

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES**



**BALANCE NETO DE CARBONO EN SUELOS DE HUMEDALES COSTEROS
DE AGUA DULCE: IMPLICACIONES ECOLÓGICAS Y SOCIALES**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN ECOLOGÍA TROPICAL

PRESENTA

JOSÉ LUIS MARÍN MUÑIZ

XALAPA, VERACRUZ

AGOSTO, 2013

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES**



**BALANCE NETO DE CARBONO EN SUELOS DE HUMEDALES COSTEROS
DE AGUA DULCE: IMPLICACIONES ECOLÓGICAS Y SOCIALES**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN ECOLOGÍA TROPICAL

PRESENTA

JOSÉ LUIS MARÍN MUÑIZ

Comité tutorial:

Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón

Dra. Evodia Silva Rivera

Dra. Ana Cecilia Travieso Bello

XALAPA, VERACRUZ

AGOSTO, 2013

El presente trabajo se realizó en la Red de Manejo Biotecnológico de Recursos, del Instituto de Ecología A.C., bajo la dirección de la Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón.

**La ciencia tiene experiencias amargas,
pero sus frutos son muy dulces y esperanzadores**

Aristóteles

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a Dios, por permitirme valorar cada momento de vida y por dejarme llegar hasta este tiempo, en el que veo culminado otro proyecto más de los que me he propuesto. De igual manera, dedico este trabajo a quienes formaron parte de mi logro, a mi padre, mi abuelo y mi amigo V. S. que aunque ninguno de ustedes está conmigo en presencia física, sé que estarían orgullosos de este logro y que me han acompañado en cada proceso de este proyecto. Así mismo, dedico este trabajo a quien siempre ha confiado en mí, y no ha dejado de apoyarme, a quien por complicado que sea el momento en el que me encuentre, me ha sabido dar el ánimo y el empuje para continuar y nunca me ha dejado solo, a mi madre.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón, por brindarme la oportunidad de realizar uno de sus más grandes proyectos, por guiarme, motivarme y por las horas de discusión y asesoría que parecían interminables, pero que fueron primordiales para la culminación de este gran proyecto. Así mismo, por su continuo empeño en enseñarme a conocer la ciencia y sus implicaciones más que únicamente la finalización del trabajo de tesis.

A la Dra. Evodia Silva Rivera, por sus asesorías, observaciones y sugerencias, con fin de tener un mejor trabajo de tesis y aprendizaje, por cada hora en la que teníamos que discutir y no haber tirado este proyecto a la borda, sino al contrario, motivarme y dirigirme para un proyecto exitoso.

A la Dra. Ana Cecilia Travieso Bello, por sus observaciones hacia mi trabajo y mi defensa de proyecto, las cuales motivaron mi desempeño y la inclusión de mejores técnicas y discusiones al estudio.

Al grupo de lectores, por el apoyo brindado para la revisión rápida y la mejora de este trabajo.

RESUMEN

Los suelos de humedales son considerados importantes sumideros de carbono (C) en el planeta, de igual manera, también son conocidos por su contribución de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), tanto el C secuestrado como liberado en forma de GEI, son un resultado natural de los suelos de humedales; sin embargo, las actividades antropogénicas juegan un papel importante en la función neta de dichos ecosistemas, la mayor parte de los estudios sobre secuestro de carbono y emisión de GEI se han realizado en zonas templadas, por lo que los humedales tropicales de agua dulce han sido menos estudiados. Más escasos son los estudios, que integran un componente humano que se enfoque a conocer a quienes interactúan directamente con los humedales y dependen de ellos para vivir; conocer la percepción que las personas tienen sobre los humedales aumenta la complejidad de los estudios científicos sobre las dinámicas ecológicas y biogeoquímicas de los humedales, sin embargo representa un paso fundamental para comprender de una manera más holística los problemas y las alternativas de conservación de estos ecosistemas, y para el desarrollo de estrategias educativas que permitirán concretar acciones palpables para la preservación a largo plazo de los ecosistemas al mismo tiempo que las poblaciones humanas satisfacen sus necesidades básicas de espacio, alimento y sustento.

Este trabajo comparó la densidad, secuestro de C y emisión de GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) en humedales de agua dulce con diferente comunidad de plantas, (HH; humedales herbáceos) y SI (selvas inundables) en la planicie costera del Golfo de México, en el estado de Veracruz, México, los datos de C también fueron comparados con respecto a las características geomórficas de los sitios: estuarino, perilacustre y depresional, las emisiones de GEI fueron comparadas con respecto a la temporada climática, con los datos de C secuestrado y liberado en forma de GEI, se realizaron balances de C para conocer la función neta de los humedales estudiados, la concentración de C en el suelo y la densidad aparente fueron medidas cada 2 cm en perfiles de 80 cm de profundidad en cinco humedales herbáceos y arbóreos; la tasa de acreción de sedimento fue medida durante un año usando marcadores artificiales en tres de los cinco humedales herbáceos y arbóreos, y el C secuestrado fue calculado para estos tres sitios.

Los GEI fueron bimestralmente medidos, con el método de la cámara cerrada, de abril 2010 a febrero 2012 para el CH₄ y N₂O y de abril 2011 a febrero 2012 para el CO₂.

No se encontraron diferencias significativas en densidad de C ($P=0.095$), cuando los humedales fueron agrupados de acuerdo a sus características geomórficas (estuarinos; $(25.50\pm 2.26 \text{ kgC m}^{-2})$, perilacustres $(28.33\pm 2.74 \text{ kgC m}^{-2})$ y depresionales $(34.93\pm 4.56 \text{ kgC m}^{-2})$, sin embargo, la densidad de C fue significativamente más alta ($P=0.030$) en los humedales arbóreos $(34.96\pm 1.3 \text{ kgC m}^{-2})$ que en los humedales herbáceos $(25.85\pm 1.19 \text{ kgC m}^{-2})$ al igual que el carbono secuestrado ($P=0.030$) $(1.09\pm 0.05 \text{ kgC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; SI) $(0.42\pm 0.01 \text{ kgC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; HH).

En cuanto a las emisiones de GEI, no hubo diferencias significativas entre el tipo de humedal ($P=0.314$, 0.528 y 0.213 para CH₄, N₂O, y CO₂ respectivamente), no obstante, se observaron diferencias significativas ($P=0.000$) en las emisiones de CH₄ y CO₂ como consecuencia de la temporada climática; durante la temporada de lluvias, los niveles de agua sobre el suelo fueron mayores y estos favorecieron condiciones más reducidas en el suelo, y altas emisiones de CH₄ (HH: 1244.4 ± 328 y SI: $992.1 \pm 313 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); durante la temporada de secas, los suelos presentaron condiciones menos reducidas y emisiones más altas de CO₂ (HH: 10.8 ± 1.8 y SI: $11.7\pm 1.1 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); las emisiones de N₂O (HH: 1.47 ± 0.96 y SI: $2.41\pm 0.90 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) no variaron entre diferentes temporadas climáticas ($P=0.056$).

