



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**VARIACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN EL MANGLAR Y EN  
EL CANAL DEL ÁREA NATURAL PROTEGIDA “ESTERO EL  
SALADO”, PUERTO VALLARTA, JALISCO, MÉXICO.**

## **TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS  
(QUÍMICA ACUÁTICA)**

**PRESENTA:  
BRENDA GISELA ROBLEDO OLMEDO**

### **TUTOR PRINCIPAL:**

**DR. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARIAS  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

### **COMITÉ TUTOR:**

**DR. FRANCISCO JAVIER FLORES VERDUGO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**DR. FELIPE GARCÍA OLIVA**

**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD**

**DR. MARTIN LÓPEZ HERNÁNDEZ  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

### **ASESOR EXTERNO:**

**DR. AGUSTIN MACEDA RODRÍGUEZ  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO**

**MÉXICO, CD. MX., JULIO 2023**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**VARIACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN EL MANGLAR Y EN  
EL CANAL DEL ÁREA NATURAL PROTEGIDA “ESTERO EL  
SALADO”, PUERTO VALLARTA, JALISCO, MÉXICO.**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:  
**BRENDA GISELA ROBLEDO OLMEDO**

**TUTOR PRINCIPAL:**  
DR. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARIAS  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
**COMITÉ TUTOR:**  
DR. FRANCISCO JAVIER FLORES VERDUGO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
DR. FELIPE GARCÍA OLIVA  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD  
DR. MARTIN LÓPEZ HERNÁNDEZ  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA  
**ASESOR(A) EXTERNO(A):**  
DR. AGUSTIN MACEDA RODRÍGUEZ  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

**MÉXICO, CD. MX., JULIO 2023**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Fernando Antonio González Farias por recibirme en su proyecto, por sus enseñanzas, por su tiempo, por su ayuda, por su apoyo, por su paciencia, por sus consejos, pero sobre todo por no dejar de confiar en mí. MIL GRACIAS.

Al Dr. Felipe García Oliva por recibirme en el IIES para la realización del análisis estadístico, por el apoyo para la realización del análisis de carbono en el TOC y por sus valiosos comentarios que han sido un gran aporte para este proyecto.

Al Dr. Agustín Maceda Rodríguez por ofrecerme su ayuda desinteresadamente y por sus atinados comentarios para poder finalizar este proyecto.

A los Dr. Francisco Flores Verdugo y Dr. Martín López Hernández por su apoyo para la realización de este proyecto.

A la Dra. Guadalupe de la Lanza Espino (+) y al Dr. Alfonso Vázquez Botello por sus valiosas aportaciones a este proyecto.

Al Biol. Víctor Enrique Hernández Santos por su amistad e indispensable ayuda para la realización de los muestreos y más aportaciones a este trabajo. Gracias infinitas.

A Jaime Alberto Torres Guerrero por todas las facilidades otorgadas a lo largo de este trabajo, por todo su apoyo durante el trabajo de campo y todas mis estancias en el Estero. Gracias Francisco, Isabel Cárdenas y todo el equipo del Estero en general por hacerme sentir como en casa. Gracias Estero El Salado.

Al Dr. Edmundo Robledo Santoyo por su invaluable ayuda durante la realización de este proyecto.

Al Dr. Martín Pérez Peña por sus consejos y ayuda durante la realización de los muestreos.

Al M.C. Jesús Eulises Sánchez Corona por su ayuda en la revisión de resultados y sus comentarios para poder dar forma a este proyecto.

Al Técnico Rodrigo Velázquez Durán por su ayuda para el análisis de carbono en el TOC.

A mis amigos del PCML Nicté-Ha Muñoz Arroyo, Jesús Alberto Valentino Álvarez, Barbara Niccol Moreno Caldiño, Claudia Dorantes Mejía, Hirai Mizre Gómez Martínez y Tania Chávez por acompañarme durante esta etapa.

A la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo a través de la beca 315584.

A la DGAPA por el apoyo mediante el Proyecto PAPIIT IN211213.

## **DEDICATORIA**

A las columnas principales de mi vida:

Tita y Mundo, por ser mis mejores maestros en todos sentidos, porque siempre me han apoyado, porque siempre me han impulsado para seguir superándome y porque no me dejaron desistir, porque gracias a ustedes he podido llegar hasta acá, porque son los mejores padres que Dios me pudo dar.

Norma, por siempre estar para mí, por cuidarme, por ser mi compañera, mi amiga, mi hermana, por siempre estar pendiente de mí, agradezco a Dios ponerme en tu vida.

Eli, porque este logro también es tuyo, porque el pensar que te sigues sintiendo orgullosa de mi me impulsa a seguir adelante, porque sé que desde allá arriba aún me sigues cuidando. Gracias por dejarme ser parte de ti.

# ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	3
DEDICATORIA.....	5
ÍNDICE DE FIGURAS .....	8
RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	4
Manglares .....	4
Importancia de los manglares .....	5
Características biogeoquímicas de los manglares .....	6
Composición de la materia orgánica .....	8
Degradación de la materia orgánica .....	9
Carbono orgánico en los manglares.....	11
Carbono orgánico soluble (COS) .....	11
Carbono orgánico particulado (Detrito; COP).....	12
Hojarasca .....	13
Captura de carbono y cambio climático .....	14
Estudios previos.....	16
OBJETIVOS.....	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
Área de estudio .....	19
Ubicación de los sitios de muestreo .....	20
Trabajo de campo .....	22
Trabajo de laboratorio .....	23
Preparación de las muestras en laboratorio .....	24
Determinaciones en laboratorio.....	24
Análisis estadísticos.....	25

RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	26
Bosque del manglar .....	26
Carbono orgánico en hojarasca.....	26
Carbono orgánico en sedimento .....	27
Carbono orgánico total en agua intersticial .....	29
Salinidad en agua intersticial .....	30
pH en el agua intersticial .....	31
Canal principal del estero .....	32
Lixiviación de las hojas de mangle .....	38
CONCLUSIONES.....	43
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS .....	44



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio.....	19
Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo .....	20
Figura 3. Estación A.....	21
Figura 4. Estación B. ....	21
Figura 5. Estación C. ....	22
Figura 6. Canal del Estero El Salado.....	22
Figura 7. Equipo multiparámetro WTW. ....	23
Figura 8. Prueba de lixiviación, peceras con hojas de mangle en diferentes tipos de agua. .....	25
Figura 9. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del carbono orgánico en la hojarasca del bosque del manglar de cada fecha en las tres estaciones muestreadas .....	27
Figura 10. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del carbono orgánico en el sedimento del bosque del manglar de cada fecha en las tres estaciones muestreadas. .....	28
Figura 11. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio de carbono orgánico total del agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.....	30
Figura 12. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio de la salinidad en el agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.....	31
Figura 13. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del pH del agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas. ....	32
Figura 14. Carbono Orgánico del sedimento muestreado en las diferentes estaciones del canal del estero. ....	33
Figura 15. Carbono Orgánico Total en la superficie del agua del canal del estero en las diferentes estaciones.....	34
Figura 16. Carbono Orgánico Total en el agua del fondo del canal del estero en las diferentes estaciones. En la Estación 6 en el mes de agosto se encontró 221.7 mg L-1 de COT. ....	35

Figura 17. Promedio de Carbono Orgánico Total en el agua de la superficie y del fondo de las estaciones del canal a través del año. ....	35
Figura 18. Salinidad del agua en las diferentes estaciones del canal del estero.....	36
Figura 19. pH del agua en las diferentes estaciones del canal del estero. ....	36
Figura 20. Oxígeno disuelto en el agua en las diferentes estaciones del canal del estero. ....	37
Figura 21. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie <i>Avicennia germinans</i> .....	39
Figura 22. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie <i>Laguncularia racemosa</i> . ....	40
Figura 23. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie <i>Rhizophora mangle</i> . ....	40
Figura 24. Análisis de varianza de las pendientes de carbono orgánico del promedio de cada tratamiento de agua en las tres especies de mangle. ....	41

## RESUMEN

Este trabajo se realizó en el “Área Natural Protegida (ANP) Estero El Salado” ubicado en Puerto Vallarta, Jalisco; en donde se efectuó un estudio sobre la variación de carbono orgánico, particulado y soluble en diferentes épocas del año, en sedimentos y en agua intersticial del bosque del manglar, que cuenta con tres especies de mangle (*Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*) de las cinco existentes en México, y en el agua y sedimentos del canal principal del estero, que tiene una longitud aproximada de dos kilómetros, esto debido a la importancia de comprender la dinámica del carbono en los manglares, ya que son una fuente importante de nutrientes a las zonas costeras adyacentes, así como un importante almacén de carbono en sus bosques. Se evaluó la lixiviación del carbono orgánico de las hojas de las tres especies en tres salinidades diferentes (0, 19 y 35 ‰).

En el agua superficial del canal principal se obtuvieron valores de pH de 6.8 a 7.9, oxígeno disuelto de 2.2 a 5.3, salinidad de 0.1 a 33‰, en cuanto al carbono orgánico (CO) en la superficie éste varió de 1.2 a 139.7 mg C L<sup>-1</sup>, mientras que en el del agua de fondo varió de 0.9 a 221.7 mg C L<sup>-1</sup>, en tanto que en el CO del sedimento del canal se encontraron valores de 1 a 17.4%, siendo para estos tres casos los valores más altos en agosto. En el agua intersticial del bosque del manglar la salinidad osciló entre 2.3 hasta 41.2 ‰, mientras que el pH encontrado fue de 6.3 a 7.0, el CO en el agua intersticial los valores encontrados variaron de 31.4 hasta 193.3 mg C L<sup>-1</sup>, y los encontrados en el sedimento fueron de 3.7 y hasta 12.6%, para ambos casos los valores más altos se encontraron en noviembre. El carbono orgánico del sedimento superficial de la hojarasca de los manglares varió de 151.2 a 1.3 g·m<sup>-2</sup> en el sitio de *A. germinans*, de 61.1 a 0.8 g·m<sup>-2</sup> en el sitio de *L. racemosa* y de 22.5 a 0.6 g·m<sup>-2</sup> en el sitio de *R. mangle* encontrando los valores más altos en abril.

En cuanto a la lixiviación de CO en las hojas de mangle, ésta fue más rápida en salinidad 0, obteniendo valores de 41.7 y 54.8 mg CL<sup>-1</sup> en *A. germinans* y *L. racemosa* respectivamente, mientras que en *R. mangle* las concentraciones de CO obtenidas fueron de 2.4, 2.3 y 0.3 mg L a salinidades de 0, 19 y 35 ‰ respectivamente.

## INTRODUCCIÓN

Los manglares en lagunas costeras tropicales producen y acumulan gran cantidad de materia orgánica, constituida principalmente por carbono, denominado como carbono orgánico (CO). Por efecto de las mareas, lluvias y escorrentías, el CO puede ser exportado a las aguas costeras, en donde influye positivamente en la productividad del ecosistema y es aprovechado por una gran variedad de organismos, algunos de ellos de importancia comercial como los camarones, almejas, cangrejos y jaibas, entre otros (Flores *et al.*, 1990; Holguín *et al.*, 1999). En la naturaleza se encuentra el CO principalmente en formas soluble (COS) y particulada (COP), aunque también se tiene en forma gaseosa como el metano y el CO<sub>2</sub> (González-Farías y Hernández-Garza, 1990). El COP, también llamado detrito o *detritus*, en general es rico en contenido proteico, energético y en carga microbiana, lo que es de gran importancia, ya que sostiene una trama alimenticia extensa en sistemas lagunares-estuarinos. Los organismos que no son detritívoros se benefician indirectamente del detrito a través de la trama trófica del mismo (Espinosa *et al.*, 1981; Clough, 1982; Torres *et al.*, 2001).

Los ecosistemas de manglar evitan la liberación de carbono en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, debido a la lenta descomposición de la materia orgánica producto de las condiciones que presentan (Holguín *et al.*, 1999). El proceso de descomposición de la materia orgánica en un manglar actúa tanto como sumidero y como fuente de nutrientes al sistema y a las aguas costeras adyacentes, dependiendo de la variación en las condiciones ambientales, tales como el hidropериодо, el nivel de agua, la geomorfología o el clima (Álvarez, 2005). Algunos autores consideran que los manglares aportan más del 10% del carbono orgánico terrestre que es transportado a los océanos, en forma de COS y de COP (Dittmar *et al.*, 2006).

Los ecosistemas de mangle pueden proveer beneficios económicos a la humanidad y al ecosistema, como, por ejemplo, el sostenimiento de la biodiversidad y el uso y retención del carbono (Mireles y Etchevers, 2011). Por lo tanto, se puede considerar al manglar como un ecosistema que brinda servicios ambientales, por lo que es importante estimar de manera confiable la dinámica del Carbono en estos ecosistemas.

Se estima que las actividades antropogénicas están reduciendo a la mitad las extensiones de los humedales en el planeta, donde se incluyen a los manglares (Zedler y Kercher, 2005). Por lo tanto, es de vital importancia incrementar el conocimiento de la dinámica

del CO en los manglares, que permita establecer nuevos criterios para su protección dados los beneficios ambientales que generan. Al ser la materia orgánica de suma importancia para los ecosistemas acuáticos estuarinos, y al ser los manglares uno de los mayores responsables de suministrarla a estos ecosistemas, es importante estudiar el comportamiento de la materia orgánica en cada especie de mangle, en distintos tiempos y condiciones de salinidad. Por lo que se eligió el Estero urbano “El Salado”, ubicado en Puerto Vallarta Jalisco, que es considerado “Área Natural Protegida”. El objetivo de este estudio fue determinar la variación de CO en diferentes épocas del año en el suelo del bosque del manglar y en el canal del Área Natural Protegida (ANP) “Estero El Salado”, Puerto Vallarta, Jalisco, con el fin de ayudar a preservar estos ecosistemas, ya que son un importante reservorio de carbono y fuente de nutrientes a los ecosistemas marinos adyacentes.

## REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### Manglares

Según la Convención de Ramsar, se entiende por humedales a “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (CONAFOR, 2009).

Los humedales de manglar son una transición entre los ecosistemas terrestres y marinos, se desarrollan en las planicies costeras de los trópicos húmedos cerca de las desembocaduras de ríos y arroyos, o alrededor de esteros y lagunas costeras. Comprenden a las comunidades vegetales arbóreas o arbustivas que se desarrollan en los litorales costeros de las regiones tropicales y subtropicales, entre las que predominan distintas especies de mangle, que son árboles o arbustos con ramas descendentes que llegan al suelo y se arraigan en él. Se caracterizan por presentar adaptaciones especiales para estos entornos como ser tolerantes a suelos salinos, crecer en zonas afectadas por inundaciones periódicas (mareas, aportes fluviales o del manto freático), y crecer en suelos pobres en oxígeno (Mancera, 2003; Travieso, 2006; CONABIO, 2008; Flores-Verdugo *et al.*, 2010).

Los manglares son uno de los ecosistemas más interesantes e importantes que posee el planeta en regiones ecuatoriales y subtropicales, a través de los servicios que prestan, los atributos que poseen y las funciones que realizan (Villalva, 2005). La estructura de los manglares está determinada por diversos factores como: la disponibilidad de nutrientes, la tasa de reciclamiento de éstos, los flujos de mareas, la frecuencia y periodos de inundación de la zona de manglares, el clima, las características físicas del sedimento, las características químicas del agua, la frecuencia de huracanes, la presencia y ausencia de parásitos y enfermedades, la energía del oleaje, la edad del bosque, los contaminantes u otras actividades humanas (Flores-Verdugo *et al.*, 1990). Estos ecosistemas son fuente y transformadores de materiales químicos y biológicos, y han sido reconocidos como sumideros de carbono y estabilizadores climáticos (Mitsch y Gosselink, 2000).

En México hay 655 667 ha de manglar y cuenta con cinco especies, de las 80 existentes alrededor del mundo (Flores-Verdugo, 1989, Flores-Verdugo *et al.*, 2010), las cuales son:

- *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo)
- *Avicennia germinans* (L.) Stearn (mangle negro)
- *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn. (mangle blanco)
- *Conocarpus erectus* L. (mangle botón, botoncillo)
- *Rhizophora harrisonii* Leechm. (mangle rojo)

## **Importancia de los manglares**

Los tres procesos básicos en el funcionamiento de los manglares son la producción de biomasa, la descomposición y la exportación de nutrientes (Larcher, 1977).

Los manglares tienen un importante papel como barrera natural de protección contra la erosión del litoral por vientos y mareas; amortiguan los impactos provocados por el acarreo de sedimentos por las corrientes de agua de ríos y arroyos, y los efectos que éstos causan sobre diversos ecosistemas marinos, entre ellos, los arrecifes de coral. También sirven como filtro biológico al retener o procesar algunos contaminantes generados por la actividad humana, que son acarreados junto con las descargas de agua continentales; además procesan nutrientes que arriban en exceso, degradan materia orgánica y almacenan algunos residuos utilizados en la agricultura (Flores-Verdugo, 1989; CONABIO, 2008).

También benefician la formación del suelo por la acumulación de los sedimentos que quedan atrapados entre sus raíces. Favorecen sitios de refugio, reproducción y alimento de especies terrestres y acuáticas, muchas de ellas en peligro de extinción. Sobre sus raíces crecen pequeños organismos que aprovechan el material orgánico en suspensión y luego son consumidos por peces, lo que genera complejas redes tróficas que terminan en recursos pesqueros (camarón, robalo, ostión, entre otros) y también son fuente de recursos forestales (leña, postes y carbón) y recursos no maderables (taninos y miel). Poseen valor escénico, recreativo, cultural y educativo. (Flores-Verdugo, 1989; Polanía, 2007). Capturan gases de efecto invernadero y actúan como sumideros de dióxido de carbono (CONABIO, 2008).

