el lugar que recibía mayores concentraciones de sales, por ende, fue el lugar que presento mayor cantidad de  $\text{SO}_4$  durante el estudio. La concentración  $\text{SO}_4$  no presentó diferencias significativas entre las zonas (con un valor  $P= 0.0733$ ) y presento correlación negativa con los flujos de  $\text{CH}_4$ . Los resultados encontrados concuerdan con lo hallado en otras investigaciones, donde se relaciona los sulfatos con la oxidación del  $\text{CH}_4$  (Joye et al., 2004), donde el aumento en el nivel del agua marina podría impulsar mayores tasas de

oxidación anaerobia, del mismo modo con la intrusión de agua salobre en el sistema aumentando el  $\text{SO}_4$  inhibiendo la formación de  $\text{CH}_4$  microbiano o metanogénesis, como fue en el caso del MMM donde se encontraron grandes cantidades de  $\text{SO}_4$  y bajas tasas de emisión de  $\text{CH}_4$ . En comparación con BMR que presentó una mayor emisión de  $\text{CH}_4$  y menor contenido de  $\text{SO}_4$  debido a que no hay un flujo constante de agua salina hacia el sistema presentando un alto porcentaje de nutrientes provenientes de las cuencas hidrográficas continentales.

Figura 20. Concentración en  $\text{mg L}^{-1}$  de sulfatos ( $\text{SO}_4$ ) durante los meses comprendidos entre enero y junio del 2018.



## 9. Conclusiones

El mayor almacén de carbono se encontró en los suelos de los cuatro tipos de manglares contribuyendo entre 60% y 80% al total de almacén de carbono.

Los suelos y la biomasa de los ecosistemas de manglar son sumideros de carbono, siendo la profundidad de la capa orgánica la determinante en el almacén de éste.

La hidrología es una característica que influye en el secuestro de carbono en los manglares ya que los sitios que presentan una constante inundación por sus condiciones anaerobias y anóxicas hacen que su capacidad de almacenamiento y porcentaje de carbono orgánico sea alto.

El manglar rojo (*Rhizophora mangle*) y manglar blanco (*Laguncularia racemosa*) fueron los que presentaron más altos almacenes de carbono; sin embargo, sólo los suelos del manglar rojo fueron los que presentaron altos contenidos de carbono orgánico.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> en los cuatro sitios de estudio de manglar no son del mismo orden de magnitud siendo Boquilla de Oro – manglar rojo (BMR) el sitio que emitió mayor cantidad de CH<sub>4</sub> en todo el estudio y entre temporadas (invierno – primavera).

Los manglares inundados durante periodos más largos tienen mayores emisiones de CH<sub>4</sub> que las que tienen periodos de inundación más cortos como fue el caso de La Mancha - manglar mixto (MMM), La Mancha – manglar negro (MMN) y Boca Andrea – manglar blanco (BAMB).

Se encontraron diferencias en la cantidad y calidad del agua en los cuatro tipos de manglares estudiados. El manglar rojo (*Rhizophora mangle*) presentó mayores niveles de inundación y bajas salinidades (menores a 2 ppt), lo cual favoreció las altas emisiones de CH<sub>4</sub> en comparación con los otros tres tipos de manglares.

La temperatura ambiente mostró correlación positiva con los flujos de CH<sub>4</sub>, ya que la concentración de este aumenta en los periodos cálidos y disminuye en los periodos fríos

La concentración de Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> presentaron correlación negativa con los flujos de CH<sub>4</sub> debido a que la presencia de estos iones en el sistema tiene un efecto sobre la producción de CH<sub>4</sub>.

La concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presentó correlación negativa con los flujos de CH<sub>4</sub> debido a que no se evidenció claramente un efecto en la producción de este gas por la presencia de este ion en los sitios estudiados.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> en (BMR) fueron de mayor magnitud en comparación con los registros a nivel mundial en otros ecosistemas de manglar.

Las emisiones de CH<sub>4</sub> en MMN, MMM y BAMB estuvieron en el mismo rango de magnitud en comparación con los registros a nivel mundial en ecosistemas de manglar.