Cuando se hicieron los balances de C, se encontró que, sin considerar el potencial de calentamiento global (PCG) de los GEI, los suelos de humedales dulceacuícolas estudiados funcionan como sumideros, cuando el PCG de los GEI se considera, la emisión de carbono en forma de GEI es hasta 7 veces mayor que el carbono secuestrado, sin embargo, éste último modelo no es dinámico como sucede con los GEI, por lo que se utilizó un modelo dinámico para evaluar la función neta de los humedales, dicho modelo integró productividad, respiración y C fijado, y además involucró la vida media de los gases. Con este modelo se encontró que cuando se consideró un horizonte de tiempo de 500 años, dichos ecosistemas son sumideros netos de carbono, demostrando la función como secuestrador de carbono de los humedales y por lo tanto, enfatizando la necesidad de conservar y restaurar humedales, puesto que además de otros servicios, demuestran su función como sumideros de carbono sin ser fuentes emisoras de GEI.

Con respecto a lo que la gente percibe sobre los humedales en la comunidad de Monte Gordo, los entrevistados reconocieron los principales servicios ambientales que éstos proveen y de manera general los reconocen como fuentes de productos alimenticios, materia prima para construcción, y como atracción de turismo; el secuestro de carbono es una función de los humedales que desconocen; la pérdida de humedales se percibió como un problema grave y del cual estaban conscientes en la comunidad, pero al preguntárseles sobre las causas de las pérdidas y su importancia a nivel local, hubo variación en las respuestas, las diferencias de percepción observadas resaltan la importancia de indagar sobre lo que la gente local conoce y percibe en cuanto al funcionamiento y los servicios de los humedales, como la base para el diseño de programas educativos y cuya meta primordial sea difundir el conocimiento del valor de los humedales y su función como secuestradores de carbono, e influir en la toma de decisiones y la planeación de las comunidades con enfoques a largo plazo, que busquen ser más integrales y sustentables.

ÍNDICE GENERAL

Resumen.....	IV
--------------	----

Capítulo 1. Introducción general

1.1 Introducción.....	1
1.2 Preguntas de investigación.....	4
1.3 Objetivos.....	4
1.4 Estructura general del trabajo.....	5
1.5 Referencias bibliográficas.....	6

Capítulo 2. Comparación de secuestro de carbono en humedales costeros de agua dulce, con diferentes características geomórficas y comunidad de plantas en Veracruz, México.

Resumen.....	9
2.1 Introducción.....	10
2.2. Material y métodos.....	14
2.3 Resultados.....	22
2.4 Discusión.....	28
2.5 Conclusiones.....	36
2.6 Agradecimientos.....	36
2.7 Referencias bibliográficas.....	37

Capítulo 3. Emisión de gases de efecto invernadero en humedales costeros de agua dulce en Veracruz, México: Efecto de la comunidad de plantas y dinámica temporal.

Resumen.....	46
3.1 Introducción.....	47
3.2 Material y métodos.....	50
3.3 Resultados.....	57
3.4 Discusión.....	66
3.5 Conclusiones.....	77
3.6 Agradecimientos.....	79
3.7 Referencias Bibliograficas.....	79

Capítulo 4. Balance de carbono en humedales tropicales de agua dulce, de la planicie costera del Golfo de México.

Resumen.....	89
4.1 Introducción.....	90
4.2 Material y métodos.....	91
4.3 Resultados.....	94
4.4 Discusión.....	98
4.5 Conclusión.....	102
4.6 Referencias bibliográficas	103

Capítulo 5. “Cada vez hay menos humedales”. Percepciones sobre servicios ambientales de humedales en Monte Gordo, Veracruz, un elemento clave para educar ambientalmente.

Resumen.....	107
5.1 Introducción.....	108
5.2 Metodología.....	118
5.3 Resultados.....	120
5.4 Conclusión.....	134
5.5 Agradecimientos.....	135
5.6 Referencias bibliográficas.....	137

Capítulo 6. Conclusiones y recomendaciones... ..141

ANEXO A Curriculum VITAE.....146

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1 Ubicación de los sitios de humedales estudiados en la planicie costera del Golfo de México.....15

Figura 2 Perfiles de la concentración de carbono en el suelo (g C kg soil^{-1}), en los humedales con diferente comunidad de plantas: suelo de selvas inundables (líneas negras) y humedales herbáceos (líneas grises), que fueron agrupados de acuerdo a sus características geomórficas: humedales depresionales (Boquilla de Oro y La Mancha), humedales perilacustres (Laguna Chica y Santander) y humedales estuarinos (Estero Dulce), cada punto en el gráfico es el promedio de las tres muestras compuestas a 2 cm de profundidad; las barras horizontales representan los errores estándar.

.....23

Figura 3 Comparación de la densidad de carbono en el suelo (kg C m^{-2}), a 80 cm de profundidad en los sitios de humedales tropicales estudiados, los datos se clasificaron de acuerdo a las características geomórficas (depresionales, perilacustres y estuarinos) y se compararon entre humedales herbáceos y arbóreos, seis muestras compuestas de suelo fueron tomadas en los humedales depresionales y perilacustres y tres en los humedales estuarinos; las líneas superior e inferior de las cajas representan los valores máximos y mínimos de densidad de carbón, respectivamente, las líneas solidas de en medio de cada caja son el promedio de densidad de carbono.....25

Figura 4 Promedio de la tasa de secuestro de carbono ($\text{kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de los sitios de humedales tropicales incluidos en este trabajo; los datos se agruparon de acuerdo a las características geomórficas (depresionales, perilacustres y estuarinos) y se compararon entre humedales herbáceos y arbóreos; las barras de error representan el error estándar del promedio, las letras diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas entre los promedios.....27

CAPÍTULO 3

Figura 1 Ubicación de los humedales en estudio, en la planicie costera del Golfo de México.....51

Figura 2. Valores promedio de nivel de agua (a-b), potencial redox (c-d) y temperatura (e-f), en humedales herbáceos (\circ) y selvas inundables (\bullet) medidos bimestralmente