La materia orgánica tiende a aumentar la tasa de infiltración de agua en el suelo (Martínez *et al.*, 2008), y los manglares al ser ricos en ésta disminuyen riesgos de inundación en las comunidades costeras.

La principal amenaza para los manglares son las actividades humanas, por ejemplo, el desarrollo urbano, industrial y turístico, que traen consigo desechos sólidos urbanos, contaminantes industriales, pesticidas, fertilizantes agrícolas y derrames de petróleo (CONABIO, 2008). Los manglares, también retardan la descomposición de materia orgánica, evitando la liberación de carbono a la atmósfera, por lo que la destrucción de un manglar liberaría grandes cantidades de carbono en forma de CO<sub>2</sub> (Armentano, 1981; Valdés-Velarde, 2010).

### **Características biogeoquímicas de los manglares**

La interacción de los factores lluvia, escorrentía superficial y acarreo de sedimentos continentales conforman el complejo ecológico que permite entender el funcionamiento de los manglares; de este modo el suministro de agua dulce, ya sea por lluvia o por escorrentía superficial, tiene un papel esencial en la lixiviación del exceso de sales marinas, mientras que los sedimentos acarreados por los ríos son la principal fuente de nutrientes (Medina y Barboza, 2003).

Los manglares se caracterizan por presentar un alto contenido de materia orgánica en sus sedimentos (López-González *et al.*, 2006).; La acumulación de carbono orgánico en los mismos es consecuencia de la baja tasa de descomposición que hay en estos ecosistemas por las condiciones anaeróbicas que presentan resultado del consumo de oxígeno por la actividad microbiana y a la escasa difusión de oxígeno cuando los poros están llenos de agua (Malcolm *et al.*, 1998; Brady *et al.*, 1999; Reddy *et al.*, 2000).

La salinidad del agua intersticial, que se refiere a la salinidad del agua que está en los poros de los sedimentos, es importante para el desarrollo de un manglar (Flores-Verdugo *et al.* 2007), ya que para un crecimiento óptimo ésta debe variar entre 10 y 20 ‰, mientras que concentraciones superiores a 70 ‰ influyen negativamente en su desarrollo llegando a producir su muerte (Cintrón-Molero y Shaeffer-Novelli, 1983). Las diferentes especies de mangle tienen preferencias en cuanto a su tolerancia a la salinidad, *Avicennia germinans* es la especie que soporta mayores concentraciones, seguida por *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* (Flores-Verdugo *et al.*, 2007).

La salinidad (S‰) en los manglares varía estacionalmente y depende de la infiltración de agua dulce o de la evaporación (Cowardin *et al.*, 1979), de la altura y amplitud de la marea, de la precipitación pluvial y de las variaciones estacionales en el volumen de agua que



aportan los ríos, canales y escurrimientos tierras arriba. La salinidad en los suelos de bosques de manglar, que están mayormente influenciados por ríos, es menor que la salinidad en el agua de mar; mientras que, en los manglares ubicados en la costa, la salinidad es más alta que la del agua de mar debido al proceso de evaporación (Mitsch y Gosselink, 2000).

El pH del suelo es una de las propiedades químicas más relevantes, debido a que controla la movilidad de iones, la precipitación y disolución de minerales, las reacciones redox, el intercambio iónico, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes (Liebig *et al.*, 2002), su influencia depende de la capacidad buffer del suelo (Sainz, 2011).

En los suelos, el CO puede afectar su pH debido a los diversos grupos activos que aportan grados de acidez (Aguilera, 2000). De acuerdo a Pocknee y Summer (1997), el aumento de pH se puede deber a la liberación de bases de cambio contenidas en los compuestos orgánicos durante la mineralización, así como grupos carboxílicos y fenólicos que se encuentran en la materia orgánica y que se comportan como ácidos débiles (Carrasco, 1992). En los sedimentos anóxicos, la actividad microbiana tiende a degradar materiales de alto peso molecular, produciendo ácidos orgánicos que disminuyen el pH del agua de los poros (Malcolm *et al.*, 1998). Por lo tanto, el CO puede actuar como amortiguador de pH, modificando la acidez o la alcalinidad hacia valores cercanos a la neutralidad, lo que aumenta la solubilidad de varios nutrientes (Martínez *et al.*, 2008). El pH en el océano abierto generalmente se encuentra entre 7.8 y 8.2, sin embargo, se pueden encontrar valores extremos en localidades restringidas y de menor flujo de agua (Riley y Chester, 1989), por ejemplo, en algunos suelos de manglar se han encontrado valores de pH que van desde 4.7 hasta 5 en agua intersticial (García, 2005) o como en Venezuela que se encontraron valores de 5.9 a 6.4 en bosques con vegetación de *R. mangle* (Sánchez-Arias, *et. al.* 2010).

El potencial redox del suelo (en mV) es un indicador de las condiciones anaeróbicas o aeróbicas a las que están sujetas las estructuras vegetales subterráneas, así como de la profundidad y temporalidad de la inundación en humedales (Patrick *et al.*, 1996).

Las reacciones de oxidación-reducción en los suelos inundados de un manglar, inician cuando los microorganismos aeróbicos agotan el oxígeno del suelo y los potenciales redox caen hasta +350 mV, por lo que los microorganismos utilizan otros oxidantes como

el hierro, los sulfatos, y el nitrato que es reducido a gas N<sub>2</sub>. También hay reducción de manganeso, azufre y CO<sub>2</sub>, siendo la materia orgánica del sedimento la fuente de energía para estas reacciones de reducción mediadas biológicamente (Clough *et al.*, 1983).

Las condiciones de óxido-reducción dependen de la frecuencia y duración de la inundación mareal, es decir, del hidropериодо del manglar, del aporte de flujos de agua dulce y salada, del contenido de materia orgánica y de la disponibilidad de aceptores de electrones como NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>4+</sup> SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Aunque las condiciones de reducción suelen aumentar cuando disminuye el hidropериодо; en presencia de vegetación esta tendencia se revierte debido a la capacidad de los manglares de transportar oxígeno a los sedimentos, a través de las raíces (Lewis, 1982; Boto y Wellington, 1984; Mitsch y Gosselink, 2000). Los flujos superficiales de agua en los suelos de manglares ayudan a disminuir las condiciones reducidas en ellos, porque esta agua contiene oxígeno disuelto que es difundido hacia los suelos (Mitsch y Gosselink, 2000).

Flores-Verdugo *et al.* (2007) encontraron valores reducidos de +116.8 mV en un bosque de *Rhizophora mangle* y valores de 425.7 mV en un bosque de *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* en la laguna La Mancha en Veracruz, mientras que Ferreira *et al.* (2006) encontraron valores desde -126 mV en suelos con profundidades mayores a los 20 cm, hasta +366 mV en suelos con profundidades menores a 15 cm, en bosques de *Rhizophora mangle* en Brasil.

En cuanto a la estructura del suelo, como el tamaño y la forma de las partículas, esta se relaciona con la porosidad del mismo, afectando la retención y disponibilidad del agua, así como su capacidad para contener aire (Acevedo y Martínez, 2003).

### **Composición de la materia orgánica**

La fracción orgánica del suelo consiste en organismos vivos y residuos tanto de origen animal como de vegetal, por lo que funciona como un enorme depósito geoquímico de carbono (Bohn *et al.*, 1993).

La materia orgánica (M.O.) fresca incorporada al suelo está constituida en un 99 % por once elementos principales: C, H, O, N, S, P, Ca, K, Mg, Na y Fe; el porcentaje restante está conformado por otros elementos designados como micronutrientes, que son esenciales para el desarrollo de las plantas (Porta *et al.*, 2003).

La M.O. insoluble presente en los suelos está formada principalmente por celulosa, hemicelulosa, lignina, taninos, proteínas y lípidos (Porta *et al.*, 2003); mientras que los componentes principales de la M.O. soluble, en su fase acuosa se conforma por sustancias húmicas y taninos (Walsh, 1974).

La M.O. está constituida por un 50% de celulosa, 30% de hemicelulosa, entre un 10 y 30% de lignina que es el componente más resistente a la degradación, los taninos constituyen entre un 6 y 7% de la M.O. seca e inhiben la descomposición de la materia orgánica, las proteínas constituyen entre 1 y 15% y los lípidos entre un 1 y 8% (Porta *et al.*, 2003).

De los tejidos de las hojas de mangle se han identificado diversos componentes como carbohidratos, aminoácidos, ácidos grasos, lignina, taninos, triterpenoides y alcanos (Hernes, *et al.*, 2001).

La degradación de la celulosa y la lignina se da fácilmente en condiciones óxicas, contrario a lo que pasa en ambientes anóxicos, como en los sedimentos de manglar, donde su degradación es muy lenta que puede durar hasta 150 años (Dittmar y Lara, 2001).

Los factores que determinan el contenido de M.O. en el suelo, en orden de importancia, son: clima, vegetación y topografía. El clima influye en la distribución del tipo de plantas, el material producido por éstas y la intensidad de la actividad microbiana. En cuanto a la topografía, ésta influye en dos formas: la pendiente hacia el norte y la pendiente hacia el sur. El clima en las laderas con exposición al sol en el hemisferio norte es más frías, húmedas y ricas en materia orgánica que las expuestas en el hemisferio sur. En los suelos con drenaje deficiente, el lento suministro de oxígeno disminuye la tasa de descomposición, en cambio, las corrientes de agua transportan oxígeno en solución provocando la oxidación rápida de la M.O. (Bohn, *et al.*, 1993).

### **Degradación de la materia orgánica**

Los manglares al estar inundados frecuentemente facilitan que haya una mayor lixiviación y condiciones óptimas para el desarrollo fúngico y microbiano (Mackey y Smail, 1996), por lo que se descompondrá la materia orgánica, posteriormente se desarrollarán los procesos de mineralización y de este modo, retornarán los elementos iniciales a la naturaleza (González-Farías y Hernández-Garza, 1989). La lixiviación es un

importante proceso en la degradación inicial de las hojas en un manglar (Benner *et al.*, 1988). Por ejemplo, Benner *et al.* (1990) demostraron que durante las primeras 20 horas de la lixiviación de las hojas se pierde un 21 % de la masa total.

Los hongos son pioneros en la colonización de la materia orgánica proveniente de los mangles, por lo que tienen un papel importante en el proceso de descomposición (Torres, 2001), ya que sintetizan enzimas capaces de degradar celulosa, xilanos y lignina, lo que permite que las bacterias aprovechen y degraden los productos liberados por los hongos (Matondkar *et al.*, 1981, Manjarrez *et al.*, 2010).

El esquema de la sucesión microbiana (Odum, 1982) es el siguiente:

1. Mohos y hongos.
2. Bacterias formadoras de esporas. Estos grupos utilizan sustancias orgánicas de fácil descomposición como azúcares, aminoácidos y proteínas simples.
3. Mixobacterias de la celulosa. Trabajan sobre las sustancias más resistentes (celulosa y lignina).
4. Actinomicetos, los cuales están asociados a la descomposición del humus.

Al inicio de la colonización, la superficie del detrito se mantiene libre de microorganismos, pero a medida que los microorganismos implantados modifican con su metabolismo el microhábitat, permiten el crecimiento e implantación de otros microorganismos, ocasionando una cobertura total del sustrato (González-Farías y Hernández-Garza, 1989).

La descomposición de la materia orgánica implica la oxidación del carbono, que se da mientras el oxígeno, el agua, la temperatura y los niveles de nutrientes sean los indicados para los organismos descomponedores (Bohn, *et al.*, 1993). El O<sub>2</sub> actúa como receptor de electrones durante la descomposición aeróbica de compuestos orgánicos, el oxígeno disminuye cuando los poros del suelo están llenos de agua, por lo que aparecen los organismos anaerobios o facultativos y la descomposición se vuelve lenta y se acumulan grandes cantidades de materia orgánica (Brady y Weil, 1999).

Durante la temporada seca, el oxígeno penetra en el sedimento a través de los agujeros de los cangrejos, permitiendo la oxidación del carbono orgánico, mientras que, en temporadas de lluvia, al estar inundado el suelo del manglar, se evita la entrada de oxígeno

al sedimento retrasando así la degradación del carbono orgánico (Clark *et al.*, 1998; Marchand *et al.*, 2004).

### **Carbono orgánico en los manglares**

El principal elemento que compone a la materia orgánica es el carbono orgánico. La M.O. de los estuarios y lagunas costeras proviene de tres fuentes: autóctona, alóctona y antropogénica; la autóctona se refiere a los productores primarios; la alóctona a la vegetación adyacente al sistema, al material continental erosionado y lixiviado; y la antropogénica se refiere a las descargas industriales y domésticas que llegan al sistema principalmente acarreados por los ríos (Preston y Prodduturu, 1992; Eatherall *et al.*, 1998).

El ciclo biogeoquímico del carbono presenta variaciones estacionales que afectan su tasa de reciclamiento y determinan así la productividad del ecosistema (Flores-Verdugo *et al.*, 1987, González-Farías y Hernández-Garza, 1989). Como se mencionó anteriormente, el CO se encuentra en la naturaleza, en forma soluble (COS) y particulado (COP), (González-Farías y Hernández-Garza, 1990), diferenciándose entre sí por su tamaño, por debajo de 0.5 mm encontramos lo que es COS y por arriba de los 0.5 mm se encuentra como COP (Wetzel y Likens, 1991).

### **Carbono orgánico soluble (COS)**

Del carbono orgánico total que encontramos en la naturaleza, entre un 50 y un 90 % pertenecen al carbono orgánico soluble (Ittekkot y Laane, 1991); a su vez, este carbono orgánico soluble es el responsable del 80 % del carbono orgánico total que es exportado hacia aguas adyacentes (Machiwa y Hallberg, 2002). El COS es exportado al océano por las mareas como producto de descomposición y lixiviación de la hojarasca del manglar (Dittmar *et al.*, 2001).

Las sustancias húmicas son productos macromoleculares complejos provenientes de la degradación de plantas y residuos de animales, por lo que son una fracción importante del carbono orgánico soluble (Senesi y Miano, 1994).

El COS es importante debido a diversas propiedades como:

- Fuente de energía para bacterias y cianobacterias y, por tanto, para toda la cadena trófica.
- Precipita nutrientes importantes para la producción primaria.
- Forma complejos químicos con los metales, especialmente con metales pesados. Una vez formados los complejos se depositan en el sedimento, evitándose la acumulación en la columna de agua.
- Proporciona elementos para el desarrollo de los microorganismos, por ejemplo, vitaminas y otros factores de crecimiento.

### **Carbono orgánico particulado (Detrito; COP)**

En los sistemas estuarinos y costeros, la fracción constituida por el sedimento, la materia orgánica y los microorganismos asociados a ella conforman el complejo conocido como detrito o carbono orgánico particulado (Engler *et al.*, 1977).

Por detrito se entiende a todos los tipos de materiales biogénicos en varios estados de descomposición, los cuales representan una fuente importante de energía para especies consumidoras. El detrito incluye a todos los organismos muertos más las secreciones, excreciones, regurgitaciones y egestiones de los organismos vivos, junto con todos los productos subsecuentes de la descomposición (Darnell, 1967).

Los manglares son ecosistemas altamente productivos, presentan una alta tasa de reciclamiento de nutrientes y producen una gran cantidad de materia orgánica, que en forma de detrito es exportada junto con los nutrientes por las mareas a las aguas costeras adyacentes, donde son aprovechados por una variedad de organismos marinos, algunos de ellos de importancia comercial (Holguin *et al.*, 1999, CONABIO, 2008). A este proceso se le ha considerado en inglés, como “outwelling”, refiriéndose al término “surgencia”, hipótesis propuesta por Odum y Heald en 1972, quienes mencionan que una gran parte de materia orgánica producida por los árboles de manglar es exportada al océano costero. Este flujo de M.O. forma la base de la cadena alimenticia del detritus, funciona como una fuente importante de energía para sostener la producción secundaria de los estuarios y aguas adyacentes, lo que influye en la productividad de la zona costera al fertilizar éstas mismas.

El detrito o carbono orgánico particulado representa una fuente de alimento para los organismos detritófagos (bentónicos y planctónicos), ya que la síntesis bacteriana del

mismo da como resultado la elaboración de biomasa celular (producción heterotrófica) susceptible de ser utilizada por diversos consumidores (Odum, 1972; González-Farías, 1985). La cantidad de detrito en la columna de agua está en función del balance que existe entre el aporte, exportación, sedimentación, resuspensión y degradación de este, el cual tiene una variación estacional, por lo que un mismo ecosistema puede importar o exportar detrito en las diferentes épocas del año (González-Farías y Hernández-Garza, 1989). En términos generales se puede decir que el contenido de carbono orgánico particulado y soluble en el suelo es resultado del balance que hay entre la entrada de material orgánico fresco al suelo y la salida de carbono, ya sea por lixiviación, erosión, o también en forma de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Aguilera, 2000, Martínez *et al.*, 2008, Swift, 2001). La estimación del carbono orgánico almacenado en el suelo es necesaria para entender mejor la distribución e importancia de los reservorios de carbono en los ecosistemas (Acosta *et al.*, 2001; Etchevers *et al.*, 2002).