Se rechaza la hipótesis de que los almacenes de carbono en la biomasa y en el suelo, y los flujos de metano serán diferentes en manglares con diferente composición de especies

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D  
(*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*) y mezclas de estas  
especies.

Se acepta la hipótesis en cuanto a las emisiones de CH<sub>4</sub> debido a que si hubo variaciones significativas entre los sitios estudiados, debido a que BMR fue el sitio que presentó significativamente mayores emisiones de metano con relación a los otros sitios de estudio MMM, MMN, BAMB.

## **10. Recomendaciones**

Se recomienda generar un estudio para evidenciar la relación de la temperatura del suelo con las emisiones de CH<sub>4</sub> en el ecosistema de manglar, y en estudios futuros evidenciar los procesos y variables que afectan la producción y consumo en las emisiones de CH<sub>4</sub> como poblaciones microbianas.

Se recomienda hacer un monitoreo anual para evidenciar los aumentos o descensos en las emisiones de CH<sub>4</sub> en los sitios estudiados para tener información exacta siendo relevante para la toma de decisiones en la evaluación de los efectos inducidos por la hidrología, temperatura, y calidad de agua en la dinámica de los flujos de CH<sub>4</sub> de los manglares del Golfo de México, específicamente en el estado de Veracruz.

Divulgar la importancia de las mediciones de biomasa, suelo y raíces en campo, dado que la determinación precisa de éstas asegura una estimación real de la cantidad de carbono acumulado en el bosque de manglar para valoraciones de bienes y servicios ecosistémicos con miras de generar información de base e implementar el pago por servicios ambientales y compensaciones ambientales en pro de la conservación del ecosistema.

## 11. Bibliografía

Acosta, J. M., y Rodríguez, T. (2007). Programa de monitoreo de los manglares de México a largo plazo: Primera Etapa. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DQ056. México D. F.

Adame, M. F., Kauffman, J. B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. P., Reza, M., y Herrera-Silveira, J. A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. 1-69.

Adame, M. F., Santini, N. S., Tovilla, C., Vázquez-Lule, A., Castro, L., y Guevara, M. (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands, *Biogeosciences*, 12, 3805-3818.

Agraz, C., Noriega, R., López, J., Flores, F., y Jiménez, J. (2006). Guía de campo. Identificación de los Manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche, 45.

Allen, D. E., Dalal, R. C., Rennenberg, H., Meyer, R. L., Reeves, S., y Schmidt, S. (2007). Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. *Soil Biol. Biochem.*, 39: 622-631.

Alongi, D. M., Pfitzner, J., Trott, L. A., Tirendi, F., Dixon, P., y Klumpp, D. W. (2005). Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia Candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuar. Coas. Shelf Sci.*, 63: 605-618.

Bauza, J. F., Morell, J. M., & Corredor, J. E. (2002). Biogeochemistry of nitrous oxide production in the red mangrove (*Rhizophora mangle*) forest sediments. *Mar. Coas. Shelf Sci.*, 55: 697-704.

Bernal, B., y Mitsch, W. J. (2008). A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecol Eng* 34: 311–323.

Betancourt, J. M., Parra, J. P., y Villamil, C. (2013). Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande De Santa Marta, Caribe Colombiano. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Playa Salguero, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. 131-152.

Blagodatsky, S., y Smith, P. (2012). Soil physics meets soil biology: Towards better mechanistic prediction of greenhouse gas emissions from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 47, 78–92.

Borges, A. V., Delille B., y Frankignoulle, M. (2005). Budgeting sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the coastal ocean: Diversity of ecosystems counts. *Geophys. Res. Lett.* 32.

Bosire, J., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J., Kazungu, J., Dehairs, F., y Koedam, N. (2005). Litter degradation and C: N dynamics in reforested mangrove plantations at Gazi Bay, Kenya. *Biol. Conserv.*, 126: 287-95.

Butterbach-Bahl, K., Kiese, R., y Liu, C. (2011). Measurements of biosphere-atmosphere exchange of CH<sub>4</sub> in terrestrial ecosystems. *Methods in Enzymology*. 1st ed., Vol. 495, 271–87.