(lado izquierdo) y de acuerdo a la temporada climática (lado derecho); barras blancas HH, barras grises SI); las líneas verticales sobre los valores promedios indican el error estándar, las letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.....	58
Figura 3. Valores promedio de nitratos en muestras de suelo (a-b) y agua (c-d), carbono soluble en agua (e-f) y carbono medido en muestras de agua (g-h) de humedales herbáceos (○) y selvas inundables (●) tanto bimestralmente (lado izquierdo), como por temporada climática (lado derecho; barras blancas HH, barras grises SI, las líneas verticales sobre los valores promedios indican el error estándar, las letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.	60
Figura 4. Emisiones promedio de gases de efecto invernadero: metano (a-b), óxido nitroso (c-d), y dióxido de carbono (e-f) en suelos de humedales herbáceos (barras blancas) y de selva inundable (barras grises), las líneas verticales sobre las barras indican el error estándar, las letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.....	63
Figura 5. Correlación bi-plot de análisis de componentes principales (ACP) sobre las variables que pueden explicar las emisiones de metano, óxido nitroso (a) y bióxido de carbono (b), las correlaciones de las variables con las emisiones del gas están representadas por flechas.....	65
Figura 6. Emisiones totales de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono expresados como CO ₂ -equivalentes de acuerdo a su potencial de calentamiento global (CH ₄ :25, N ₂ O:298 y CO ₂ :1; Solomon et al. 2007).....	66

CAPÍTULO 4

Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio.....	93
Figura 2. Modelo conceptual de secuestro de carbono en humedales y su intercambio con la atmósfera: <i>C_s</i> carbono secuestrado; <i>M</i> emisión de metano; <i>P_p</i> productividad; <i>R_p</i> respiración de la planta; <i>R_s</i> respiración del suelo.....	93
Figura 3. Diagrama de las concentraciones de carbono de acuerdo a una base molecular entre el carbono secuestrado y emitido considerando solo el gas metano (a: humedal herbáceo y b: arbóreo), y gases (N ₂ O, CO ₂ y CH ₄) en forma de carbono emitidas a la atmósfera, de acuerdo a su potencial de calentamiento global y carbono secuestrado en el suelo de humedales herbáceos (c) y arbóreos (d) de los sitios estudiados. Las flechas	

hacia arriba y signos positivos indican emisión, las flechas hacia abajo y signos negativos indican secuestro de carbono.....95

Figura 4. Tasa de intercambio anual de los datos de CH₄/CO₂ presentados en la tabla 1, expresados sobre el modelo propuesto por Whiting y Chanton 2001, los círculos y cuadros representan a los humedales arbóreos y herbáceos, respectivamente, a horizontes de tiempo de 20, 100 y 500 años.....102

CAPÍTULO 5

Figura 1. Ubicación del sitio de estudio.....116

Figura 2. Servicios ambientales de humedales percibidos por los informantes clave. 132

Figura 3. Percepciones sobre servicios ambientales HVS (Hábitat de vida silvestre), CP (Crecimiento de peces y mariscos), (DR) Sitios para diversión y recreación, TA (Tratamientos naturales de agua), y características de los humedales SI: (Sitios inundables), (ZI) Zonas inseguras, (B) áreas de basurero, M (área de crecimiento de mosquitos), obtenidas por la población potencialmente productiva y jóvenes estudiantes de Monte Gordo.....132

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 2

Tabla 1 Descripción de las características de los humedales estudiados en la planicie costera de Veracruz, Mexico.....	17
Tabla 2 Promedio de acreción vertical y acumulación de carbon en los sitios de humedales.....	27
Tabla 3 Comparación de la densidad de carbono en los humedales estudiados.....	31
Tabla 4 Comparación de la tasa de secuestro de carbono en los humedales estudiados.....	34

CAPÍTULO 3

Tabla 1. Descripción de las características de los humedales estudiados.....	52
Tabla 2. Resultados del análisis de componentes principales (ACP), de las variables que pueden explicar las emisiones de gases de efecto invernadero.....	65
Tabla 3. Emisiones de metano (CH ₄) de humedales similares a los estudiados en este trabajo, en diferentes regiones del planeta.	75
Tabla 4. Comparación de emisiones de óxido nitroso y concentraciones de nitratos en agua y suelo entre los humedales en estudio, y humedales naturales y creados de otros países.....	78

CAPÍTULO 4

Tabla 1. Biomasa, productividad, respiración, carbono neto e intercambio anual de CH ₄ y CO ₂ , en los humedales tropicales de agua dulce estudiados.....	97
--	----

CAPÍTULO 5

Tabla 1. Relación de informantes clave.....	136
--	-----

Capítulo 1

1.1 INTRODUCCIÓN

Los humedales son zonas de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos, y se caracterizan por ser sitios con suelos inundados de forma temporal o permanente, condición que permite el desarrollo de vegetación hidrófita al menos de forma periódica (Lewis 2000; Mitsch y Gosselink 2007). De acuerdo a Mitsch y Goselink (2007), el área de humedales naturales representa sólo 5 a 8% de la superficie de la tierra, a pesar de ello, dichos ecosistemas son muy importantes globalmente, por su potencial como sumideros de carbono (Moreno *et al.*, 2002; Bernal 2008) dicho potencial se debe a la alta productividad de las plantas de los humedales, que capturan el dióxido de carbono atmosférico y lo convierten a carbono orgánico mediante la fotosíntesis (Pant *et al.* 2003). Cuando los residuos de las plantas llegan al suelo, éstos se descomponen lentamente debido a las condiciones anaerobias que predominan en los humedales (Adhikari *et al.* 2009; Hernández 2010), la descomposición en éstos, es un proceso que está en función de diferentes factores, como la temperatura, humedad, y la cantidad y calidad de materia orgánica que entra al sistema (Kononova 1982; Valle-Arango 2003).

La lenta descomposición de la materia orgánica favorece la acumulación de carbono en el suelo y éste queda almacenado o secuestrado, en los suelos de humedales, el carbono secuestrado depende de la tasa de entrada (materia orgánica producida *in situ* y *ex situ*) y salida (Adhikari *et al.* 1999; Kayranli *et al.* 2010).

Los suelos de humedales pueden ser también fuentes significativas de gases de efecto invernadero (GEI), como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), y óxido nitroso (N₂O); las emisiones de GEI de fuentes naturales como los humedales, contribuyen al incremento de las concentraciones de dichos gases en la atmósfera, favoreciendo uno de los problemas más preocupantes de los últimos cincuenta años: el calentamiento global. Este fenómeno ocasiona cambios en los patrones de precipitación e incremento en la temperatura del aire, dichos cambios favorecen el derretimiento de los glaciares y el incremento del nivel del mar, entre otras cosas, lo que pone en riesgo la sobrevivencia de los ecosistemas y de los seres humanos. El CO₂ es el gas más abundante de efecto invernadero en la atmósfera, sin embargo el CH₄, y el N₂O son más efectivos en absorber radiación infrarroja, ya que estos tienen un potencial de calentamiento global

de 21 y 310 veces más alto al del CO₂ en un horizonte de tiempo de 100 años (IPCC 2007), de acuerdo a lo anterior, resulta importante conocer el papel de los ecosistemas de humedales en la contribución de gases de efecto invernadero a la atmósfera, y la función que tienen sus suelos como secuestradores de carbono.