## **Hojarasca**

La formación de hojarasca tiene un importante efecto en los sedimentos, al degradarse las hojas, los nutrientes son regresados al suelo y están disponibles para procesos de nutrición de plantas (Davis *et al.*, 2003). Lacerda *et al.* (1995) indican que la materia orgánica del suelo del manglar proviene principalmente de las hojas de mangle.

Al caer las hojas de los mangles, éstas son degradadas por bacterias y hongos para ser convertidas en el detrito, el cual contribuye a la base de la cadena alimenticia de los sistemas estuarinos y lagunares (Espinosa *et al.*, 1981; Clough, 1982; Torres *et al.*, 2001). Debido a la cantidad de hojas que caen de los mangles, es importante considerar la magnitud del aporte de la materia orgánica que llega a los sistemas adyacentes (Holguin y Bashan, 2007) por influencias de la corriente, las mareas, y el oleaje.

La marea influye en la distribución de la hojarasca, debido a que una gran cantidad de la hojarasca se queda dentro del sistema y es reciclada al interior de los bosques, mientras que otra parte es exportada hacia el mar en forma de detrito (Flores-Verdugo *et al.*, 1987).

Una vez que la hojarasca se encuentra en el sedimento, atraviesa por cuatro procesos: 1) es consumida y triturada por la macro fauna (principalmente por cangrejos), 2) es degradada por microorganismos, 3) es exportada a los ecosistemas marinos con un bajo

nivel de degradación, y 4) es retenida como material refractario (de difícil degradación biológica) e incorporada en el sedimento (Lugo *et al.*, 1974).

Según Tam *et al.* (1998) y Romero *et al.* (2005), la descomposición de la hojarasca depende de diversos factores, por ejemplo, la morfología y el contenido de taninos y lignina de las hojas que pueden variar entre las especies de mangle. Algunos factores externos son el clima, salinidad, humedad, temperatura, oleaje, frecuencia y grado de inundación. Sierra *et al.* (2009) y Torres *et al.* (2018) consideran que la descomposición depende de las condiciones del humedal como son el sustrato, la fauna asociada a la fragmentación, el tiempo de exposición en el agua y la heterogeneidad en el sedimento (textura, pH, densidad, etc.).

La degradación es mayor cuando hay arrastre por mareas y cuando es época de lluvias, sin embargo, el efecto de la marea sobre la degradación depende del tipo del bosque del manglar (Orihuela-Belmonte *et al.*, 2004).

La tasa de descomposición de la hojarasca varía de acuerdo al lugar donde se depositan las hojas. Si caen en el agua, la hojarasca se encuentra en un ambiente constante de inundación, los compuestos solubles presentes en las hojas son lavados, por lo que se facilita su descomposición y genera un ambiente estable para los microorganismos. Por el contrario, las hojas que caen al suelo del bosque del manglar presentan una tasa de degradación cinco veces menor que en el agua (González-Farías y Hernández-Garza, 1989; Middleton *et al.*, 2001). El proceso de descomposición puede actuar como sumidero de carbono orgánico o como fuente de nutrientes y CO<sub>2</sub> atmosférico al sistema. Esto depende de las condiciones ambientales como el hidroperiodo, el nivel de agua, la geomorfología o el clima, por lo que en algunos humedales la descomposición es muy lenta, mientras que, en otros, los factores ambientales o detríticos los hacen actuar como fuente de carbono (Lal, 2001; Álvarez, 2005; Zinn *et al.*, 2005).

### **Captura de carbono y cambio climático**

La emisión de los gases de efecto invernadero, tales como metano, óxido nitroso, ozono y dióxido de carbono, provocan el incremento de la temperatura en la superficie del planeta, lo que altera gran parte de los eventos naturales y provoca el fenómeno conocido como cambio climático (Ordoñez, 1999). El cambio climático se ha ido intensificando en los últimos años provocado principalmente por el dióxido de carbón y el metano, por lo



que se presenta mayor intensidad en vientos y precipitaciones, mayor frecuencia y duración de las olas de calor, y fusión de los glaciares y cubiertas polares (Velázquez de Castro, 2005).

Los bosques en general son los mayores captadores de carbono en el mundo que cualquier otro ecosistema terrestre (Dixón *et al.*, 1994); sin embargo, los bosques tropicales húmedos que crecen sobre suelos periódicamente inundados son los que albergan la mayor cantidad de carbono (Anderson-Teixeira y De Lucia, 2011), por lo que dos terceras partes de los reservorios de carbono en los bosques se encuentran en el suelo (Dixón *et al.*, 1994).

Aunque los suelos de humedales poseen poca superficie terrestre son importantes sumideros de CO<sub>2</sub> atmosférico, contribuyendo con el 40 % del CO<sub>2</sub> captado (Mitsch and Gosselink, 2000). En los suelos de manglares, los promedios de descomposición de carbono son bajos y su potencial de almacenamiento es alto, por lo que son eficientes en el secuestro de carbono (Valdés-Velarde, 2010). La acumulación de carbono orgánico en los humedales se da en la biomasa vegetal y en los suelos; este proceso está influenciado por las condiciones climáticas, las especies vegetales, la disponibilidad de nutrientes y el hidroperiodo (Hernández, M., 2010; Mitsch y Gosselink, 2000).

Así, la principal fuente de captación de carbono en los humedales se da a través de las plantas que fijan el dióxido de carbono de la atmósfera y lo convierten en carbono orgánico mediante la fotosíntesis. Al morir las plantas, el carbono orgánico es depositado en el sedimento; los carbohidratos, proteínas y lípidos del material vegetal son hidrolizados, posteriormente, según las condiciones de óxido-reducción, se oxidan a CO<sub>2</sub> y agua si se encuentran en un ambiente aerobio, debido a que emplean el oxígeno como último aceptor de electrones. Por el contrario, en un ambiente anaerobio los microorganismos producen ácidos orgánicos de bajo peso molecular como el acetato, propionato y butirato que son convertidos a CO<sub>2</sub> al utilizar como aceptores de electrones a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Mn<sup>4+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Neue *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000).

Es importante el estudio del ciclo del carbono para aprovechar y conservar los ecosistemas naturales (Valdés-Velarde, 2010), ya que los manglares al ser destruidos debido a las actividades antropogénicas son una de las principales fuentes que liberan más CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Bohn *et al.*, 1993).

Uno de los grandes retos frente al cambio climático es la mitigación o captación de los gases de efecto invernadero como es el dióxido de carbono, para lo cual una de las estrategias es la conservación y restauración de los humedales (Santiago-Lastra *et al.*, 2008). Conocer la variabilidad que tienen estos ecosistemas para almacenar carbono es el primer paso para identificar los posibles impactos que se puedan generar debido a afectaciones antropogénicas o naturales sobre dichos ecosistemas (Morales-Ojeda *et al.*, 2021). Valdés-Velarde (2010) indica que los procesos de descomposición de carbono en los suelos de manglar son bajos, por lo que su potencial de almacenamiento es alto, siendo así una alternativa para el secuestro de carbono. Así las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son una estrategia para la mitigación del cambio climático (Castillo-Cruz *et al.*, 2017).

## **Estudios previos**

La zona costera recibe una entrada considerable de material terrestre, se intercambia materia y energía con los ecosistemas adyacentes; debido al considerable aporte de carbono y nutrientes de los manglares hacia estas zonas (Borges *et al.*, 2005), la preocupación por su estudio se ha ido incrementando en los últimos años.

Desde los años noventa se han enfocado en estudiar los ecosistemas costeros como sumideros o exportadores de materia orgánica y nutrientes en otros países, sin embargo, en México hace falta mucha información respecto a estos ecosistemas en cuanto a su función ambiental y a todos los beneficios económicos que pueden generar (Aveytua-Alcázar, 2002). Aunque en México se han hecho diversos estudios en manglares enfocados en su producción de carbono orgánico, son pocos los que investigan y cuantifican el COS.

Diversas instituciones gubernamentales como la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Secretaría de Marina (SEMAR), la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) han sido patrocinadores de muchos estudios para la conservación de los manglares. Además, algunos gobiernos estatales han participado. Por ejemplo, en el estado de Jalisco se creó el Plan de Manejo del “Estero El Salado” para mantener y rehabilitar los recursos naturales, debido a que, entre otras cosas, en los años

80's el 50% de la superficie del manglar en el estero fue destinada a la zona turística que hoy se conoce como "Marina Vallarta". El uso del suelo del estero era considerado para uso turístico lo que dio pie al desarrollo de una infraestructura urbana (Plan de manejo del estero "El Salado", 2005; CONABIO, 2008).

De los estudios realizados sobre el contenido de materia orgánica en suelos de manglares, Moreno-Cáliz *et al.* (2002) encontró en Tabasco que el contenido de carbono fluctúa entre 47 y 82 kg C m<sup>-2</sup> en las especies *Rhizophora mangle* L. y *Laguncularia racemosa* C. F. Gaertn, mientras que Moreno-May *et al.* (2010) obtuvieron en la Laguna de Términos, Campeche, valores entre 10.63 a 37.64 kg C m<sup>-2</sup> y entre 12.8 a 39.9 kg C m<sup>-2</sup> en los manglares del Estero-Pargo y Bahamitas, respectivamente. Valdez-Velarde *et al.* (2011) reportó en Las Marismas Nacionales de Nayarit concentraciones de carbono orgánico de 57.9 hasta 125.9 ton ha<sup>-1</sup>. En un estudio realizado por Calva-Benítez *et al.* (2006) en el Sistema Lagunar Chantuto-Panzacola en Chiapas encontraron concentraciones desde 2.14 % en época de secas hasta 6.31 % en época de lluvias.

En un estudio realizado por González-Farías y Hernández-Garza (1989) en el Estero El Verde, Sinaloa, encontraron variación estacional en la concentración de materia orgánica particulada en el agua del canal, con valores promedio de 1.5 a 3.5 mg L<sup>-1</sup> en época de secas en comparación con época de lluvias cuando se encontraron valores de 9.3 a 16 mg L<sup>-1</sup>. En cuanto a la materia orgánica soluble, los valores promedio en época seca fueron de 2 a 20 mg L<sup>-1</sup>, mientras que en época de lluvias fueron más altos, desde 80 hasta 160 mg L<sup>-1</sup>.

Recientemente se han realizado diversos estudios sobre la descomposición de hojarasca en manglares, como el de Torres *et al.* (2018), donde encontraron mayor degradación en *Avicennia Germinans* (L.) que en *Laguncularia Racemosa* C.F: Gaertn y *Rhizophora mangle* L. Escobar-Hernández *et al.* 2022, reportaron mayor tasa de descomposición en *A. germinans* seguida por *R. mangle* y *L. racemosa*. Camacho-Rico *et al.* (2021) compararon la tasa de descomposición de hojarasca en diferentes salinidades, encontrando una mayor tasa de descomposición en salinidades bajas.

## **OBJETIVOS**

General:

- Evaluar la variación de Carbono Orgánico Particulado y Soluble en el suelo del bosque del manglar y en el canal del Estero El Salado en diferentes épocas del año para determinar en cuál de las diferentes especies de mangles se conserva mayor cantidad de carbono y cuál libera más.

Específicos:

- Evaluar la cantidad de carbono orgánico particulado sobre el suelo del manglar.
- Determinar la cantidad de carbono orgánico particulado en los sedimentos del manglar y del canal del estero.
- Determinar la cantidad de carbono orgánico soluble en el agua intersticial del suelo del manglar y en el agua del canal del estero.
- Evaluar la tasa de lixiviación del carbono orgánico soluble de hojas de las tres especies de mangle en condiciones de laboratorio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El Estero “El Salado” se localiza en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco, sobre la planicie costera del Pacífico en el punto de unión entre dos cordilleras: La Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur. La planicie configura lo que es Bahía de Banderas (Figura 1). Este cuerpo costero se localiza en la faceta terrestre denominada delta del río Ameca, que tiene una extensión total de 75 km<sup>2</sup> y la cual está constituida por material de origen fluvial de composición mineralógica diversa. Topográficamente, la planicie aluvial del delta presenta un relieve plano, cuya pendiente general es menor al 2%, siendo su altura mayor de 100 msnm y la menor de 5 msnm en la desembocadura del estero. Geográficamente, el estero se localiza entre los paralelos 20° 39’ 21" y 20° 41’ 37" de latitud Norte y los meridianos 105° 13’ 34" y 105° 15’ 51" de longitud Oeste.



**Figura 1. Área de estudio**

Los materiales geológicos del Estero El Salado están conformados por arenas finas y muy finas de tipo cuarzo. La temperatura y precipitación pluvial promedio anual, oscilan entre los 26 a 28°C y 950 a 1000 mm respectivamente (Vidal-Zepeda, 2005). El estero está considerado como una de las 17 cuencas de drenaje del municipio de Puerto Vallarta hacia el mar y es considerado como una de las zonas con mayor incidencia de pozos de agua subterránea (Plan de manejo del estero “El Salado”, 2005). De la extensión total que ocupa el estero (888 000 ha), el 80% de la superficie de la cuenca son escurrimientos perennes e intermitentes, mientras que el 20% restantes es de áreas inundables. La profundidad media del cuerpo costero en marea baja es de 3.4 m y en marea alta de 5.7 m. La marea es semi-diurna, presentándose las mareas más bajas de enero a febrero y las

más altas de septiembre a octubre. Sus máximos aportes acuíferos se presentan durante la época de lluvias, principalmente por escorrentía y por flujo de los arroyos. La conexión al océano es permanente, a través de un canal de aproximadamente 20 m de anchura, 3 m de profundidad y 2 km de largo (Cupul-Magaña, 2000). Además, el estero recibe aportes de agua dulce a través de arroyos temporales, como el arroyo Contentillo, Agua Zarca, La Virgen y Mojoneras (Martínez y Pérez-Peña, 2008). En cuanto a las características fisicoquímicas del agua del estero, la temperatura es alrededor de 28°C, tiene un pH de 8, una salinidad de 35‰, y el oxígeno disuelto es de 3 a 4 mg L<sup>-1</sup>.

En el Estero existen cuatro tipos de vegetación: acuática y subacuática, selva mediana, marisma y manglar. El mangle es la vegetación dominante con una cobertura aproximada de 125.6 ha. Presenta tres tipos de mangle distribuidos de forma perpendicular al canal principal del estero: mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), mangle blanco (*Laguncularia racemosa* J. F. Macbr.) y mangle negro (*Avicennia germinans* (L.) Stearn), este último con mayor cobertura en el manglar (Plan de manejo del estero “El Salado”, 2005).

### Ubicación de los sitios de muestreo

La zona de estudio se dividió en diez estaciones (Figura 2).



**Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo**

#### Estación A

Ubicada en un bosque con predominancia de *Avicennia germinans* y en menor proporción a *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*. Presenta suelo poco consolidado, cercano a un canal (Figura 3). Sus coordenadas son: 20°40'18" N y 105°14'11" W.





**Figura 3. Estación A.**

**Estación B**

Ubicada en un bosque de *Laguncularia racemosa*, las muestras se colectaron alrededor de una laguneta (Figura 4). Presenta suelo muy poco consolidado. Sus coordenadas son: 20°40'8.3" N y 105°14'41.1" W.



**Figura 4. Estación B.**

**Estación C**

Ubicada en la zona intermareal al sur del Estero, con vegetación de *Laguncularia racemosa* y principalmente de *Rhizophora mangle*, tiene suelo poco consolidado (Figura 5). Sus coordenadas son: 20°39'47.4" N y 105°14'30.5" W.



**Figura 5. Estación C.**

### **Estaciones en el Canal**

En el canal principal del estero (Figura 6), con una longitud aproximada de 2 km, se ubicaron siete estaciones de muestreo: la 1 en la boca del estero, la 2 en el muelle, la 3 en un punto intermedio entre las estaciones 2 y 4, la 4 frente a la torre de observación del estero, la 5 en un punto intermedio entre las estaciones 4 y 6, la 6 en donde confluyen el canal principal y un canal secundario, y la 7 hasta donde lo somero del canal impedía el paso.



**Figura 6. Canal del Estero El Salado.**

### **Trabajo de campo**

Se realizaron cinco campañas de muestreo en abril, junio, agosto, noviembre de 2011 y enero 2012, tomando en cuenta los meses de noviembre y enero como estiaje frío, los



meses de abril y junio como estiaje cálido y el mes de agosto como lluvias. En cada campaña, en las estaciones A, B y C se colectaron 5 muestras de carbono orgánico particulado sobre el suelo del manglar (principalmente hojarasca), 5 de sedimento y 5 de agua intersticial. La colecta de sedimentos se efectuó lanzando al azar un cuadrante de 0.25 m<sup>2</sup> sobre el sedimento y ahí se colectó la materia orgánica superficial (hojarasca superficial), dentro del mismo cuadrante se colectó sedimento en un hoyo de aproximadamente 30 cm de profundidad, del cual también se tomó la muestra de agua intersticial en un frasco de vidrio (250 mL).

En las estaciones (1 al 7) dentro del canal se midió la profundidad del canal y se colectó sedimento del fondo con una draga Ekman AMS 445.11, además, se realizaron las determinaciones de carbono orgánico total, oxígeno disuelto, pH, temperatura, salinidad y sólidos totales suspendidos del agua, con el equipo multiparámetro WTW (modelo MIQ/C184 XT).

Además, dentro de la zona de estudio se colectaron hojas de cada especie de mangle, para posteriormente realizar pruebas de lixiviación en laboratorio.

### **Trabajo de laboratorio**

El equipo multiparámetro WTW (Figura 7) se calibró leyendo en éste soluciones de ácidos húmicos comerciales (Humitron sólido) con diferentes concentraciones (5, 10, 25, 50, 100 y 150 mg/mL).