Caamal, J. P. (2012). Almacenes de Carbono en Diferentes Tipos Ecológicos de Manglares en un Escenario Cárstico. Tesis (Maestría en Ciencias en la especialidad de Biología Marina). Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Departamento de Recursos del Mar. Yucatán, México.

Cazares, R. H., Agraz H., Flores V. y Ordóñez S. (2005). Diagnóstico ambiental del ecosistema de manglar en laguna costera “La Mancha”, Veracruz. *Memorias del II Taller sobre la Problemática de los Ecosistemas de Manglar*. Puerto Vallarta, Jalisco. 26-29.

Cerón-Bretón, J. G., Cerón-Bretón, R. M., Rangel-Marrón, M., Muriel-García, M., Córdoba-Quiroz, A.V, y Estrella-Cahuich, A. (2011). Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche, Mexico. *Int J Energ Environ* 3: 328–336.

Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., y Metay, A. (2007). Soils, a sink for N<sub>2</sub>O A review. *Glob Change Biol* 13: Pp. 1–17.

Cintron, G., A. E. Lugo, D. J. Pool y G. Moris (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10, 110-121.

Collins, M. E. y Kuehl, R. J. (2000). Organic matter accumulation and organic soils. *Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes and classification*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL, USA. 137-162.

CONABIO (2005). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad 2005.

Contreras, E. F., Rivera G., y Segura, A. (2005). Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 15 (3): 299-310.

Contreras, E.F. y Zabalegui, M.L.M. (1988). Aprovechamiento del litoral mexicano. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca, México, 128.

Couteaux, M., Bottner, P. y Berg, B. (1995). Litter decomposition, climate and litter quality. *Tree*, 10: 63-66.

Dalal, D. E. Allen, S. J. y Livesley, G. (2008). Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant Soil*, vol. 309 (1-2). 43–76.

Dean W.E. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *J. Sed. Petrol.* 44: 242–248.

Dittmar, T., N., Kattner, G., y Lara, R. (2006). Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochem. Cycles* 20, 140.

Donato, D., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., y Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4:293-297.

Fisher, M. J., Rao, I.M., Ayarza, M.A., Lascano, C.E., Sanz, J.I., Thomas, R.J., y Vera, R.R. (1994). Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*. 371: 236–237.

Gattuso, J. P., Frankignoulle, M., y Wollast R. (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Rev. Ecol. Syst.* 49, 405-433.

Giri C., E. Ochieng, L. L., Tieszen, Z., Zhu, A., Singh, T., Loveland, J., Masek, N., y Duke, S. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20:154-159.

Grosso, J. L., Sánchez, L. E., Avendaño, D., y Restrepo, R. (2000). Retención de cloruros, bario y cromo en dos especies de mangle *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* desarrollada en aguas de producción de la industria petrolera mediante la técnica de cultivo hidropónico. *C.T.F Cienc. Tecnol. Futuro* vol.2 no.1 Bucaramanga Jan./Dec. 2000. 118.

Gutiérrez-Mendoza, J., y Herrera-Silveira, J. (2015). Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014*. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-2-9. 642.

Hedges, J. I., Keil, R. G., y Benner R. (1997). What happens to terrestrial organic matter in the ocean *Org. Geochem.* 27, 195-212.

Hernández, M. E. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana.* 28, 139-147.

Hernández, M. E., y Marín, J. L. (2018). Greenhouse Gas Emissions and Treatment Performance in Constructed Wetlands with Ornamental Plants. *Artificial or Constructed Wetlands a sustainable technology water management*. CRS Press, Taylor & Francis group. Chapter 9. 169-175.

Hernández, M. E., y Mitsch, W.J. (2006). Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes. Springer link. Volumen 26, Issue 3. 862–877

Herold, M., Román-Cuesta, R. M., Mollicone, D., Hirata, Y., Laake, P. V., Asner, G. P., Souza, C., Skutsch, M., Avitabile, V., y MacDicken, K. (2011). Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance Manage.* 6:13. doi:10.1186/1750-0680-6-13.

Herrera-Silveira, J. A., A. Camacho R., Pech, M., Pech, J., Ramírez, R., y Teutli, H. (2016). Dinámica del carbono (almacenes y flujos) en manglares de México. *Terra Latinoamericana* 34: 61-72.