En los humedales, la producción de metano se lleva a cabo vía metanogénesis, que es un proceso terminal de la degradación anaerobia de carbono (Dalal et al. 2008), la producción de dicho gas es favorecida en ambientes con alta adición de carbono orgánico y bajo contenido de oxidantes (O₂, NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺ o SO₄²⁻), los cuales son preferentemente usados para degradar el carbono orgánico (Le Mer y Roger 2001; Dalal et al. 2008), en presencia de oxígeno el metano formado es susceptible a ser oxidado o consumido (metanotrofía) a CO₂, la emisión de CH₄ es el resultado neto de la metanogénesis y la metanotrofía; la producción de CO₂ en los suelo de humedales es regulada principalmente por el contenido de agua en el suelo y la disponibilidad de oxígeno (Smith et al. 2003). Sin inundación, se incrementa la disponibilidad de O₂ en la superficie del suelo y se acelera la oxidación de la materia orgánica y la emisión de CO₂, lo cual en contraste disminuye la emisión de CH₄, debido a la oxidación de éste (Gorham 1991); la producción de N₂O en los suelos de humedales ocurre a través de los procesos de nitrificación (oxidación de NH₄⁺) y desnitrificación (reducción de NO₃⁻ a gases nitrogenados -NO, N₂O, N₂-), bajo condiciones aerobias y anóxicas, respectivamente (Moore 1994); los altos niveles de nitrógeno en forma de nitrato (N-NO₃⁻), y la disponibilidad de carbono orgánico, son algunos de los principales factores que intervienen en la producción del gas N₂O (Beauchamp et al. 1989; Miller et al. 2008).

Los gases descritos son producidos o consumidos como un resultado de los procesos microbianos en el suelo, y tales procesos dependen en gran medida de diferentes factores como: temperatura, contenido del agua en el suelo, disponibilidad de oxígeno y de carbono orgánico (Smith et al. 2003; Dalal et al. 2008), la cantidad y calidad de la materia orgánica en el suelo está influenciada por el tipo de vegetación (Boyer y Groffman 1996; Kalbitz et al. 2000; Kao-Kniffin et al. 2010). Berlanga-Robles et al. (2008) clasificaron a los humedales de acuerdo al tipo de vegetación, y les llamaron humedales palustres, los cuales se refieren a aquellos humedales cuya entrada de agua

es principalmente de agua dulce y que integran a la vegetación que se encuentra en los márgenes de ríos, lagunas de agua dulce o planicies inundables.

Los humedales palustres están formados por árboles, arbustos y hierbas perennes, y se dividen en humedales herbáceos y arbóreos (Moreno-Casasola et al. 2002): los humedales herbáceos son poblados por vegetación de popales, tulares, carrizales y matorrales arbustivos de varios tipos, los humedales arbóreos incluyen a bosques riparios, palmares y selvas baja y mediana inundables (Moreno-Casasola e Infante 2009).

En los humedales ciertas especies de plantas son capaces de transportar oxígeno al subsuelo, a través del tejido aerenquimoso de las plantas hasta la zona de la rizósfera (Colmer 2003; Kao-Kniffin et al. 2010) y favorecer condiciones óxicas-anóxicas, que pueden promover la producción/oxidación de gases de efecto invernadero, por lo que es de esperarse que al haber diferentes comunidades de plantas (herbáceas/arbóreas) en los humedales, éstas pueden actuar de forma diferente en la aireación al subsuelo y en el aporte y calidad de carbono orgánico.

Comparando los humedales con las zonas boreales y templadas, en México es escasa la información existente sobre las emisiones de gases invernadero y captura de carbono en humedales, y aún más escasos son los estudios que investigan la importancia de la comunidad de plantas, en el secuestro de carbono y emisión de gases de efecto invernadero en suelos de humedales de agua dulce. El estudio de la función de los humedales como almacenadores de carbono en México, se ha centrado principalmente en los ecosistemas costeros de agua salobre, como los manglares (Moreno et al. 2002; Cerón–Bretón et al. 2011).

Atendiendo la necesidad de generar más estudios sobre la función de los suelos de humedales como sumideros de carbono o como fuentes emisoras de gases de efecto invernadero, en este trabajo se realiza un balance de carbono en estos ecosistemas, con la meta de determinar su función neta de captura de carbono y de emisión de gases invernadero, sumado a lo anterior, este estudio buscó ir más allá de la ciencia básica o de la descripción de los procesos que de forma natural ocurren en los ecosistemas de humedales, considerando que es cada vez más apremiante que quienes generan información de base sobre el funcionamiento de los ecosistemas, establezcan vínculos

más claros y palpables con la sociedad y con quienes están en contacto directo con los usuarios de los recursos naturales, para poder asegurar su permanencia.

Este estudio se propuso el reto de hacer una conexión entre la sociedad y la ciencia básica y para ello se colectó información que permitiera conocer a las personas que dependen de los humedales y la forma en que perciben a dichos ecosistemas y sus servicios ambientales.

Las percepciones observadas fueron analizadas cualitativamente, como punto de partida para diseñar futuras estrategias de educación ambiental, el análisis de las percepciones, refleja una serie de aspectos que pueden servir como guía a considerar para la toma de decisiones, en beneficio de los humedales y de los habitantes de comunidades con presencia de dichos ecosistemas.

1.2 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

Para cumplir con lo anteriormente planteado, se parte de las siguientes preguntas de investigación para los humedales de agua dulce de la planicie costera de Veracruz.

1. ¿Qué valor es más alto? ¿el carbono secuestrado en el suelo o el carbono emitido a la atmósfera en forma de gases de CO₂, CH₄ y N₂O?
2. ¿Cómo varía la velocidad de acreción de suelo en humedales con diferente comunidad de plantas?
3. ¿Qué efecto tiene el tipo de vegetación en el secuestro de carbono y la emisión de CO₂, CH₄ y N₂O?
4. ¿Cómo varían las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en humedales costero de agua dulce, en diferentes temporadas climáticas (lluvias, secas y nortes)?
5. ¿Cuál es el la percepción que tienen las personas de una comunidad aledaña a los humedales, sobre los servicios ambientales que dichos ecosistemas proveen?