**Figura 7. Equipo multiparámetro WTW.**

Las pruebas realizadas fueron la medición del carbono orgánico soluble de las hojas mediante el proceso de lixiviación con el equipo multiparámetro WTW, y la

determinación de carbono orgánico en el sedimento mediante la técnica de Walkley y Black (Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis, 2002).

### **Preparación de las muestras en laboratorio**

El sedimento se colocó en cajas de Petri y se secó en la estufa a 60°C, posteriormente se molió en un mortero y se volvió a secar. A las muestras de agua intersticial del bosque del manglar se les dejó sedimentar y en el sobrenadante se les determinó carbono orgánico soluble, salinidad y pH. Las hojas de mangle se colocaron en charolas de aluminio y se secaron en la estufa a 60°C hasta obtener un peso constante.

### **Determinaciones en laboratorio**

A la hojarasca se le tomó el peso seco y mediante el factor de corrección Van Benmelen se calculó el carbono orgánico de la misma, tomando en cuenta que el 58 % de la materia orgánica corresponde al carbono orgánico (Walkley y Black, 1935).

El carbono orgánico en los sedimentos se determinó mediante el método Walkley y Black, (implementado en 1934 y 1947) con algunas modificaciones propuestas por Shollenberg (1972). Este método se basa en la oxidación del carbono orgánico del suelo por medio de una disolución de dicromato de potasio y ácido sulfúrico concentrado. Se añade ácido fosfórico para eliminar interferencias de  $\text{Fe}^{3+}$  y el dicromato de potasio remanente es valorado con sulfato ferroso. Con este procedimiento se detecta entre un 70 y 84% del carbono orgánico total por lo que es necesario introducir el factor de corrección Van Benmelen ( $100/58=1.724$ ). Este método es el más ampliamente utilizado para estimar la materia orgánica del suelo (Tekalign, 1991; León, *et al.*, 1987).

A las muestras de agua intersticial de las estaciones A, B y C se les midió carbono orgánico soluble, salinidad y pH con el equipo multiparámetro WTW.

Para la lixiviación de las hojas secas de mangle, se colocaron 10g de las mismas en tres acuarios con agua salina, tres con agua salobre y tres con agua dulce por cada especie (Figura 8). En todos los acuarios se midió el carbono orgánico soluble, el pH y el oxígeno disuelto con el equipo multiparámetro WTW, esto se realizó durante las horas necesarias hasta estabilizarse los valores medidos en cada acuario: 73 h para las hojas de *Avicennia*

*germinans*, 77 h para las hojas de *Laguncularia racemosa* y 81 h para las hojas de *Rhizophora mangle*.



**Figura 8. Prueba de lixiviación, peceras con hojas de mangle en diferentes tipos de agua.**

### **Análisis estadísticos**

Se realizaron todos los análisis en Statistica versión 8. A los resultados obtenidos de las muestras del bosque de manglar, agua intersticial y sedimento, se les realizó un análisis de varianza de medidas repetidas, prueba de Tukey, así como una correlación entre el carbono orgánico del sedimento, del agua intersticial y de la hojarasca

De manera similar, los resultados obtenidos en el canal, tanto para el agua como el sedimento, fueron analizados mediante una correlación entre todos los parámetros obtenidos.

Los valores de carbono orgánico total, oxígeno disuelto y pH obtenidos durante las lixivaciones fueron sometidos a un análisis de varianza factorial.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Bosque del manglar

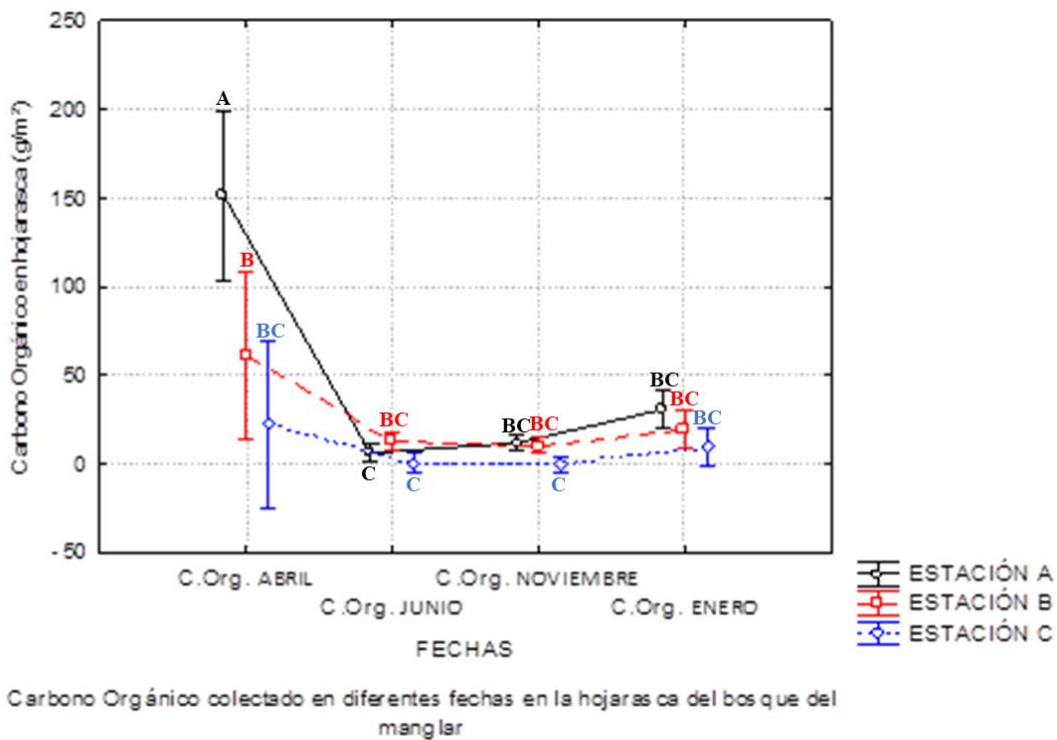
#### Carbono orgánico en hojarasca

Aunque en época de lluvias el aporte de hojarasca es mayor debido al aumento en la fotosíntesis como consecuencia del aumento de temperatura, de la disponibilidad de agua dulce y de los nutrientes (Flores-Verdugo, 1989), en este estudio no se pudo determinar con precisión la hojarasca en esta temporada debido a que el suelo se encontraba inundado, por lo tanto, en cuanto al Carbono orgánico (CORG) de la hojarasca hacemos referencia únicamente a los estiajes frío y cálido.

En la figura 9 se muestran los contenidos de CORG de la hojarasca de las tres estaciones (A, B, y C) durante los cuatro meses de muestreo. Al comparar entre meses se observó que abril es el mes con los mayores contenidos de CORG para cada Estación ( $\alpha=0.05$ ). Las concentraciones de abril fueron: 152.18, 61.1 y 22.5 g m<sup>2</sup>, para las estaciones A, B y C, respectivamente. Esto es porque altas temperaturas provocan mayor desprendimiento de hojas secas de los árboles de manglares que aportan materia orgánica al suelo (Reyes *et al.*, 2013). En contraste, junio fue el mes que presentó el menor contenido de CORG en las tres estaciones 6.17, 12.53 y 0.79 g m<sup>2</sup> en las estaciones A, B y C, en el orden dado.

López-Portillo (1985) encontró que la caída de hojarasca se concentra en los meses de abril a agosto, en este estudio, en el Estero El Salado encontramos que la caída de la hojarasca se concentró más en el mes de abril en el bosque dominado por la especie *A. germinans*.

De forma general se observó que la producción de hojarasca fue mayor en *A. germinans* y *L. racemosa* seguida por *R. mangle*, que son las especies dominantes en las estaciones A, B y C respectivamente, contrario a lo reportado por Ochoa-Gómez *et al.* (2019) en los manglares del Golfo de California en La Paz, México, donde encontraron que la mayor producción de hojarasca se dio en los bosques dominados por *L. racemosa* seguidos de *R. mangle* y de *A. germinans* (50, 40 y 30 g m<sup>2</sup> año respectivamente).

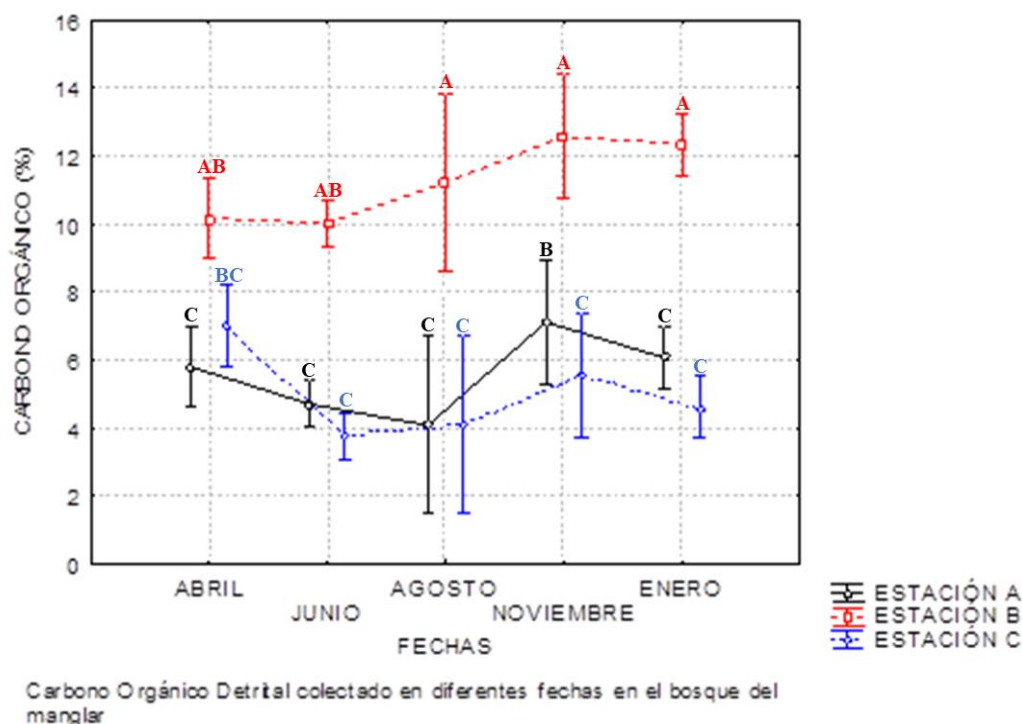


**Figura 9. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del carbono orgánico en la hojarasca del bosque del manglar de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.** Se presentan los intervalos de confianza 0.95. Letras diferentes muestran diferencias significativas ( $\alpha=0.05$ )

### Carbono orgánico en sedimento

En la Figura 10 se observan los valores promedio de CO obtenidos en el sedimento del bosque del manglar en las Estaciones A, B y C durante todos los meses de estudio. Los valores más altos (10 a 12.6 %) en sedimento se encontraron en la Estación B, representativa de la especie *L. racemosa*, durante todos los meses de estudio sin diferencia significativa a lo largo del año. En las estaciones A y C, se obtuvieron valores (3.7 a 7 %) notablemente más bajos que en la Estación B, sin diferencia entre ellos a lo largo del año. Esto pudo ser debido a que las Estaciones A y C estaban cercanas al canal principal del estero y estuvieron expuestas a ser lavadas por las mareas. En el caso de la Estación B, la zona se inunda de forma permanente y al tener poca circulación de agua y oxígeno se generan condiciones ideales anóxicas para una lenta descomposición de la materia orgánica; además, al encontrarse alejada de la zona marina no está influenciada por las mareas y a su vez no es propensa al lavado por las mismas. En la Estación C se obtuvieron valores ligeramente más altos en el mes de abril que en el resto del año, debido a la gran cantidad de almejas que se encontraron en el sedimento en esa época, ya que de acuerdo

a Cruz-Flores y Etchevers-Barra (2011) el  $\text{CaCO}_3$  bloquea la humificación produciendo una mayor acumulación de CO.



**Figura 10. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del carbono orgánico en el sedimento del bosque del manglar de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.** Se presentan los intervalos de confianza 0.95. Letras diferentes muestran diferencias significativas ( $\alpha=0.05$ )

En el Cuadro 1 se presentan valores de carbono orgánico de diferentes autores encontrados en México y otros países. Los valores encontrados en este trabajo son parecidos a los reportados en los sitios de México, Brasil, España, Vietnam, Indonesia y Sumatra, pero están muy por debajo de los encontrados en Japón y Guyana Francesa.

**Cuadro 1.** Valores de Carbono Orgánico obtenidos en diferentes sitios.

Sitio	Carbono Orgánico %	Especie	Autor
Marismas Nacionales Nayarit, México	7	<i>R. mangle</i> , <i>A. germinans</i> , <i>L. Racemosa</i>	Valdés-Velarde (2010)
Sonora, México	6.7 – 18.4	<i>R. mangle</i> , <i>A. germinans</i>	Barreras-Apodaca <i>et al.</i> (2017)
Brasil	4.6-9.2	<i>R. mangle</i>	Ferreira <i>et al.</i> (2006)
España	4.5	---	López-González (2006)

Vietnam	3	---	Figuroa-Del Castillo <i>et al.</i> (2011)
Indonesia	4	---	Sukardjo (1994)
Sumatra	6	---	Van Noordwijk <i>et al.</i> (1997)
Japón	47	---	Khan <i>et al.</i> (2007)
Guyana Francesa	33	---	Beotulle <i>et al.</i> (2001)

Moreno-May *et al.* (2010) indica que, en Laguna de Términos, los bosques donde predomina *Rhizophora mangle* son los que tienen mayor potencial de acumulación de CO, lo que concuerda con lo encontrado por Ochoa-Gómez *et al.* (2019), en La Paz en el Golfo de California, México. Esto indica que los bosques dominados por *R. mangle* son los que tienen mayores concentraciones de carbono, seguidos por *L. racemosa* y *A. germinans*. Sin embargo, en el Estero El Salado encontramos que los bosques dominados por *L. racemosa* son los que tienen mayor cantidad de CO en su sedimento.

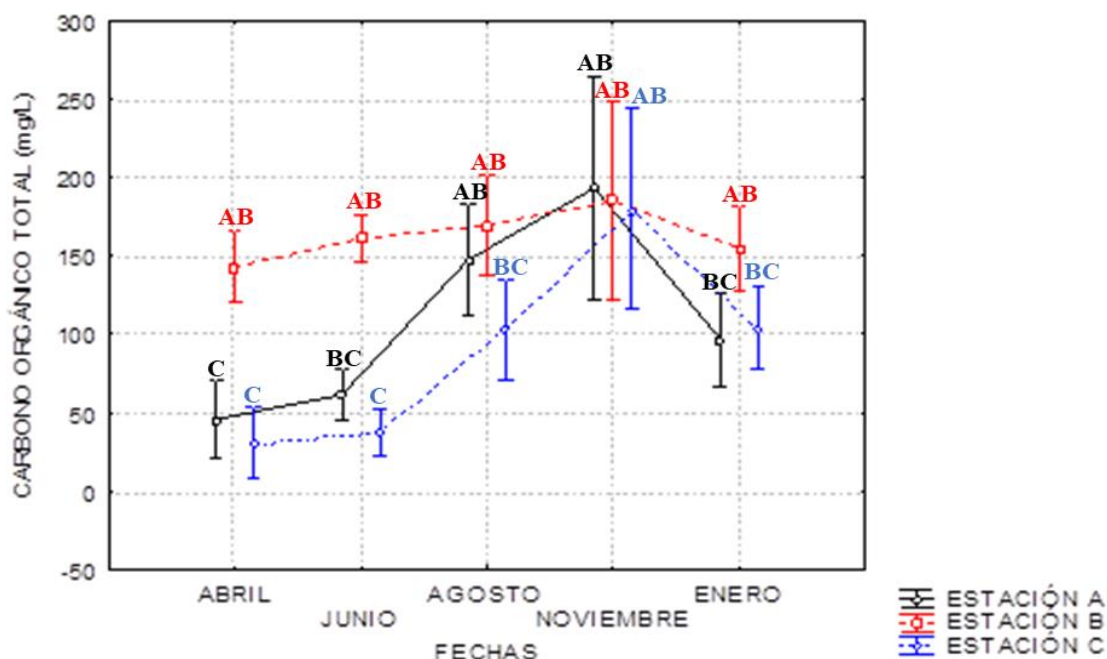
### **Carbono orgánico total en agua intersticial**

En la Figura 11 se muestran los valores de Carbono Orgánico Total (COT) obtenidos en el agua intersticial del bosque del manglar. El rango de valores (143 a 185 mg L<sup>-1</sup>) de COT obtenidos en la Estación B, dominada por la especie *L. racemosa*, se mantuvieron estables a lo largo del año ( $\alpha=0.05$ ).

Los valores más altos en general se obtuvieron en estiaje frío en el mes de noviembre con valores de 193.3, 185 y 179.8 mg L<sup>-1</sup> para las estaciones A, B y C, Mientras que los valores más bajos se encontraron en el mes de abril: 49 y 31 mg L<sup>-1</sup> en las Estaciones A y C, respectivamente. Este aumento de COT en el mes de noviembre pudo ser debido al aporte de materia orgánica acarreada por los arroyos que descargan en este humedal, después de la época de lluvias, de manera similar a lo que se observó para el carbono orgánico en el sedimento.