Heyer, J. & Berger, U. (2000). Methane emission from the coastal area in the Southern Baltic Sea. *Estuar. Coas. Shelf Sci.*, 51: 13-30.

INE. (2005). Evaluación preliminar de las tasas de pérdida de superficie de manglar en México. Dirección General de Investigación de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas. México, D. F.

IPCC (2007). *Climate change (2007): Mitigation*. In: Metz, B., et al. (Eds.), *Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York.

IPCC (2001). *Atmospheric chemistry and greenhouse gases*. 239-287. En: Houghton, J. H., Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell y C. A. Johnson (Eds.). *Climate change 2001: The scientific basis*. Cambridge University Press, Nueva York. 892.

Jiménez, J. A. (1994). *Los mangles del Pacífico Centroamericano*. Universidad Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad. UNA. 336.

Joye, S. B., Boetius, A., Orcutt, B. N., Montoya, J. P., Schulz, H. N., Erickson, M. J., y Lugo, S. K. (2004) The anaerobic oxidation of methane and sulfate reduction in sediments from Gulf of Mexico cold seeps. *Chem. Geol.* 205, 219-238.

Kauffman, J. B., y D. Donato. (2012). *Protocols for measurement, monitoring and reporting structure, biomass and carbon stocks in mangrove forest*. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia. 86.

Kelly, P. M., y Adger, W. N. (2000). Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Clim. Change* 47: 325-352.

Kelly, P. M., y Adger, W. N. (2000) *Theory and Practice in Assessing Vulnerability to Climate Change and Facilitating Adaptation*. *Clim. Change*, 47,325-352.

Laffoley, D. y Grimsditch, G. (2009). The management of natural coastal carbon sinks. Gland, CH. IUCN. 53.

Liikanen, A., y Martikainen, P. J. (2003). Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment-water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*, 52: 1287-1293.

Macías, F., Campos, M., y Rodríguez, L. (2005). Alternativas de secuestro de carbono orgánico en suelos y biomasa de Galicia. IBADER- Universidad de Santiago de Compostela. 71-85.

Mallery, C. H., y Teas H. J., (1984). The minerals ions relations. Root cell compartments in a salt excluder and a salt secreter species at low salinities. *Plant Phisiol.* 25(7): 1123 - 1131.

Marin, J. L, y Hernandez, M. E. (2014). Comparing soil carbon sequestration in coastal freshwater wetlands with various geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. Springer Science - Business Media Dordrecht 2014. 189-203.

Marín, J., Hernandez, M. E., y Moreno-Casasola, P. (2015). Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. Mexico , ScienceDirect. *Atmospheric Environment.*, (1): 107-117.

Martens, C. S., y Berner R. A. (1974) Methane production in the interstitial waters of sulfate depleted marine sediments. *Science* 185, 1167-1169.

Matus, P. J., Contreras B. G., Morales S. C., y Castro H. C. (1994). Dinámica sedimentológica en secas, lluvias y nortes en la laguna de la Mancha, Veracruz, México. Res. III Congr. de Cienc. del Mar. La Habana, Cuba. 802.

McKee, K. L. (1995). Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: An exception to the dominance predation hypothesis. *Biotropica* 27(3):334-335.

Mendoza, G., y Herrera, S. (2014). Almacenes de Carbono en manglares de tipo Chaparro en un escenario cárstico. Estado actual del conocimiento del ciclo de carbono y sus interacciones en México. Texcoco, estado de México. 642.

Metay, A., Oliver, R., Scopel, E., Douzet, J.M., Moreira, J.A.A., Maraux, F., Feigl, B.J. y Feller, C. (2007). N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, 141:78-88.

Mitsh, W. J. y J. G. Gosselink. (2000). Wetlands. John Wiley. New York, NY, USA. 31-87.

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

Moreno, E., Guerrero, A., Gutiérrez, M., Ortiz, C., y Palma, D. (2002). Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera Bosques*, Instituto de Ecología. Xalapa-Ver. 8: 115–128.