1.3 OBJETIVOS

Para contestar dichas preguntas en este trabajo se propusieron los siguientes objetivos de investigación:

- (i) Comparar el secuestro de carbono en el suelo de humedales costeros de agua dulce, con diferente comunidad de plantas (Capítulo 2);
- (ii) Comparar la emisión de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y N₂O) en humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce, en las diferentes temporadas climáticas de la planicie costera del Golfo de México (Capítulo 3);
- (iii) Determinar el balance neto de carbono en humedales costeros de agua dulce, con diferente comunidad de plantas (Capítulo 4).
- (iv) Indagar la percepción sobre los humedales y sus servicios ambientales de las personas aledañas a dichos ecosistemas, como base para el diseño de estrategias de educación ambiental (Capítulo 5);

El estudio de secuestro de carbono, se llevó a cabo en cinco humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce de la planicie costera del Golfo de México, ubicados en la zona costera centro-norte del estado de Veracruz, las emisiones de gases de efecto invernadero fueron medidas en tres sitios de humedales con vegetación herbácea y en tres sitios de humedales con vegetación arbórea, las percepciones sobre humedales se investigaron en la comunidad de Monte Gordo, Veracruz, ubicada al norte del estado.

1.4 ESTRUCTURA GENERAL DEL TRABAJO

Los resultados de este trabajo se dividieron en seis capítulos: en el Capítulo 1, se aborda el contenido general del trabajo, la justificación de la realización del trabajo de estudio y los objetivos de la misma; el Capítulo 2, se enfoca en la investigación sobre la función de los suelos de humedales costeros de agua dulce, con diferente comunidad de plantas como secuestradores de carbono; en el Capítulo 3, se comparan las emisiones de gases de efecto invernadero entre humedales con diferente comunidad de plantas y entre las temporadas de lluvias, nortes y secas, que son características de la planicie costera del Golfo de México; en el Capítulo 4, se integraron los resultados de secuestro de carbono y emisión de gases de efecto invernadero, para realizar el balance neto de carbono de los suelos de humedales de agua dulce; en el capítulo 5, se describen las percepciones sobre humedales y sus servicios ambientales, obtenidas mediante entrevistas en la comunidad de Monte Gordo, Veracruz, además, en este último capítulo se hace un análisis reflexivo

y comparativo de las percepciones observadas entre las personas jóvenes y adultas, finalmente, en el Capítulo 6, se describen las conclusiones generales del proyecto, integrando los capítulos previos, para concluir con una reflexión sobre la importancia ecosistémica de los humedales como almacenadores/emisores de carbono y considerar el conocimiento, necesidades y valoración que de éstos humedales percibe la población que usa directamente dichos ecosistemas.

1.5 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adhikari S., Bajracharaya R., Sitaula B. 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *Journal of Wetlands Ecology*. 2: 42-46.
- Amstel A.R., Swart R.J. 1994. Methane and nitrous oxide emissions: an introduction. *Fertilizer Research*. 37: 213-225.
- Beauchamp, E.G., J.T. Trevors, and J.W. Paul. 1989. Carbon sources for bacterial denitrification. *Advanced Soil Science*. 10:113-134.
- Benner, R., Maccubbin, A., Hodson, R. 1984. Anaerobic biodegradation of the lignin and polysaccharide components of lignocellulose and synthetic lignin by sediment microflora. *Applied and Environmental Microbiology*. 47: 998-1004.
- Berlanga-Robles, C., Ruiz-Luna, A., De la Lanza, G. 2008. Esquema de clasificación de humedales de México. Investigaciones Geográficas. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 66: 25-46.
- Bernal, B., Mitsch, W. J. 2008. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecological Engineering*. 34:311-323.
- Boyer, J.N., P.M.Groffman. 1996. Bioavailability of water-extractable organic matter fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biology Biochemistry*. 28:737-741
- Cerón-Bretón J.G., Cerón-Bretón R.M., Rangel-Marrón M., Muriel-García M., Cordoba-Quiroz A.V., Estrella-Cahuich A. 2011. Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche. *International Journal of Energy and Environment*. 3(5): 328-336.
- Dalal R., Allen D., Livesley S., y Richards G. 2008. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant Soil*. 309:43-76.

- Gorham E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*. 1:182–195
- Hernández, M. E. 2010. El papel de los suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*. 28: 139-147.
- Hossler, K., Bouchard V. 2010. Soil development and establishment of carbon-based properties in created freshwater marshes. *Ecological Applications*. 20: 539-553.
- Infante, D., Moreno-Casasola, P. 2009. Biomasa y productividad vegetal. In: Moreno-Casasola, P., Warner, B. (eds.). Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable No.1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C. CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Ver. México.
- Kalbitz K, Solinger S, Park J.H, Michalzik B, Matzner E. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science* 165(4): 277-304.
- Kao-Kniffin J, Freyre D, Balsler T. 2010. Methane dynamics across wetland plant species. *Aquatic Botany*. 93: 107-113.
- Kanwar, L. 2003. Organic matter accumulation in submerged soils. *Advances in Agronomy*. 81: 169-201.
- Kayranli, B., Cholz, M., Mustafa, A., Hedmark, A. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*. 30: 111-124.
- Lewis W (2000) *Wetlands: Characteristics and boundaries* (2th edn). National Academy of Sciences. U.S.A.
- López-Portillo, J., Ezcurra, E. 2002. Los manglares en México: una revisión. *Madera y Bosques*. 8:27-51.
- Miller M.N., Zebarth BJ., Burton D.L., Goyer C., Trevors JT. 2008. Crop residue influence on denitrification, N₂O emissions and denitrifier community abundance in soil. *Soil Biology and Biogeochemistry*. 40:2553-2562.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. 2007. *Wetlands*. 4a Ed. John Wiley and Sons. NY.
- Moreno-Casasola, P., Rojas, J., Zárate, D., Ortiz, M., Lara, A. L., Saavedra, T. 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problema. *Madera y Bosques*. 8: 61-88.
- Moreno-Casasola, P., Infante, D. M. 2009. *Manglares y Selvas Inundables*. Instituto de Ecología A. C. CONAFOR y OIMT. Xalapa, México.

- Moreno, E., Guerrero, A., Gutiérrez, M., Ortiz, C., Palma, D. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*. 8: 115-128.
- Moore T.R. Trace gas emissions from Canadian peatlands and the effect of climate change. *Wetlands*. 14(3):223-228.
- Pant, H., Rechcigl, J., Adjei, M. 2003. Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*. 1: 308-313.
- Smith K.A., Ball F., Dobie KE., Massheder J., Rey A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*. 54: 779-791.

Capítulo 2

COMPARACIÓN DE SECUESTRO DE CARBONO, EN HUMEDALES COSTEROS DE AGUA DULCE, CON DIFERENTES CARACTERÍSTICAS GEOMÓRFICAS Y COMUNIDAD DE PLANTAS EN VERACRUZ, MÉXICO.