En la Estación B, se tuvieron los valores más altos de las tres estaciones, debido a que en esta estación hay una laguneta permanente, por lo que, al estar inundada todo el año, se hacen más lentos los procesos de descomposición de la materia orgánica. Además, al no estar influenciada por las mareas debido a su lejanía con el canal principal del estero, no se observaron diferencias significativas entre sus concentraciones. En las estaciones A y C, tuvieron concentraciones similares de COT entre ellas, en el caso de la Estación C,

ésta se encuentra más cercana a la zona marina y por lo tanto estuvo influenciada por la marea, mientras que la Estación A, estuvo afectada por la descarga de arroyos.



Carbono Orgánico Total colectado en diferentes fechas en el agua intersticial del bosque del manglar

**Figura 11. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio de carbono orgánico total del agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.** Se presentan los intervalos de confianza 0.95. Letras diferentes muestran diferencias significativas ( $\alpha=0.05$ ).

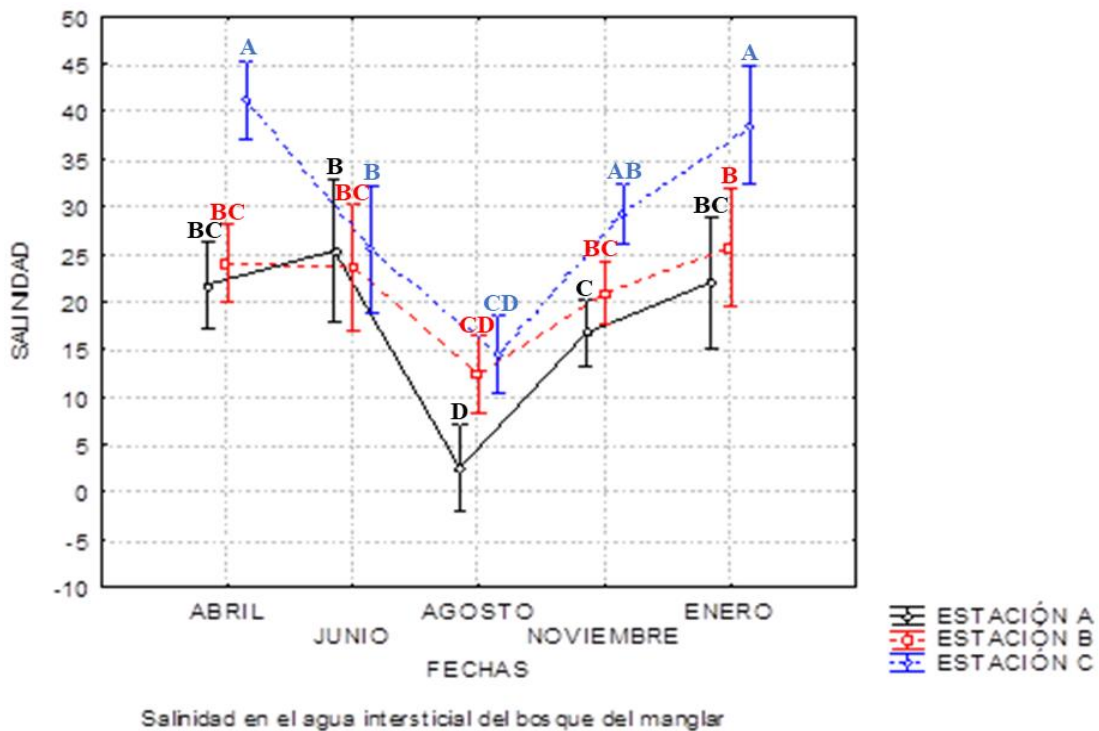
### Salinidad en agua intersticial

En la Figura 12 se muestran los valores promedio obtenidos de la salinidad en el agua intersticial del bosque del manglar en las Estaciones A, B y C. La salinidad más baja se obtuvo durante el mes de agosto en la temporada de lluvias (2.28, 12.38 y 14.54 ‰ en las Estaciones A, B y C, respectivamente), mientras que los valores más altos (41.2, 29.3 y 38.6 ‰) se obtuvieron en la Estación C en los meses de abril, noviembre y enero, respectivamente.

La variación de los valores de salinidad se explica debido a las ubicaciones de cada estación. La Estación A que es la que se encuentra más alejada del mar tiene el valor de S‰ más bajo, pues esta menos influenciada por este y al mismo tiempo tiene mayor entrada de agua dulce debido al drenaje de los arroyos, a los pozos subterráneos y a su cercanía con la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales. En contraste, la



Estación C es la más cercana al mar y también es cercana al canal principal que conecta al estero con el mar, por lo tanto, está mayormente influenciada por las mareas. Además, en los estiajes cálido (abril) y frío (enero) la Estación C tuvo valores (41.2 y 38.6 ‰) por encima de la S‰ promedio del agua de mar (35‰), debido al proceso de evaporación principalmente durante el estiaje cálido que es cuando las temperaturas son más altas. Esto concuerda con lo reportado por Mitsch y Gosselink (2000) quienes indican que la salinidad se concentra en el sitio debido a la evaporación durante el estiaje cálido en el mes de abril. Las concentraciones de S‰ en la Estación B, en los estiajes frío y cálido oscilaron entre 21 y 25‰ sin diferencia significativa ( $\alpha=0.05$ ), esto pudo deberse a su lejanía con los cuerpos de agua y por el depósito de agua que se mantiene todo el año en ese sitio, el cual tiene poca circulación de agua.



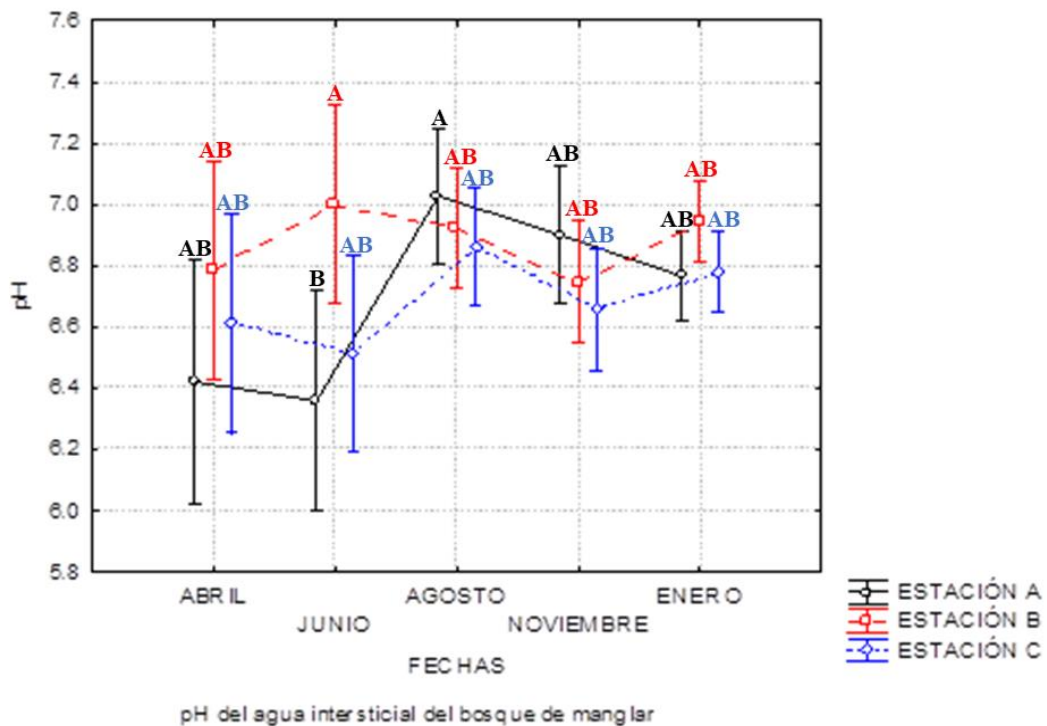
**Figura 12. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio de la salinidad en el agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.** Se presentan los intervalos de confianza 0.95. Letras diferentes muestran diferencias significativas ( $\alpha=0.05$ ).

### pH en el agua intersticial

En la Figura 13 se muestran los valores promedio de pH obtenidos del agua intersticial de las Estaciones A, B y C durante todos los muestreos. Los rangos promedio de pH obtenidos en el agua intersticial fueron ligeramente ácidos y neutros, en la Estación A se

encontraron valores de 6.3 a 7, en la Estación B de 6.8 a 7 y en la Estación C de 6.5 a 6.9. Los valores que se obtuvieron en las estaciones B y C no tienen diferencia significativa, sin embargo, los obtenidos en la Estación A fueron los más altos (en agosto) y los más bajos (en Junio) durante la época de estudio en las tres Estaciones ( $\alpha=0.05$ ).

Los valores obtenidos se encontraron por debajo del pH del agua de mar, el cual oscila entre 7.4 y 8.5, esto debido a la degradación de la materia orgánica que genera algunos ácidos, disminuyendo el pH, el cual se mantuvo en un rango estrecho por la capacidad amortiguadora del agua de mar.

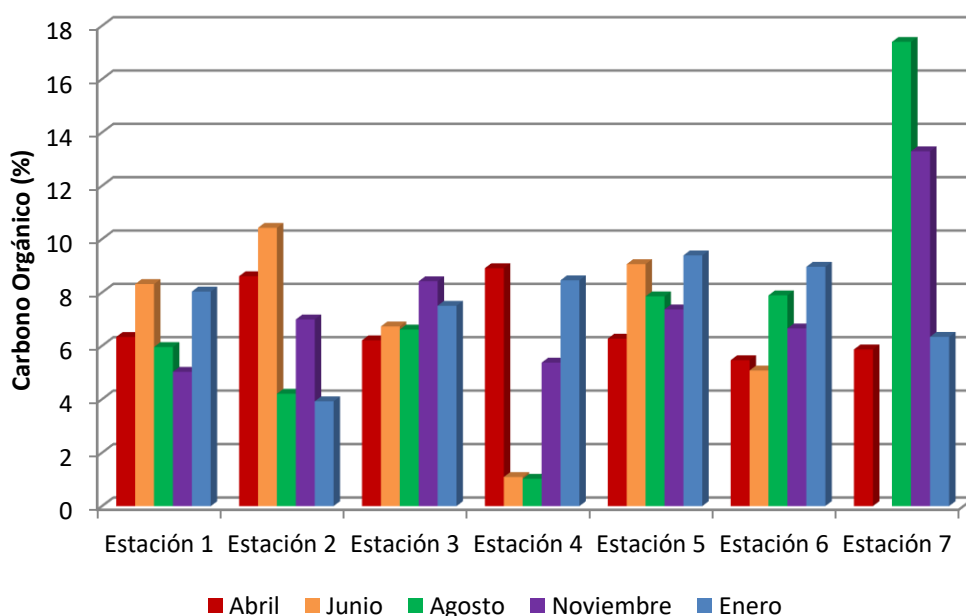


**Figura 13. Análisis de varianza de medidas repetidas del promedio del pH del agua intersticial de cada fecha en las tres estaciones muestreadas.** Se presentan los intervalos de confianza 0.95. Letras diferentes muestran diferencias significativas ( $\alpha=0.05$ ).

### Canal principal del estero

En la Figura 14 se muestra el contenido de Carbono orgánico encontrado en el sedimento del canal en las Estaciones 1 a 7 durante todos los meses de estudio, excepto en el mes de junio en la Estación 7, debido a que no se pudo coleccionar la muestra a causa de las raíces de los mangles que se encontraban en el fondo del canal.

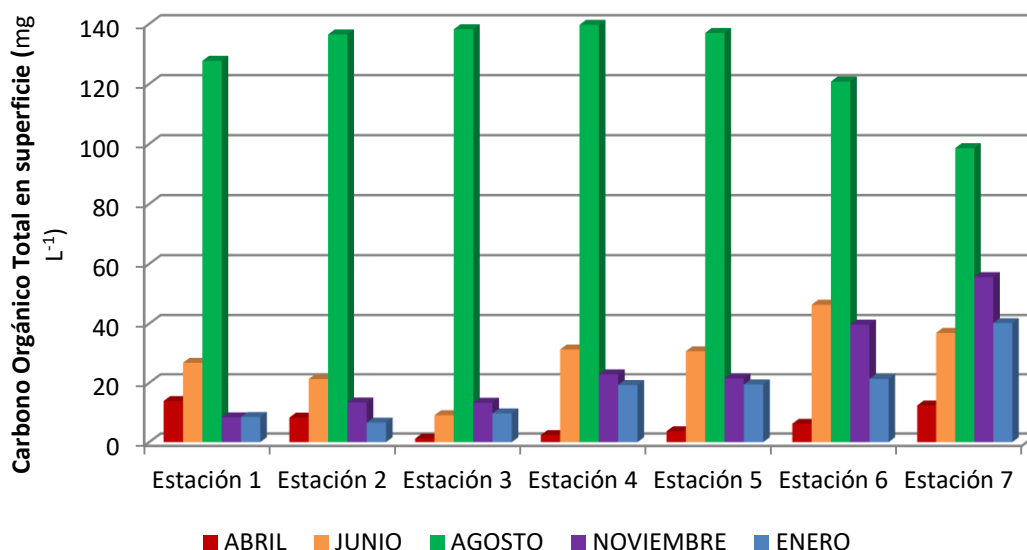
En la Figura 14 se pueden observar que los valores de CO del sedimento más altos se encontraron en la Estación 7 en el mes de agosto (17.4%) y noviembre (13.29%), notándose la influencia de las descargas y escurrimientos de los arroyos. Los valores más bajos (1%) se encontraron en la Estación 4 en los meses de junio y agosto. Para la Estación 1, que es la más cercana al mar, las concentraciones más bajas de CO encontradas fueron en los meses de agosto y noviembre (5.95 y 5.02 % respectivamente). De acuerdo a López-González (2006), el contenido de carbono orgánico aumenta hacia el interior del estuario, mientras que disminuye al acercarse al mar, similar a lo que se pudo observar en este estudio.



**Figura 14. Carbono Orgánico del sedimento muestreado en las diferentes estaciones del canal del estero.**

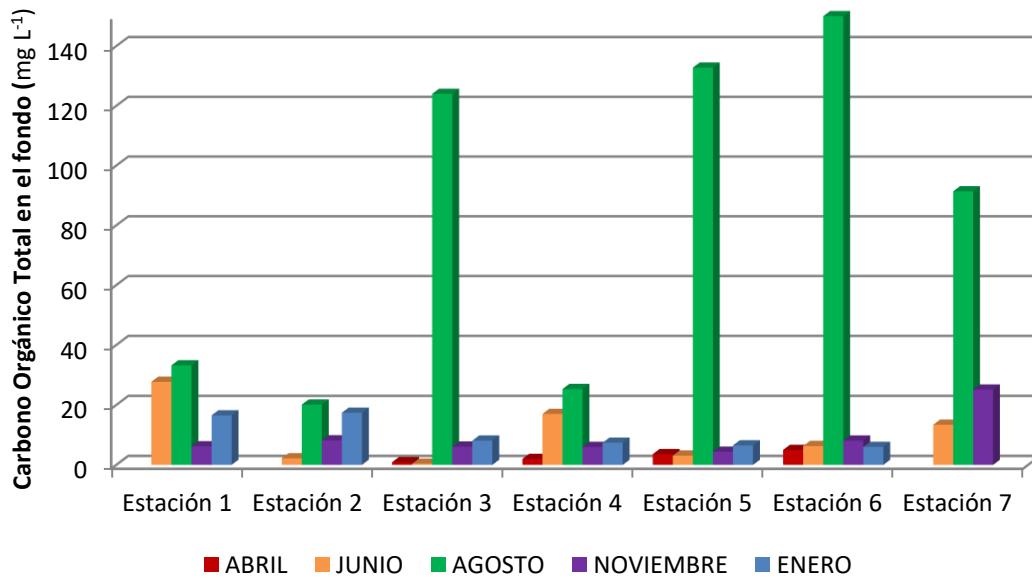
En la Figura 15 se observan los valores de Carbono Orgánico Total (COT) obtenidos a lo largo del año en el agua de la superficie del Canal del Estero en las diferentes estaciones. El (COT) en la superficie del canal fue mayor en todas las estaciones en la época de lluvias (agosto), con valores que van desde 98.6 mg L<sup>-1</sup> en la Estación 7, que es la que se encuentra más lejana a la boca del canal, hasta 139.7 mg L<sup>-1</sup> en la Estación 4, lo que indica que hay exportación de carbono orgánico al mar. Durante el resto del año los valores de COT variaron entre 1.2 y 55.6 mg L<sup>-1</sup>.

Sierra-Rozo *et al.* (2009) encontraron que la degradación de CORG es más rápida en el agua, como se pudo observar en este estudio, donde las concentraciones de CORG disuelto llegaron hasta  $140 \text{ mg L}^{-1}$  en época de lluvias.