Moreno, G., Cerón, M., Guerra, J., Amador, L., y Endañu, E. (2010). Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de Isla del Carmen. Centro de Investigación de Ciencias Ambientales de la DES-DACNAT Universidad Autónoma del Carmen, Av. 56 No. 4 Col. Benito Juárez C.P. 24180 Ciudad del Carmen, Campeche, México. 23-39.

Mukhopadhyay, S. K., Biswas, H., De, T. K., Sen, B. K., Sen, S., y Jana, T. K. (2002). Impact of Sundarban mangrove biosphere on the carbon dioxide and methane mixing ratios at the NE Coast of Bay of Bengal, India. *Atmos. Environ.*, 36: 629-638.

Pannier, F. (1959). El efecto de distintas concentraciones salinas sobre el desarrollo de *R. mangle* L. *Acta Científica Venezolana*, Caracas 10 (3): 68-78.

Pennington, D. y Sarukhán, J. (2005). Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3ª ed. UNAM Fondo de Cultura Económica. México D.F.

Purvaja, R. y Ramesh, R. (2001). Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India. *Environ. Manage.*, 27 (4): 547-557.

Purvaja, R., Ramesh, R. y Frenzel, P. (2004). Plant-mediated methane emission from an Indian mangrove. *Glob. Change Biol.*, 10: 1825-1834.

Rodríguez-Zúñiga, M. T., C. Troche-Souza, A. D., Vázquez-Lule, J. D., Márquez-Mendoza, B., Vázquez-Balderas, L., ValderramaLanderos, S., Velázquez-Salazar, M. I., Cruz-López, R., Ressler, A., Uribe-Martínez, S., Cerdeira-Estrada, J., Acosta-Velázquez, J., Díaz-Gallegos, R., Jiménez-Rosenberg, D., Fueyo-Mac L., y Galindo-Leal. C. (2013). Manglares de México. Extensión, distribución y monitoreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.

Singh, B. P., Hatton, B. J., Singh, B., Cowie, A. L., y Kathuria, A. (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *Journal of Environmental Quality* 37, 1432–1438.

Smith, K. A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K. E., Massheder, J., y Rey, A. (2003) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54, 779-791.

Sotomayor, D., Corredor, J. E., y Morell, J. E. (1994). Methane flux from mangrove sediments along the southwestern coast of Puerto Rico. *Estuaries*, 17 (16): 140-147.

Almacenes de carbono y emisiones de metano en manglares en la costa de Veracruz,  
México Junca-Gómez, D

Spalding, M., Kainuma, M., y Collins, L. (1997). Atlas mundial de los Manglares, Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN), Segunda edición, The Nature Conservancy, 350.

Tam, N. F., Wong A. H., Wong, M. H., y Wong, Y. S. (2009). Mass balance of nitrogen in constructed mangrove wetlands receiving ammonium-rich wastewater: Effects of tidal regime and carbon supply. *Ecol. Eng.* 35: 453-462.

Tate, K. R., (2015). Soil Methane Oxidation and Land-Use Change – from Process to Mitigation. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 80. 260–72.

Utrera-López, M.E. y Moreno-Casasola. P. (2008). Mangrove litter dynamics in La Mancha Lagoon, Veracruz, Mexico. *Wetland Ecology and Management* 16(1): 11-22.

Uriarte, A. (2004). La influencia del metano en el clima. *Revista el tiempo*, Volumen 2, edit.2. 1-8.

Valderrama, L. C., Troche, M. T., Rodríguez, D., Márquez, B., Vázquez, S., Velázquez, A., Vázquez, M. I., y Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970-2005 period. *Wetlands* (34), 747-758.

Villa, J., William J., y Mitsch, J. (2014). Methane emissions from five wetland plant communities with different hydroperiods in the Big Cypress Swamp region of Florida Everglades, *Ecology & Hydrobiology*, ScienceDirect. 253–266.

Yanez, A., Twilley, R. R y Lara, A. L., (1998). Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático. *Madera y Bosques*, Instituto de Ecología. Xalapa-Ver. 4 (2): 3-19.

Young, M., Eagle, M. G., Herrera, J. S. y Paytan A. (2005). Export of dissolved and particulate carbon and nitrogen from a mangrove-dominated lagoon, Yucatan Peninsula, Mexico. *International J. Ecol. and Environment Sciences* 31, 189-202.