RESUMEN

Los humedales son importantes sumideros de carbono en el planeta, sin embargo, el secuestro de carbono en el suelo de humedales tropicales de agua dulce, ha sido menos estudiado que en humedales de zonas templadas. Este estudio comparó la densidad y secuestro de carbono en humedales de agua dulce con diferentes características geomórficas (estuarino, perilacustre y depresional) y diferente comunidad de plantas (herbáceos y arbóreos), en la planicie costera del Golfo de México, en el estado de Veracruz, México. Los humedales arbóreos estaban dominados por *Ficus insipida*, *Pachira acuatica*, y *Annona glabra*, los herbáceos fueron dominados por *Typha domingensis*, *Thalia geniculata*, *Cyperus giganteus*, y *Pontederia sagittata*. La concentración de carbono en el suelo y la densidad aparente fueron medidas cada 2 cm en perfiles de suelo de 80 cm de profundidad, en cinco humedales herbáceos y arbóreos. La tasa de acreción de sedimento fue medida a corto plazo (1 año), usando marcadores artificiales en tres de los cinco humedales herbáceos y arbóreos, y el carbono secuestrado fue calculado para estos tres sitios; la concentración promedio de carbono en los humedales herbáceos osciló de 50 a 150 kgC m⁻² y 50 a 225 kgC m⁻² en los humedales arbóreos y herbáceos respectivamente. Se encontraron diferencias no significativas en densidad de carbono ($P=0.095$) cuando los humedales fueron agrupados de acuerdo a sus características geomórficas: humedales estuarinos (25.50±2.26 kgC m⁻²), perilacustres (28.33±2.74 kgC m⁻²) y depresionales (34.93±4.56 kgC m⁻²). Sin embargo, diferencias significativas fueron observadas con respecto al tipo de comunidad de plantas ($P=0.030$). La densidad de carbono fue más alta en los humedales arbóreos (34.96±1.3 kgC m⁻²), que en los humedales herbáceos (25.85±1.19 kgC m⁻²). La tasa promedio de acreción de sedimento fue de 1.55±0.09 cm año⁻¹ en los humedales arbóreos y 0.84±0.02 cm año⁻¹ en los humedales herbáceos, sin encontrarse diferencias significativas entre ellos ($P=0.058$). El carbono secuestrado fue más alto

($P=0.030$) en los suelos de humedales arbóreos ($1.09\pm 0.05 \text{ kgC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) que en los herbáceos ($0.42\pm 0.01 \text{ kgC m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), encontrándose diferencias en el secuestro de carbono. De acuerdo a las características geomórficas entre los ecosistemas arbóreos ($P<0.05$), los valores más altos fueron encontrados en los humedales arbóreos de los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos, seguidos por el secuestro de carbono del humedal arbóreo depresional ($P=0.007$), asociado al menor tiempo de inundación y tasa de acreción en el último tipo de humedal, estos resultados indicaron que los suelos de las selvas inundables contribuyen más en la mitigación del calentamiento global, que los suelos de humedales herbáceos, al secuestrar más carbono en sus suelos, lo anterior sugiere que la comunidad de plantas y las características geomórficas de los humedales, son factores importantes que necesitan ser considerados en los presupuestos globales de carbono y en los proyectos de restauración y conservación de humedales; de igual manera, la hidrología es una característica que necesita ser contemplada cuando se comparan humedales con diferentes características geomórficas en selvas inundables de agua dulce.

Palabras clave: densidad de carbono, secuestro de carbono, humedales tropicales, humedales herbáceos, arbóreos.

2.1 INTRODUCCIÓN

Las actividades antropogénicas han incrementado las concentraciones en la atmósfera de gases de efecto invernadero como, el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) y vapor de agua, las altas concentraciones de CO_2 han sido reconocidas como la principal causa de calentamiento global, lo cual es un problema ambiental mundialmente, debido a que amenaza el bienestar de los seres vivos.

De acuerdo al reporte del panel intergubernamental de cambio climático, el secuestro de carbono, puede ser una alternativa de bajo costo para mitigar el calentamiento global (IPCC 2007), la mayoría de las investigaciones sobre los estudios de secuestro de

carbono en el suelo, han sido realizados en sistemas agrícolas y forestales (Post et al. 2004; Conant 2011; Mbah y Idike 2011). Empero, el secuestro de carbono en suelos de humedales ha sido menos estudiado, a pesar del importante papel que estos ecosistemas juegan en el ciclo de carbono.

Los humedales son zonas de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos, que se caracterizan por la presencia permanente de agua sobre el suelo y/o suelos saturados por períodos de tiempo durante la temporada de crecimiento, una condición que intensifica el desarrollo de vegetación acuática y suelos hídricos (Lewis 2000; Mitsch y Gosselink 2007).

Los humedales cubren cerca del 6% de la superficie de la tierra (Mitsch y Gosselink 2007). En México, Olmsted (1993), estimó que hay más de 3.3 millones de hectáreas de humedales (0.6 % de los humedales del mundo), aproximadamente 10% de los humedales del país se encuentran en el estado de Veracruz, de los cuales dos terceras partes corresponden a humedales de agua dulce y situados mayormente en la planicie costera (Olmsted 1993; Moreno et al. 2009). Los estudios de ecosistemas de humedales costeros de agua dulce en Veracruz, han sido enfocados principalmente en investigar su composición florística y biodiversidad (Peralta-Peláez et al. 2009; Infante et al. 2011). Los humedales costeros de agua dulce en esta área, han sido clasificados en humedales herbáceos, arbóreos (selvas inundables) y pastos inundables mezclados con palmas (Lot-Helgueras 2004; Moreno-Casasola et al. 2009).

Los humedales son uno de los ecosistemas más productivos en el planeta, y juegan un papel importante en el ciclo del carbono (Conner y Day 1996; Pant et al. 2003), el carbono es capturado por las plantas de humedales que fijan CO₂ de la atmósfera y lo transforman en materia viva durante la fotosíntesis (Adhikari et al. 2009); la producción de biomasa aérea en las selvas inundables oscila de 975 a 1700 g m⁻² año⁻¹ (Conner y Day 1976; Mitsch et al. 1991; Bernard et al. 1988; Chimner y Ewel 2005; Infante et al. 2012), mientras que en los humedales herbáceos, oscila de 290 a 1900 g m⁻² año⁻¹ (Neue et al. 1997; Thormann y Bayley 1997; Neubauer et al. 2000), por otro lado, la producción de biomasa subterránea ha sido encontrada a ser más alta en humedales con vegetación herbácea (Schubauer y Hopkinson 1984; Giroux y Bedard 1988) que en selvas inundables (1181 a 3200 y 975 a 1700 g m⁻² año⁻¹, respectivamente) (Bernard y Solsky 1977; Symbula y Day 1988).