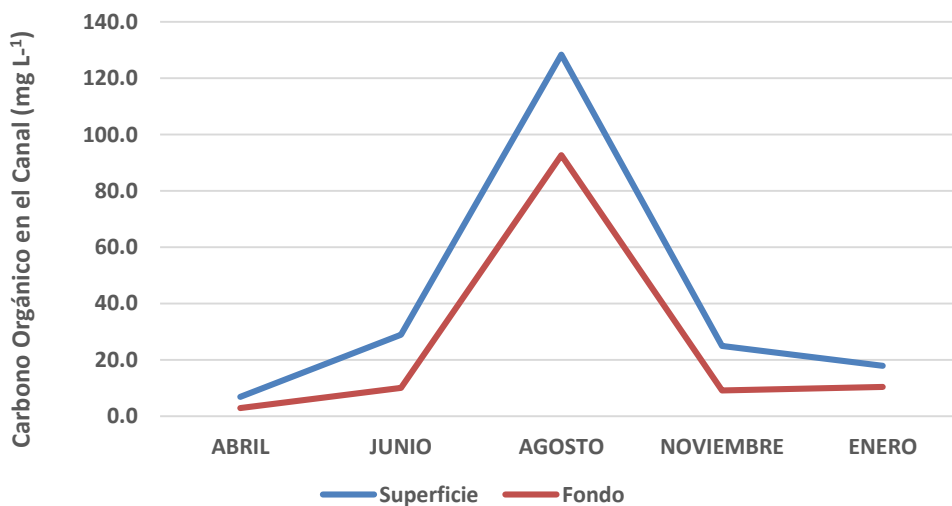
**Figura 15. Carbono Orgánico Total en la superficie del agua del canal del estero en las diferentes estaciones.**

En la Figura 16 se observan los valores obtenidos de Carbono Orgánico Total del fondo del agua en el Canal del Estero en todos los meses de estudio, se puede observar que al igual que en el agua de la superficie, los valores más altos de COT de cada una de las estaciones se encontraron en el mes de agosto, ya que al ser época de lluvias los sedimentos terrestres, como la materia orgánica, el carbono de la hojarasca y el del bosque del manglar, llegan con más facilidad al canal del estero por las lluvias y como consecuencia de la escorrentía de los arroyos. Los valores obtenidos en el mes de agosto oscilaron desde  $20.1 \text{ mg L}^{-1}$  hasta  $221.7 \text{ mg L}^{-1}$  (Estación 2 y 6 respectivamente). Los valores de COT se encontraron disminuidos en los meses de estiaje frío y cálido, desde  $0.9 \text{ mg L}^{-1}$  en la Estación 3 en el mes de abril hasta un máximo de  $27.7 \text{ mg L}^{-1}$  en la Estación 1 en el mes de junio.



**Figura 16. Carbono Orgánico Total en el agua del fondo del canal del estero en las diferentes estaciones. En la Estación 6 en el mes de agosto se encontró 221.7 mg L<sup>-1</sup> de COT.**

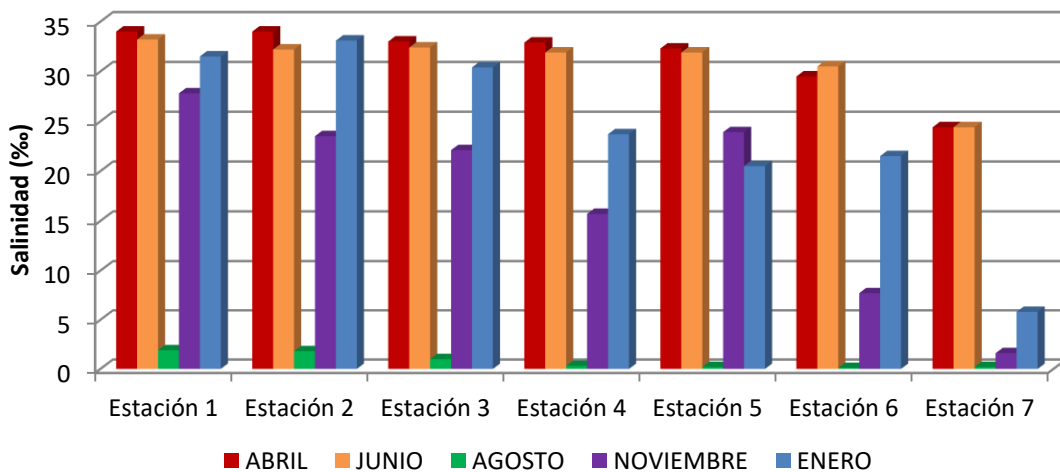
En la Figura 17 se muestra el promedio por mes de todas las Estaciones del COT de la superficie y del fondo del agua del canal del Estero. Se puede observar que el COT en la superficie y en el fondo del canal, siguen la misma variación estacional, con valores considerablemente muy altos en lluvias (agosto) con respecto a los encontrados en estiaje frío y cálido, de los cuales los más altos se obtuvieron en el agua de la superficie.



**Figura 17. Promedio de Carbono Orgánico Total en el agua de la superficie y del fondo de las estaciones del canal a través del año.**

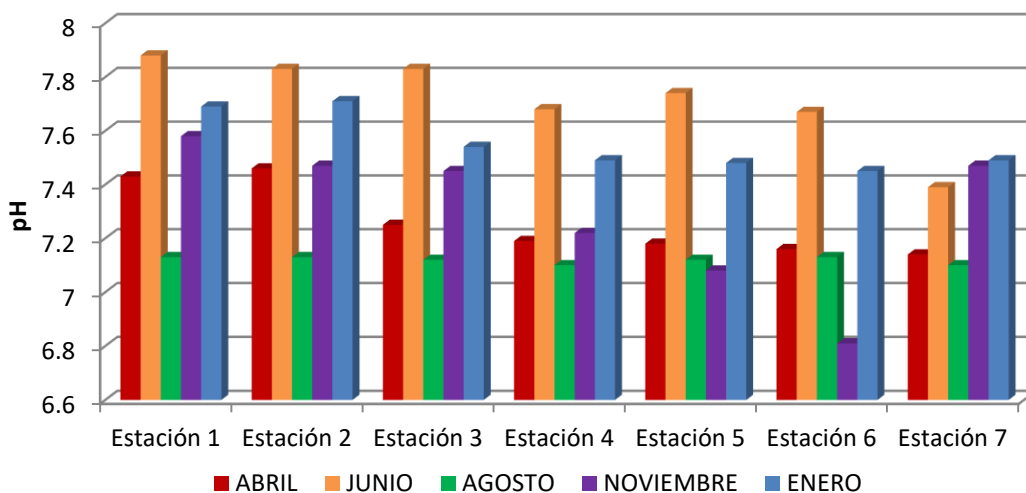
En la Figura 18 se muestran los valores de salinidad obtenidos del agua del canal. Se puede observar que en época de lluvias se encontraron los valores más bajos para cada

una de las estaciones, desde 0.2 y 0.1 hasta 1.9 ‰ (Estaciones 7, 6 y 1 respectivamente), mientras que en el estiaje cálido (abril) se obtuvieron los valores más altos de cada Estación, desde 24.4 hasta 34 ‰ (Estación 7 y 1 respectivamente). Se puede notar que la salinidad se vio afectada tanto por las épocas del año como por la ubicación de las estaciones, pues las más cercanas a la boca del canal tuvieron las salinidades más altas y fueron disminuyendo hacia adentro del estero.



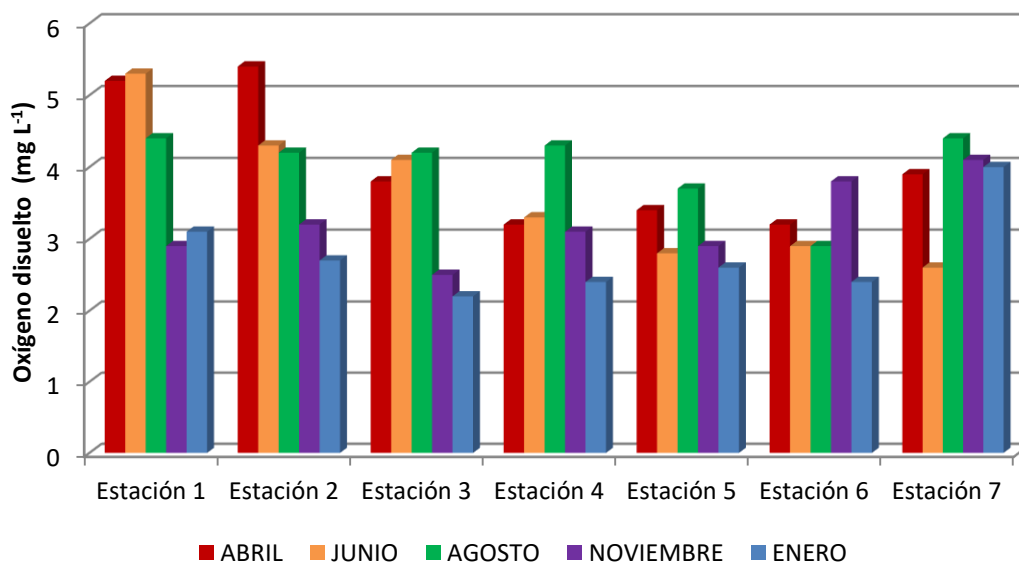
**Figura 18. Salinidad del agua en las diferentes estaciones del canal del estero.**

En la Figura 19 se muestran los valores de pH encontrados en todas las estaciones del canal durante todos los meses de muestreo, el cual se mantuvo cercano al neutro, desde 6.8 (Estación 6, noviembre) y hasta 7.9 (Estación 1, junio).



**Figura 19. pH del agua en las diferentes estaciones del canal del estero.**

En la Figura 20 se muestran los valores de oxígeno disuelto encontrados en el agua del canal del estero. Valores que oscilaron ente 2.2 mg L<sup>-1</sup> (Estación 3, enero) hasta 5.4 mg L<sup>-1</sup> (Estación 2, abril).



**Figura 20. Oxígeno disuelto en el agua en las diferentes estaciones del canal del estero.**

En el Cuadro 2 se puede observar la media de los diferentes parámetros medidos en el Canal del estero.

**Cuadro 2.** Valores de los diferentes parámetros del canal del estero

	Media	Desviación estándar
Carbono orgánico en el sedimento	7.26	3.14
Carbono orgánico total en el agua superficial	10.07	11.09
Carbono orgánico total en el agua de fondo	6.34	11.24
Oxígeno disuelto en agua	3.41	0.76
pH del agua	7.39	0.28
Salinidad del agua	20.28	13.21
Temperatura del agua	26.37	2.62

En el Cuadro 3 se presenta la matriz de correlación entre las variables medidas en el sedimento y en el agua del canal del estero. Entre las variables que correlaciona positivamente se pueden observar al COT del agua de la superficie con el COT del agua en el fondo, pues tienen el mismo comportamiento y ambos correlacionaron negativamente con la salinidad.

En las otras relaciones que fueron significativas se tienen a los sólidos totales suspendidos (STS) que correlacionan positivamente con el COT en el agua superficial, pues los STS son en parte carbono orgánico, razón por la cual presentaron una relación inversa con la salinidad del agua indicando que a menor salinidad hay mayor concentración de carbono orgánico.

**Cuadro 3.** Matriz de correlación entre los parámetros del canal del estero.

	Carbono orgánico en sediment o (%)	Carbono orgánico total en el agua superficial (mg/L)	Carbono orgánico total en el agua de fondo (mg/L)	Oxígeno disuelto en el agua (mg/L)	pH del agua	Salinidad del agua (‰)	Sólidos totales suspendidos en agua (mg/L)	Temperatura del agua (°C)
Carbono orgánico en sedimento (%)	1.00	-0.04	0.18	0.10	0.02	-0.16	-0.28	-0.11
Carbono orgánico total en el agua superficial (mg/L)	-0.04	1.00	0.69*	0.47	-0.50	-0.88*	0.67*	0.24
Carbono orgánico total en el agua de fondo (mg/L)	0.18	0.69*	1.00	0.17	-0.35	-0.63*	0.27	0.12
Oxígeno disuelto en el agua (mg/L)	0.10	0.47	0.17	1.00	-0.12	-0.36	0.30	0.40
pH del agua	0.02	-0.50	-0.35	-0.12	1.00	0.66*	-0.38	0.38
Salinidad del agua (‰)	-0.16	-0.88*	-0.63*	-0.36	0.66 *	1.00	-0.60*	-0.03
Sólidos totales suspendidos en agua (mg/L)	-0.28	0.67 *	0.27	0.30	-0.38	-0.59	1.00	0.02
Temperatura del agua (°C)	-0.11	0.24	0.12	0.40	0.38	-0.03	0.02	1.00

N=30, \*p<0.05

Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) menciona que la producción de hojas en bosques de manglar influye en el ciclo de nutrientes de su suelo, así como en la producción, descomposición y consecuente exportación de materia orgánica hacia las aguas costeras. El Estero El Salado tiene una gran acumulación de carbono orgánico en sus bosques de manglar, y por lo tanto un elevado potencial para la captura de CORG, así mismo, tiene una variación estacional, que mediante su canal de agua en época de lluvias exporta su carbono hacia el mar favoreciendo a una gran cantidad de especies marinas.

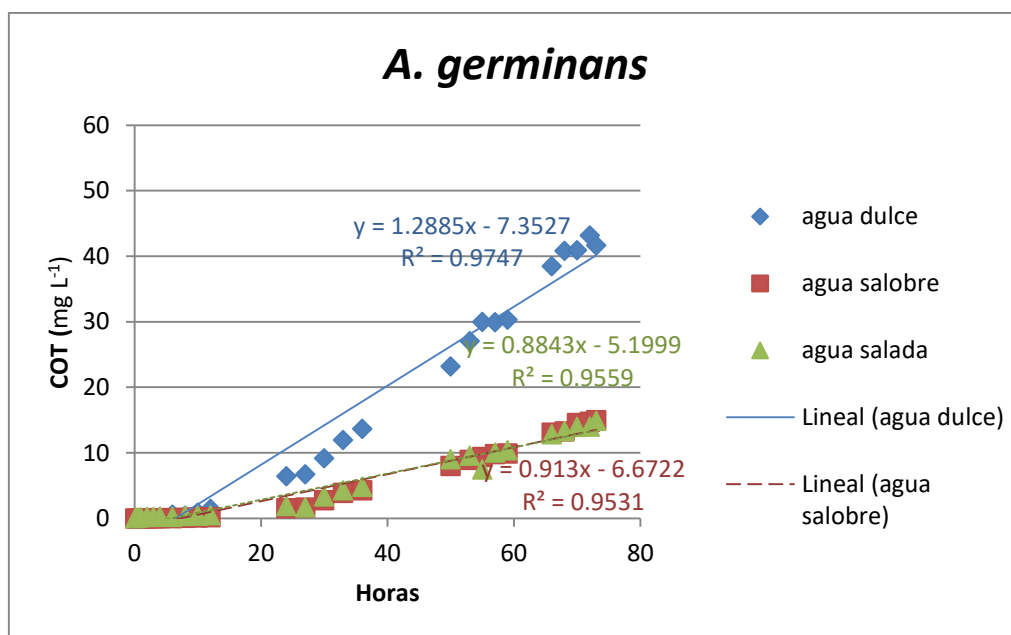
### **Lixiviación de las hojas de mangle**

En las Figuras 21, 22 y 23 se presentan los valores promedio del carbono orgánico total obtenido de los tres tratamientos de agua (dulce, salobre y salada) en las tres especies



estudiadas (*A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*) en el experimento de lixiviación con las hojas de mangle.

De los acuarios estudiados para *A. germinans*, a las 73 horas se obtuvo un promedio de 41.66 mg C L<sup>-1</sup> en el agua dulce, mientras que para agua salobre y salada se obtuvieron valores promedio de 14.98 y 14.88 mg C L<sup>-1</sup> respectivamente (Figura 21). En los acuarios de *L. racemosa*, a las 77 horas se obtuvieron valores promedio de 54.79, 19.52 y 19.98 mg C L<sup>-1</sup> en agua dulce, salobre y salada, respectivamente (Figura 22). Para *R. mangle*, los valores promedio obtenidos a las 81 horas fueron 2.36, 2.26 y 0.26 mg C L<sup>-1</sup> en agua dulce, salobre y salada, respectivamente (Figura 23). Estos resultados muestran que el carbono en las hojas de mangle se lixivió fácilmente en agua dulce en las especies *A. germinans* y *L. racemosa*, en tanto que en agua salobre y salada la diferencia fue muy poca, mientras que para *R. mangle* no hubo mucha variación en los tres tratamientos de agua, por lo que *L. racemosa* fue la especie que tuvo mayor lixiviación de carbono.



**Figura 21. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie *Avicennia germinans*.**

Los resultados obtenidos en este experimento coinciden con los encontrados por Escobar *et al.* (2005) en Chiapas, que indican que la especie *L. racemosa* tiene una tasa de degradación más rápida que *A. germinans* e incluso que *R. mangle*, aunque difieren en que la degradación es más rápida en agua salada que en agua dulce. En este experimento la lixiviación de carbono fue mayor en agua dulce seguida por el agua salobre y salada,

en cuanto a las especies fue mayor la degradación en *L. racemosa* *A. germinans* y *R. mangle*.

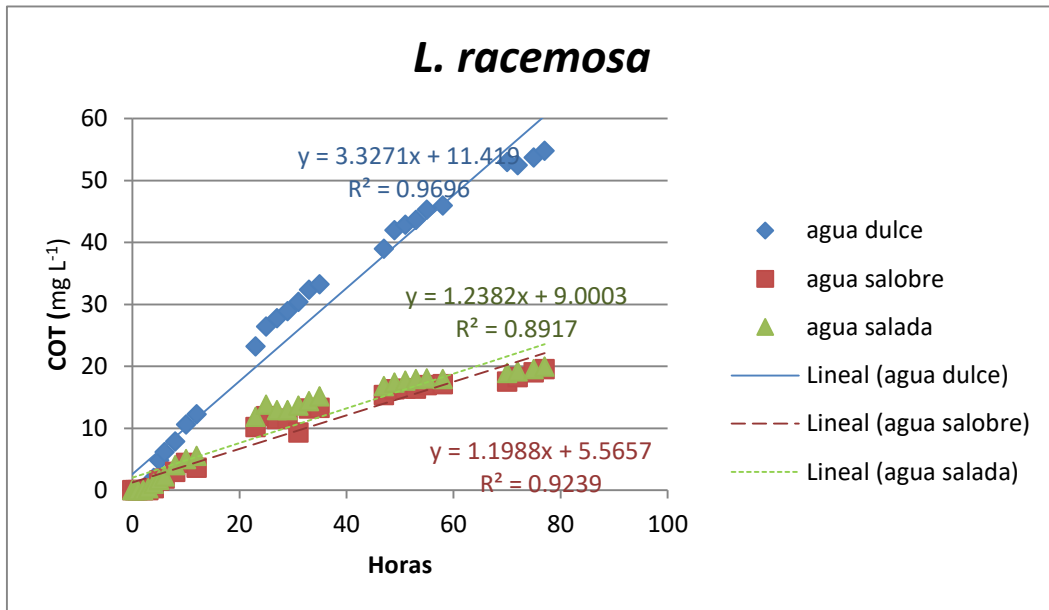


Figura 22. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie *Laguncularia racemosa*.

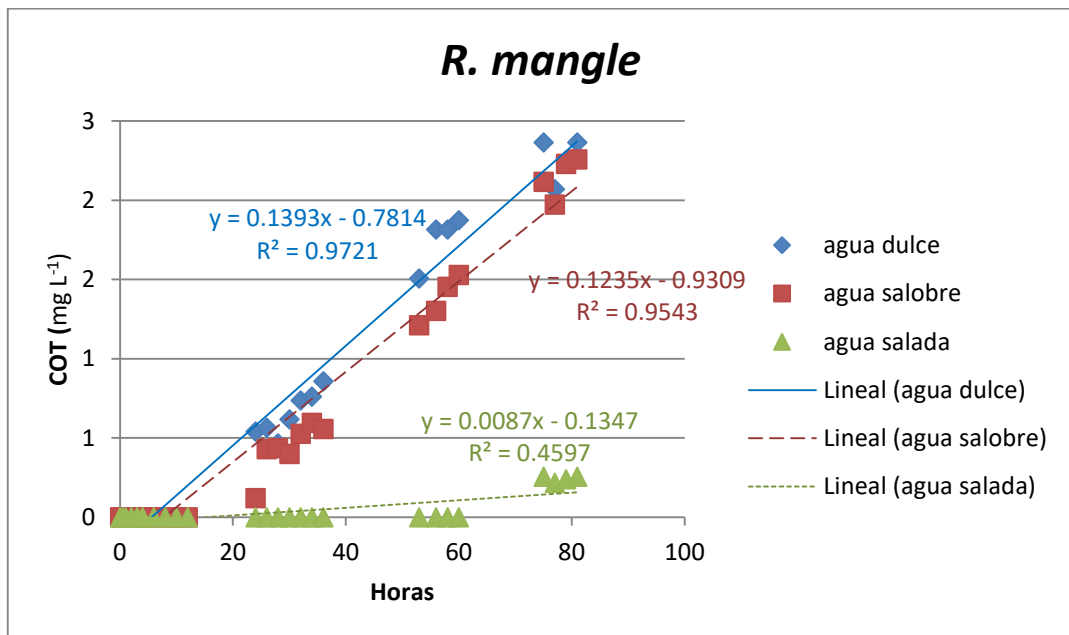
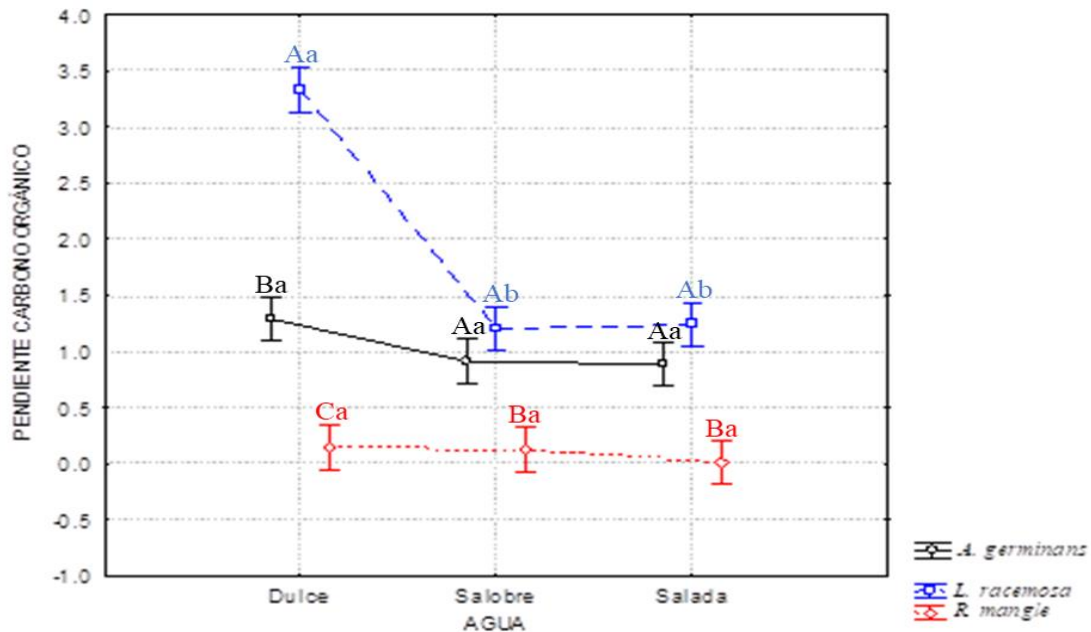


Figura 23. Promedio de carbono orgánico total de los tres tratamientos de agua en la especie *Rhizophora mangle*.

En la Figura 24 se pueden ver las pendientes obtenidas de la lixiviación del carbono orgánico de las tres especies de mangle en los tres tratamientos de agua. Se observa mayor lixiviación en *L. racemosa* seguida por *A. germinans* y *R. mangle* ( $\alpha=0.05$ ). Para *L.*

*racemosa* no se observó diferencia significativa entre los tratamientos de agua salobre y salada, sin embargo, se observó una diferencia con el agua dulce en la cual se tuvo mayor lixiviación. Mientras que en *A. germinans* no hubo diferencia significativa entre los tres tratamientos de agua, de igual modo que sucedió con *R. mangle*, lo cual indica que al lixiviar más carbono, la especie *L. racemosa* es la que más beneficia a las especies marinas.



**Figura 24. Análisis de varianza de las pendientes de carbono orgánico del promedio de cada tratamiento de agua en las tres especies de mangle.** Las barras verticales indican 0.95 de intervalos de confianza. Wilks lambda = .01330, F (20, 47.383) = 6.3463, p = .00000. La misma letra minúscula significa valores iguales en las pendientes entre tratamientos de agua por cada especie. La misma letra mayúscula significa valores iguales en las pendientes por cada tratamiento de agua en diferentes especies ( $\alpha=0.05$ ).

De acuerdo con Tam *et al.* (1998), las tasas de descomposición varían entre especies vegetales según su anatomía y composición química foliar, por ejemplo, la lignina, nutrientes y taninos son sustancias de difícil degradación y tóxicas para los microorganismos como indica Steinke *et al.* (1990). En el caso de *R. mangle*, al haber una gran cantidad de taninos, la colonización microbiana es muy lenta y por lo tanto, su tasa de degradación es más lenta, con respecto a las otras dos especies en este estudio, por el contrario, *A. germinans* tiene baja cantidad de taninos, alta cantidad de nitrógeno y baja

proporción C:N con respecto a *R. mangle* y *L. racemosa*, por lo que su proceso de descomposición es más rápido (Middleton y McKee, 2001). Kathiresan y Bingham (2001) y Yañez-Arancibia (1998) coinciden en que la alta cantidad de taninos en *R. mangle* retrasa la acción de las bacterias descomponedoras y además se lixivian lentamente. Aunque Escobar *et al.* (2005) señalan que la hojarasca que está en contacto directo con el agua tiene mayor velocidad de descomposición como es el caso de *R. mangle*, al contrario de *A. germinans* que al estar más alejada del agua concentra más carbono en su hojarasca.

De acuerdo a los resultados obtenidos, para las tres especies, la tasa de degradación de carbono orgánico fue menor en los tratamientos de agua salada, lo que concuerda con los trabajos de Galeano-Galeano *et al.* (2010) y Kathiresan y Bingham (2001), que indican que la salinidad tiene una relación inversa con respecto a las tasas de descomposición. Dicho de otra forma, a mayor salinidad, la tasa de descomposición es menor debido a que inhibe el crecimiento bacteriano y fúngico, contrario a lo que sucede con el oxígeno, el cual favorece una mayor tasa de degradación, por lo que va disminuyendo conforme las hojas se van degradando. En este estudio se observó que la lixiviación es mayor en agua dulce, siendo *L. racemosa* la especie que libera mayor cantidad de carbono de sus hojas seguida por *A. germinans* y *R. mangle*.

## CONCLUSIONES

A continuación, se presentan las conclusiones del presente trabajo:

- 1) La ubicación de las estaciones A, B y C influyó en las concentraciones de CO en sedimento y agua intersticial. La Estación B, dominada por la especie *L. racemosa*, tuvo los valores más altos de carbono orgánico en el sedimento y en el agua intersticial, mientras que las Estaciones A y C, dominadas por las especies *A. germinans* y *R. mangle* respectivamente, tuvieron valores más bajos de carbono orgánico en el sedimento y agua intersticial.
- 2) La marea y el mes de colecta tuvieron efecto sobre la distribución de CO en las distintas estaciones, A, B y C. La mayor concentración de carbono orgánico aportado por la hojarasca se encontró en el mes de abril para todas las Estaciones, la mayor concentración de carbono encontrada en el agua y en el sedimento fue en noviembre para las Estaciones A y B, y en la Estación C la mayor concentración de CO en sedimento fue en abril y en agua intersticial en noviembre, fecha posterior a la temporada de lluvias.
- 3) De igual forma, la marea y lluvias inciden en la distribución de CO en sedimento y de COT en agua del estero. En cuanto al sedimento y al agua del canal se encontró mayor concentración de CO en época de lluvias.
- 4) Se demostró la exportación de CO hacia el área costera adyacente en beneficio de la trama trófica del detritus en El Estero El Salado. *R. mangle* es la especie que tiene menor tasa de degradación y, por lo tanto, funciona como sumidero de carbono, contribuyendo con la mitigación del cambio climático y *L. racemosa* fue la especie que tuvo los valores más altos de carbono orgánico y la que tuvo mayor lixiviación, con lo cual contribuye a exportación de detritus incluyendo positivamente en la trama trófica del detritus.

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Acevedo, E., Martínez, E., 2003. Sistema de labranza y productividad de los suelos, en Acevedo, E.: Sustentabilidad en Cultivos Anuales. Santiago, Universidad de Chile, Serie Ciencias Agronómicas N° 8, p. 13-25.

Acosta, M., Etchevers, J., Monreal, C., Quednow, K., Hidalgo, C., 2001. Un método para la medición del carbono en los compartimentos subterráneos (raíces y suelo) de sistemas forestales y agrícolas de ladera en México. En: Memorias del simposio Internacional sobre medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile.

Aguilera, S., 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14. Valdivia, Chile, p. 77-85.

Álvarez, S., 2005. Principios generales del ciclo del carbono en el océano. En: Hernández, B., Gaxiola, G. (Eds). Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, centro de Educación Científica y Superior de Ensenada. Cap. 1:11-28.

Aké-Castillo, J., Vázquez, G., López-Portillo, J., 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal Lagoon in the southern Gulf of Mexico. *Hydrobiologia.*, 559: 101-111.

Armentano, T., 1981. The potential significance of tropical organic soils for the carbon balance of terrestrial biosphere. *Proceedings of Tropical Ecology Jubilee Symposium*, Bhopal, India. 22pp.

Aveytua, L., 2002. Carbono orgánico disuelto en Bahía San Quintín, Baja California. Tesis de Maestría. UABC, Ensenada, B.C. 68pp.

Barreras-Apodaca, A., Sánchez-Mejía, Z., Bejarano, M., Méndez-Barroso, L., Borquez-Olguín, R., 2017. Carbono almacenado en la capa superficial de suelo de dos manglares geográficamente contrastantes. En Paz., F., Torres, R., Velázquez, A. (Ed.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México* (pp. 258-264). Texcoco, Estado de México, México. Programa Mexicano del Carbono.

Benner R., Hodson R. E., and Kirchman D., 1988. Bacterial abundance and production on mangrove leaves during initial stages of leaching and biodegradation. *Ergeb. Limnol.* 31, 19–26.

Benner R., Weliky K., and Hedges J. I., 1990. Early diagenesis of mangrove leaves in a tropical estuary: Molecular-level analyses of neutral sugars and lignin-derived phenols. *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 1991–2001.

Betoulle, J. L., F. Fromard, A. Fabre et H. Pulg, 2001. Caracterisation des chutes de litiere et des apports au sol en nutriments dans une mangrove de Guyane Francaise Canadian *Journal of Botany.* 79:238-249.

Bohn, H., Mc Neal, B., O'Connor, G., 1993. *Química del suelo.* Limusa Noriega Editores. 370pp.

Borges, AV., Delille B., Frankignoulle M., 2005. Budgeting sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the coastal ocean: Diversity of ecosystems counts. *Geophys. Res. Lett.* 32 L14601.

Boto, K., Wellington, J., 1984. Soil characteristics and nutrient status in northern Australian mangrove forests. *Estuaries*, 7:61-69.

Brady, N.C., Weil, R.R., 1999. *The nature and properties od soils.* 9a. edición, Prentice Hall. EUA. 881p.

Calva-Benítez, G., Pérez-Rojas, A., Márquez-García, A., 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica*, Vol 16, No. 2:127-136, México.

Camacho-Rico, A., Herrera-Silveira, J., Caamal-Sosa, J., Teutli-Hernández, C., 2021. Influencia de la salinidad en el almacén y flujos de carbono en manglares de franja de una zona cárstica. *Madera y Bosques*, 27(4).

Carrasco, M. A., 1992. El suelo como sistema químico. En Vera W.: *Suelos, una visión actualizada del recurso.* Publicaciones Miscelaneas Agrícolas N° 38, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 345p.

Castillo-Cruz, I., Rosa-Meza, K., 2017. Cuantificación de carbono en manglares en El Rabón, dentro de la RB Marismas Nacionales, Nayarit. En Paz., F., Torres, R., Velázquez,

A. (Ed.), Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México (pp. 252-257). Texcoco, Estado de México, México. Programa Mexicano del Carbono.

Cintrón-Molero, G., Schaeffer-Novelli, Y., 1983. Introducción a la Ecología del Manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura para América Latina y el Caribe-ROSTLAC, Montevideo.

Clark, M., McConchie, D., Lewis, D., Saenger, P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chem. Geol.* 149, 147–171.

Clough, B., 1982. Mangrove Ecosystems En: Australia: Structure, Function and Management, editado por: Australian Institute of Marine Science, 1982, 302 p.

Clough, B., Boto, K., Attiwill, P., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. En: H.J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*, Tasks for Vegetation Science 8. Dr. W. Junk Publishers, La Haya, Holanda. pp. 151-161.

CONABIO, 2008. Manglares de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

CONAFOR, 2009. Humedales: Manglares en México y su importancia. Comisión Nacional Forestal. México.

Contreras, F., Zabalegui, L., 1988. Aprovechamiento del litoral mexicano. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de pesca, México. 128pp.

Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F., LaRoe E.T. 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. United States Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Cruz-Flores, G., Etchevers-Barra, J., 2011. Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia* 45: 849-862.

Cupul-Magaña FG. 2000. Notas sobre la avifauna acuática de las islas y los humedales costeros de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Revista México*: 2(1):85-92.



- Darnell, M.R., 1967. Organic detrito in relation to the Estuarine Ecosystem. En: Lauff, G.H. (ed.) Estuaries.
- Davis, S., Coronado, C., Childers, D., Day, J., 2003. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the southern Everglades. *Aquat Bot* 22: 267-284.
- Dittmar, T., Lara, R.J., 2001. Molecular evidence for lignin degradation in sulfate reducing mangrove sediments (Amazonia, Brazil). *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 1403–1414.
- Dittmar, T., Hertkorn, N., Kattner, G., Lara, R., 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 20, GB1012, doi:10.1029/2005GB002570, pp 7.
- Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler y J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- Eatherall, A., Naden, P., Cooper, D., 1998. Simulating Carbon Flux to the Estuary: The First Step, *Science of the Total Environment*. 210(6):519-533.
- Escobar-Colmenares, S., Mora-Flores, M., De Los Santos-Romero, R., Vásquez-Rasgado, P., Tovilla-Hernández, C., 2005. Degradación de hojas de manglar en un humedal costero. *Participación de la mujer en la ciencia*.
- Engler, R., Brannon, J., Rose, J., Bigam, G., 1977. A practical selective extraction procedure for sediment characterization. En: Yen, T. (ed.). *Chem. Mar. Sedim.* 163-171.
- Espinosa, M., Sánchez P. y Muñoz E., 1981. Valor energético de los detritos y algunos aspectos sobre la productividad y degradación de *Rhizophora mangle*, en tres zonas de manglar de la Bahía de La Paz, B.C.S., Informe laboral CIB, pp 137-179.
- Escobedo-Urías, D., Martínez-López, A., Jiménez-Illescas, A., Ulloa-Pérez A.E., Zavala-Norzagaray, A., (2007). Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. En: Hernández de la Torre, B., Gaxiola-Castro, G. (Eds.). *Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. Secretaría de

Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, centro de Educación Científica y Superior de Ensenada. Cap. 11: 171-185.