Cuando la vegetación del humedal cae por senescencia, el material vegetal se acumula en el suelo-sedimento y se forma una capa de suelo muy rica en materia orgánica, conocida como turba (Warner et al., 2005), la tasa de descomposición del material orgánico en los suelos de humedales son bajas, debido a la condición de inundación que causa un ambiente anaerobio (Benner et al., 1984; Warner et al., 2005; Kayranli et al. 2010), la acumulación de materia orgánica en los suelos de humedales, depende de la tasa de entrada y salida de materia orgánica (Adikai et al. 2009; Kayranli et al. 2010). La entrada y salida de materia orgánica están relacionadas con la productividad y las características geomórficas de los humedales. En humedales conectados a ecosistemas de agua abiertos, tales como ríos, lagos, y estuarios, ocurre exportación de materia orgánica (Brinson et al. 1981), mientras que en ecosistemas aislados como los humedales depresionales, la exportación de materia orgánica durante la inundación es mínima (Craft et al. 2000).

La temperatura es otro factor importante que influye en la acumulación de carbono. La despolimerización de compuestos bioquímicamente complejos, producción de enzimas, y los procesos que limitan la disponibilidad de materia orgánica en el suelo, son fuertemente afectados por la temperatura del suelo (Kirschbaum 1995; Davidson y Janssens 2006; Conant et al. 2011).

En los humedales, la alta productividad de las plantas y la baja tasa de descomposición de la materia orgánica, resulta en la acumulación neta de carbono en el suelo.

A pesar de que el almacenamiento de carbono de los suelos de humedales es uno de los principales servicios ambientales que dichos ecosistemas proveen, en México, los estudios sobre el secuestro de carbono en los suelos de humedales son limitados y éstos han sido enfocados principalmente a humedales costeros salobres, como los manglares (Moreno et al., 2002; Moreno-May et al. 2010; Cerón-Bretón et al. 2011), pero el secuestro de carbono en suelos de humedales tropicales de agua dulce han recibido poca atención.

El objetivo de este estudio fue comparar la acumulación de carbono en los suelos de humedales de agua dulce con diferentes características geomórficas (depresional, perilacustrino y estuarino) y diferente comunidad de plantas (herbáceos y selvas

inundables) en la planicie costera del estado de Veracruz, México. En este estudio, nosotros definimos perfil de carbono de suelo como la distribución de concentración de carbono (g C kg^{-1} suelo) a diferentes profundidades en el suelo, la densidad de carbono es la cantidad de carbono contenido en el suelo a una profundidad dada en base al área (kg C m^{-2}), el secuestro de carbono en el suelo fue obtenido estimando su densidad de carbono y la tasa de acreción de sedimento ($\text{kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). De acuerdo a tales objetivos se desarrollaron las siguientes hipótesis:

- i. El secuestro de carbono será más alto en el suelo de las selvas inundables, que en los humedales herbáceos. Esta hipótesis es basada en la alta productividad aérea descrita en la literatura para las selvas inundables comparada con los humedales herbáceos. De igual manera, temperatura del suelo en las selvas inundables es menor que en los humedales herbáceos debido a la sombra de los árboles; lo cual podría reducir la descomposición de material orgánico y así mismo, permanecer almacenada. Finalmente, la vegetación arbórea tiene mayor contenido de compuestos recalcitrantes tales como la lignina, lípidos, cutina, suberina y ceras que la vegetación herbácea (Benner et al. 1984; Lorenz et al. 2000).
- ii. El secuestro de carbono será más alto en humedales depresionales que en humedales perilacustrinos o estuarinos. Esta hipótesis se diseñó considerando que en el primer tipo de humedales, la mayoría del material orgánico es mantenido en el ecosistema debido a la menor exportación de material orgánico durante la inundación, y que la condición de saturación de agua es mantenida por largos períodos, intensificando las condiciones anaerobias en el suelo comparadas con los humedales estuarinos o perilacustrinos, los cuales son conectados a cuerpos de agua abiertos.

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1 Sitios de estudio

El estudio fue realizado en cinco selvas inundables y cinco humedales herbáceos de agua dulce, localizados en la planicie costera del Golfo de México en el Estado de Veracruz, los sitios fueron agrupados de acuerdo a sus características geomórficas en depresionales, perilacustrinos y estuarinos (Tabla 1), los sitios de estudio de norte a sur son: Estero Dulce (Municipio Tecolutla), Laguna Chica (Municipio de Vega de Alatorre), Santander y Boquilla de Oro (Municipio de Alto Lucero), y La Mancha (Municipio de Actopan) (Figura 1).

El clima de la planicie costera del Golfo de México tiene tres temporadas marcadas: un periodo de lluvias entre los meses Julio a Octubre; frente frío con fuertes vientos y lluvias entre Noviembre y Febrero; y una temporada de secas entre los meses Marzo a Junio (Infante et al. 2011), la precipitación promedio anual fluctúa entre 1200 y 1650 mm. El promedio anual de temperatura varía entre 17 y 37°C. (La ubicación y descripción de los sitios estudio se muestran en la tabla 1.)

Estero dulce:

La zona de humedales se encuentra entre un sistema estuarino, producido por la bifurcación de los ríos drenados en los manglares del área natural protegida: Ciénega del Fuerte, este humedal de agua dulce está conectado al ecosistema de manglar y luego con el mar a ~3 Km al borde de la comunidad de Casitas, Ver.

Laguna Chica

La zona de humedales de este sitio se encuentra adyacente a un sistema lagunar, esta área presenta un canal estrecho con manglares que unen dos lagunas (Laguna Grande y Laguna Chica), el sistema costero lagunar tiene una comunicación temporal con el mar, quedando temporalmente restringida por la formación de una barra semipermanente, formada de octubre a mayo, cuando los fuertes vientos y corrientes de agua mueven arena hasta cerrar la conexión entre el mar y la laguna, los aportes de agua dulce que la laguna recibe son por medio de arroyos y escurrimientos, principalmente de la zona norte (Velázquez 1985).

Santander: Los humedales en esta área son alimentados principalmente por la laguna San Agustín ubicada al norte de los humedales, alrededor de ambos tipos de humedales se observa deforestación y cambio de uso de suelo a pastoreo para ganado.

Boquilla de oro: Los humedales de este sitio se encuentran contiguos a una laguna, el aporte de agua dulce, es resultado del escurrimiento de la zona de tierras altas durante la temporada de lluvias y agua subterránea.

La Mancha: El área de humedales muestreados en este sitio se ubican entre un lago interdunario cerca de la laguna La Mancha, el agua dulce subterránea es la principal fuente de agua para este ecosistema.