Etchevers, J., Hidalgo, C., Padilla, J., López, R., Monreal, C., Iturralde, C., Rapidez, B., De León, F., Acosta, M., Vergara, A., Quednow, K., Fernández, A., Figueroa, C., 2002. Subproyecto II: Metodología de la medición de la captura de carbono. Proyecto Manejo Sostenible de Laderas (PMSL). Regiones Cuicateca, Mazateca y Mixe, Oaxaca, México. Colegio de Postgraduados de Montecillo. SAGARPA-GEF-Banco mundial. pp: 23-45.

Ferreira, T.O., Otero, X.L., Vidal-Torrado, P., Macías, F., 2006. Redox Processes in Mangrove Soils under *Rhizophora mangle* in Relation to Different Environmental Conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:484-491.

Figueroa-Del Castillo, L., Álvarez-León, R., 2011. Evaluación de suelos de manglar en dos localidades en Ensenada de Tumaco, Pacífico Colombiano. *Arq. Cien. Mar, Fortaleza* 44(1):12-20.

Flores-Verdugo, F., Day, J., Briseño-Dueñas R., 1987. Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series* 35:83-90.

Flores-Verdugo, F., 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: Rosa, V., González, F. (Eds.). *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. pp 337.

Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio, J. W. Day. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*:13:219-230.

Flores-Verdugo, F., Casasola, P., De la Lanza Espino, G., Agraz, C., 2010. El manglar, otros humedales costeros y el cambio climático. En: V., Botello, A., Villanueva, S., Gutiérrez, J., Rojas, J. (Eds.). *Vulnerabilidad de las zonas costeras ante el cambio climático*. SEMARNAT- INE, UNAM-ICMyL, Universidad de Campeche. pp 165-188.

Fujimoto, K., 2000. Bellow-ground carbon sequestration of mangrove forest in the Asia-Pacific Region. In: *International Workshop Asia-Pacific Cooperation. Research for*

Conservation of Mangroves. 2000. Okinawa, Japón. LandBase. Environmental Monitoring and Governance in the East Asian Hydrosphere.

Galeano, G., Mancera, P., Medina, C., 2010. Efecto del sustrato sobre la descomposición de hojarasca en tres especies de mangle en la reserva de la biosfera Seaflower, Caribe Colombiano. Bogotá, Colombia. *Caldasia*, Vol. 32, No. 2: 411-424.

Gaudette, H., Fligart, W., Torner, L. y Folger, D., 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sediment. Petrology*. 44: 249-253.

García, C.S., 2005. Dinámicas del C y N en el suelo de manglar en Ventanilla, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad del Mar. Biología Marina.

González-Farias, F., Hernández-Garza, M., 1989. Aspectos ecológicos de la materia orgánica en lagunas costeras de México. En: Rosa, V., González, F. (Eds.). *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. pp 337.

Hernández, L., Granados, C., Fuentes, J., 2022. Descomposición acuática de la hojarasca foliar en tres especies de mangle en la desembocadura del Río Ranchería (Brazo Riíto) y su relación con los macroinvertebrados en el municipio de Riohacha, Departamento de la Guajira. *Ciencia e ingeniería*, 9(1).

Hernes, P., Benner, R., Cowie, G., Goni, M., Bergamaschi, B., Hedges, J., 2001. Tannin diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: A novel molecular approach. *Geochim. Cosmochim. Acta* 65, 3109–3122.

Holguin, G., Bashan, Y., Mendoza, R., Amador, E., Toledo, G., Vázquez, P., Amador, A., 1999. La microbiología de los manglares. *Bosques en la frontera entre el mar y la tierra*. *Ciencia y Desarrollo*, pp 27-35.

Holguin, G., Bashan, Y. 2007. La importancia de los manglares y su microbiología para el sostenimiento de las pesquerías costeras. En: *Microbiología agrícola: hongos, bacterias, micro y macrofauna, control biológico, planta-microorganismo*. (Eds.) Ferrera-Cerrato, R., y Alarcón A. Capítulo 10. Publicado por: Editorial Trillas. México, pp 239-253.

- Ittekkot, V., Laane, R., 1991. Fate of riverine particulate organic matter. In: Degens, E.T., Kempe, S., Richey, J.E. (Eds.), Biogeochemistry of major world rivers. Wiley, New York, pp. 233–243.
- Kathiresan, K., Bingham, B., 2001. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*. 40: 81-251.
- Khan, N., Suwa, R., Hagihara, A., 2007. Carbon and nitrogen pools in a mangrove stand of *Kandelia obovata* (S.,L.) Yong: vertical distribution in the soil-vegetation system. *Wetlands Ecology and Management* 15(2):141-153.
- Lacerda, L., Ittekkot, V., Patchineelam, S., 1995. Biochemistry of Mangrove Soil Organic Matter: a Comparison Between *Rhizophora* and *Avicennia* Soils in South-eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 40:713-720.
- Lal, R., 2001. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advan. Agronomy*. 71:145-191.
- Larcher, W., 1977. *Ecofisiología vegetal*, Omega, España.
- Lee, S., 1995. Mangrove outwelling: A review. *Hidrobiología*, 295: 203-212.
- León-Arteta, R., Aguilar-Santelises, A., 1987. Materia Orgánica. En: Aguilar-Santelises, A., Etchevers-Barra, J., Castellanos-Ramos, J. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación especial No.1 pp 85-92.
- Lewis, R.R., 1982. Mangrove forest. En: Lewis, R.R. Ed. *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*, pp.153-171, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Liebig, M., Varvel, G., Doran, J., Wienhold, B., 2002. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the western corn belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:596-601.
- López-González, N., Borrego, J., Morales, J.A. y Carro, B., 2006. Variación estacional de los contenidos en carbono orgánico, inorgánico y azufre en los sedimentos del estuario de los ríos Tinto y Odiel (SO España). *Geogaceta*, 40 (2006). Universidad de Huelva. España. Pp 295-298.

- López-Portillo, J. y Ezcurra E., 1985. Litter fall of *Avicennia germinans* L. in a one-year cycle in a mudflat at the Laguna de Mecoacán, Tabasco, México. *Biotropica* 17(3):186-190.
- Lugo, A., Snedaker, S., 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review Ecology and Systematics*. 5:39-64.
- J.F. Machiwa, R.O. Hallberg, 2002. An empirical model of the fate of organic carbon in a mangrove forest partly affected by anthropogenic activity, *Ecological Modelling* 147:69–83.
- Mackey, A.P., Smail, G., (1996). The decomposition of mangrove litter in a subtropical mangrove forest. *Hydrobiologia*, 332: 93-98.
- Malcolm, W., McConchie, D., Lewis, D., Sanenger, P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: A geochemical model. *Chem. Geol.*, 149: 147-171.
- Mancera, J., 2003. The contribution of mangrove outwelling to coastal food webs as a function of environmental settings. Tesis doctoral, University of Louisiana at Lafayette, Lafayette, EUA.
- Manjarrez, G., Casiani, C., Lobera, E., 2010. Ecología microbiana de mangles. En: *Mangles de Cartagena de Indias: “Patrimonio biológico y fuente de biodiversidad”*. Díaz, C., Castro, I., Manjarrez, G. (Eds.). 72pp.
- Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Verges, E., Alberic, P., 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages. *French Guiana. Mar. Geol.* 208, 361–381.
- Martinez, E., Fuentes J., Acevedo E., 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *R.C. Suelo Nutr. Veg.*, vol. 8(1):68-96. ISSN 0718-2791.
- Martínez, A. y M. Pérez-Peña. 2008. Levantamiento batimétrico y determinaciones físico químicas en el estero El Salado en 2008 para el FIDEES. Reporte Técnico. Laboratorio

de Ecosistemas Marinos, Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, México.

Matondkar, S., Mahtani, S., y Mavinkurve, S., 1981, Studies of mangrove swamps of Goa: I. Heterotrophic bacterial flora from mangrove swamps. *Mahasagar-Bulletin of the National Institute of Oceanography*. 14:325-327.

Medina, E., Barboza, F., 2003. Manglares del sistema del lago de Maracaibo: Caracterización fisiográfica y ecológica. *Ecotrópicos*. 16(2):75-82.

Mireles-Acosta, M., Etchevers-Barra, J., 2011. Los sumideros de carbono: una alternativa para el cobro de servicios ambientales. En: *Relaciones básicas entre economía y medio ambiente*. Quintero-Soto, M., Fonseca-Hernández, C., Ibarra-Zavala, D., Sánchez-Soto, J. (Coordinadores). 190pp.

Mitsch, W. J. and Gosselink J. G., 2000. *Wetlands*. John Wiley and Sons Inc., Nueva York, 920pp.

Morales-Ojeda, S., Herrera-Silveira, J., Orellana, R., 2021. Almacenes de carbono en un paisaje de humedal cárstico a lo largo de un corredor transversal costero de la Península de Yucatán. *Madera y Bosques*, 27(4).

Moreno-Cáliz, E., Guerrero-Peña, A., Gutiérrez-Castorena, M., Ortiz-Solorio, C., Palma López, D., 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. En: *Madera y bosques*, vol. 8, número especial 1, Instituto de Ecología A.C., pp 115-128.

Moreno-May, G., Cerón-Bretón, J., Cerón-Bretón, R., Guerra-Santos, J., Amador del Ángel, L., Endañu-Huerta, E., 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de Isla del Carmen. *UNACAR Tecnociencia*. 4(1):23-39.

Middleton, B., McKee, K., 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology* 89:818-828.

Mitsch, W., Gosselink, J., 2000. *Wetlands*, 3rd. Edition. John Wiley and Sons, Inc., New York. pp 920.

Neue, H., Gaunt, J., Wang, Z., Becker-Heidmann, P., Quijano, C., 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma* 79:163-185.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis, 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

Ochoa-Gómez, J., Lluch-Cota, S., Rivera-Monroy, V., Lluch-Cota, D., Troyoy-Diéguéz, W., Oechel, W., Serviere-Zaragoza, E., 2019. Mangrove wetland productivity and carbon stocks in an arid zone of the Gulf of California (La Paz Bay, Mexico). *Forest Ecology and Management* 442 (2019) 135-147.

Ordóñez, A. 1999. Estimación de la captura de carbono en un estudio de caso. Instituto Nacional de Ecología. SEMARNAP. México D.F.

Orihuela-Belmonte, E., Tovilla-Hernández, C., Vester, H., Álvarez-Legorreta, T., 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, México. *Madera y Bosques*, otoño, año/vol. 10, número especial 2. pp 45-61.

Plan de manejo del estero “El Salado”, 2005. [http://www.esterodelsalado.org/pm\\_elsalado.html](http://www.esterodelsalado.org/pm_elsalado.html)

Polanía, J. 2007. Manglares: Una visión general del ecosistema. En: Sánchez-Nieves, J. (Ed.). *Potencial biotecnológico de microorganismos en ecosistemas naturales y agroecosistemas*. 1ª. Edición. Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogota:19-24.

Porta, C. J., M. Acevedo y C. Roquero, 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª Edición. Mundi-Prensa. Madrid, España.

Preston, M., Prodduturu, P., 1992. Tidal variations of particulate carbohydrates in the Mersey Estuary. *Estuarine, Coastal and Marine Science*. 34:37-48.

Rangel-Peraza, J. G.; De Anda, J.; Gonzalez-Farias, F.; Erickson, D., 2009. Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v.14, n.4, p. 315-23, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1770.2009.00412.x>

Reddy, K.R., D'Angelo, E.M., Harris, W.G., 2000. Biochemistry of wetlands. En: Summer M.E., ed. Handbook of soil science. CRC PRESS. Nueva York, EUA. G-89:G114

Romanyá, J., Rovira, P., Vallejo, R., 2007. Análisis de carbono en los suelos agrícolas de España. Aspectos relevantes en relación a la reconversión a la agricultura ecológica en el ámbito mediterráneo. En: Ecosistemas, Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. 16 (1): 50-57.

Sainz, H., Echeverría, H., Angelini, H., 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. Ciencia del suelo. 29(1):29-37.

Sánchez-Arias, L., Paolini, J., Paul, R., 2010. Dinámica de las propiedades del suelo en bosques de *Rhizophora Mangle* L. (Rhizophoraceae) en Isla de Margarita, Venezuela. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. Vol. 58 (2): 547-564.

Santiago-Lastra, J., López-Carmona, M., López-Mendoza, S., 2008. Tendencias del cambio climático global y los eventos extremos asociados. Universidad Autónoma Indígena de México. El Fuerte, Sinaloa. Ra Ximhai, septiembre-diciembre, año/Vol.14, Número 3:625-633.

Schott-Martínez, D., 2004. Determinación de los almacenes de carbono en sistemas de vegetación permanentes (forestal, café y acahual) en la Sierra Norte de Oaxaca. Tesis profesional, Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 51pp.

Senesi, N., Miano, T., 1994. Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. Elsevier, Amsterdam.

Sierra-Rozo, O., Mancera-Pineda, J., Santos-Martínez, A., 2009. Velocidad de descomposición de la hojarasca en diferentes sustratos de manglar durante la época de lluvias en San Andrés Isla, Caribe Colombiano. Instituto de Investigaciones marinas y costeras 38 (1): 59-84.



Steinke, T., Barnabas, A., Somaru, R., 1990. Structural changes and associated microbial activity accompanying decomposition of mangrove leaves in Mgeni Estuary. *South African Journal Botany* 56(1): 39-48.

Sukardjo, S., 1994. Soils in the mangrove forests of the Apar Nature Reserve, Tanah Grogot, East Kalimantan, Indonesia. *Southeast Asian Studies*. 32(3):385-398.

Swift, R., 2001. Sequestration of carbon by soil. *Soil Sci.*, 166:858-871.

Tam, N., Wong, Y., Lan, C., Wang, L., 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 226:1-18.

Tarnocai, D., 1998. The amount of organic carbon in various soil orders and ecological provinces in Canada. In: Lai, R., Kimble, J., Follet, R., Stewart, B., (Eds.). *Soil processes and the carbon cycle*. Ohio State University. EUA.: 81-92.

Tekalign, T., Aduyai, E., 1991. Working document, No. B13. En: Soil, plant, water, fertilizer, animal manure and compost analysis manual. Soil Science and plant nutrition section International Livestock Centre for Africa P.O. Box 5689. Addis Ababa, Ethiopia.

Torres, R., Gutiérrez F., Contreras F., 2001. Degradación microbiana del detrito en ecosistemas estuarino-lagunares. *Universidad Autónoma Metropolitana- Iztapalapa*. México. 39: 43-54.

Torres, J., Infante, D., Sánchez, A., Espinoza, A., Barba, E., 2018. Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Biología Tropical*, 66(2): 892-907.

Travieso, B., 2006. Manglares. In: P. Moreno-Casasola, Peresbarbosa, E., Travieso-Bello, A., (edit.). *Estrategias para el manejo integral de la zona costera: un enfoque municipal*. Instituto de Ecología A.C. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, SEMARNAT. Xalapa, Veracruz, México, Vol. II.

Twilley, R., Lugo, A., Patterson-Zucca, C., 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forest in southwest Florida. *Ecology*, 67 (3): 670-683.

- Valdés-Velarde, E., 2010. Evaluación del carbono y nutrimentos edáficos por clase de geoforma y tipo de manglar en Marismas Nacionales, Nayarit. Tesis Doctoral, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México. 241pp.
- Valdes-Velarde, E., Valdez-Hernández, J., Ordaz-Chaparro, V., Gallardo-Lancho, J., Pérez-Nieto, J., Ayala-Sánchez, C., 2011. Evaluación del Carbono Orgánico en Suelos de los Manglares de Nayarit. *Rev. Mex. Cien. For.* Vol. 2 Núm. 8: 47-58.
- Van Noordwijk, M., C. Cerri, P.L. Woomer, K. Nugroho and M. Bemoux, 1997. Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. *Geoderma* 79:187-225.
- Velázquez de Castro, F., 2005. Cambio Climático y Protocolo de Kioto. Ciencia y Estrategias. Compromisos para España. *Rev. Esp. Salud pública*, vol 79, no. 2, Madrid, España.
- Vidal-Zepeda, R. 2005. Las regiones climáticas de México I.2.2. Temas Selectos de Geografía de México. Instituto de Geografía, UNAM. México, DF.
- VILLALBA, J., 2005. "Los Manglares en Colombia y en el Mundo". En: Colombia Revista Virtual Geoscopia ISSN: 0 ed: v. fasc.
- Walsh, G., 1974. Mangroves a review. En: Reimond, F.J. y W.H. Quenn (Eds.) *Ecology of halophytes*. Academic Press, Nueva York: 51-174.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez A., Rojas-Galavis, J., Sánchez-Gil, P., Day J., Madden, P., 1988. Seasonal Biomass and Diversity of Estuarine Fishes Coupled with Tropical Habitat Heterogenity (southern Gulf of Mexico), en: *Journal of Fish Biology* 33, pp. 191-200 (suppl. A).
- Yáñez-Arancibia, A., Twilley, R., Lara-Domínguez, A., 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y bosques*. 4(2): 3-19.
- Zedler, J., Kercher, S., 2005. "Wetlands resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability", *Annual Reviews of Enviromental Resources*, 30:39-74.
- Zinn, Y., Lala, R., Resck, D., 2005. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil Tillage Res.* 84:28-40.