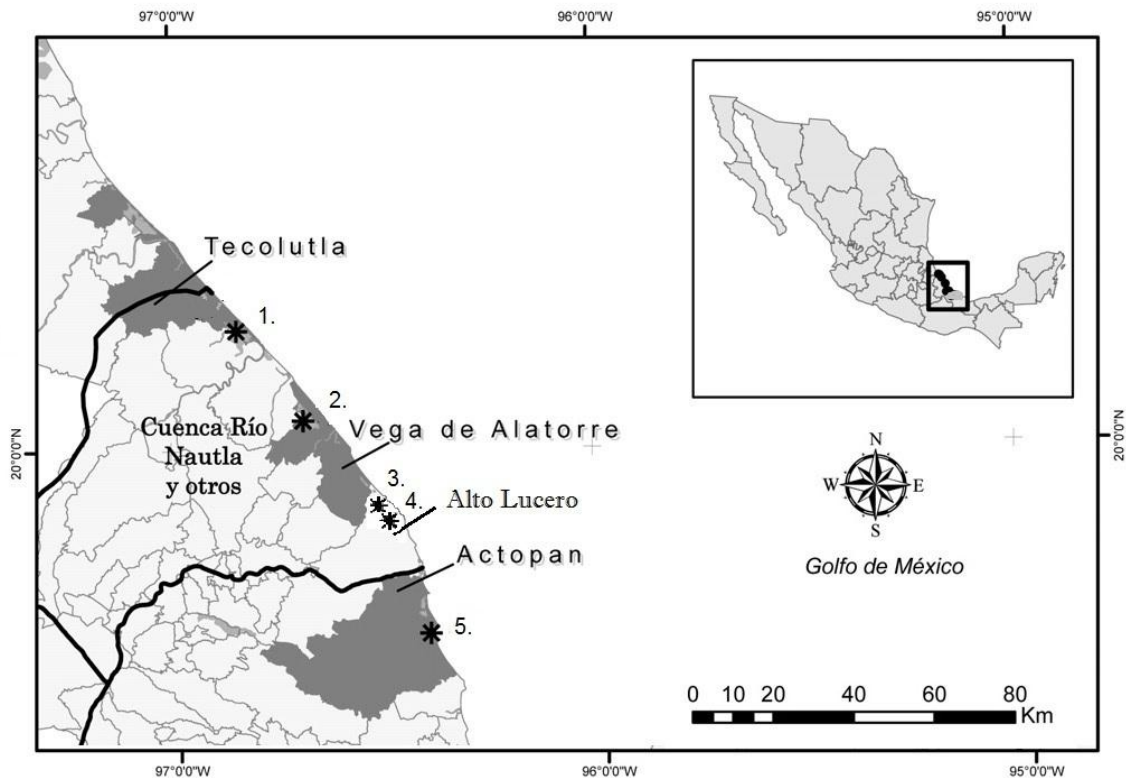


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio en la planicie costera del Golfo de México en la zona centro del Estado de Veracruz, México (1; Estero Dulce, 2; Laguna Chica, 3; Santánder, 4; Boquilla de Oro, 5; La Mancha).

2.2.2 Muestreo de suelo.

En cada sitio de estudio, tanto en la selva inundable como en los humedales herbáceos se establecieron tres puntos de muestreo (1 m^2), en cada punto se tomaron cuatro perfiles de suelo (0.80 m profundidad x 0.05 m de diámetro) usando un nucleador (Russian peat borer), el funcionamiento de dicho nucleador consiste en enterrar en el suelo el dispositivo y posteriormente se le hace girar una manivela que se ubica en la parte superior, lo cual hace mover dentro del suelo una cuchilla de acero inoxidable delgada, la cual hace un corte de media luna que hace que el perfil tomado quede dentro del dispositivo; por ser el nucleador de paredes delgadas y filosas, se evitan problemas de compactación, distorsión, o disturbio, después del corte, el nucleador es extraído del suelo y la sección del dispositivo donde el perfil es almacenado es abierta para que el perfil quede expuesto, cada perfil fue seccionado en segmentos de 2 cm. con una navaja, los segmentos de suelo de un perfil de cada uno de los tres puntos del humedal, se colocaron en moldes de aluminio con un peso constante previamente determinado y dicha muestra se utilizó para determinar la densidad aparente; los segmentos de los tres perfiles restantes se mezclaron para obtener una muestra compuesta y se colocaron en cajas petri, cada muestra fue etiquetada, sellada y transportada a 4°C , luego se almacenaron hasta que se secaron a temperatura ambiente y posteriormente se les analizó el contenido de carbono.

Tabla 1. Descripción de las características de los humedales estudiados en la planicie costera del Golfo de México.

Sitio de estudio	Ubicación	Comunidad de plantas	Vegetación dominante	Características geomórficas	Meses con suelo inundado	Tipo de suelo
Estero Dulce	20°17'53''N 96°52'19''W	Selva inundable	<i>Pachira aquatica</i> Aubl	Estuarino (E)	Junio a Febrero	Gleysol histico
		H. herbáceo	<i>Thalia geniculata</i> L., <i>Cyperus giganteus</i> Vahl., y <i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.)		Agosto a Febrero	
Laguna Chica	20°05'48''N 96°41'24''W	Selva inundable	<i>Pachira aquatica</i> Aubl, <i>Hippocratea celastroides</i> Kunth, <i>Rhabdadenia biflora</i> (Jacq.) Müll. Arg. y <i>Dalbergia brownei</i> (Jacq.) Schinz	Perilacustrino (L)	Agosto a Febrero	Gleysol húmico
		H. herbáceo	<i>Cyperus giganteus</i> y <i>Typha domingensis</i> Pers		Octubre a Febrero	
Santander	19°91'25''N 96°52'77''W	Selva inundable	<i>Ficus insipida</i> Willd y <i>Tabebuia rosea</i>	Perilacustrino (L)	Junio to Febrero	Gleysol húmico
		H. herbáceo	<i>Typha domingensis</i>		Octubre a Febrero	
Boquilla de Oro	19°49'47''N, 96°26'59''W	Selva inundable	<i>Ficus insipida</i> y <i>Pleuranthodendron lindenii</i> (Turcz.) Sleumer	Depresional (D)	Octubre a Febrero	Histosol sáprico
		H. herbáceo	<i>Pontederia sagittata</i> , y <i>Cyperus</i> spp. Mexclada con <i>Acrostichum</i> spp.		Agosto a Febrero	
La Mancha	19°35'45''N 96°23'05''W	Selva inundable	<i>Annona glabra</i> principalmente, mezclada con especies de <i>Acrocomia aculeata</i> , y <i>Pachira aquatica</i>	Depresional (D)	Junio a Enero	Gleysol húmico
		H. herbáceo	<i>Typha domingensis</i> y <i>Echinochloa pyramidalis</i> .		Junio a Enero	

2.2.2.1 Porcentaje de carbono orgánico

En el laboratorio las muestras compuestas de suelo húmedo fueron mezcladas de nuevo, para reducir la heterogeneidad del suelo y residuos visibles de vegetación fueron removidos, las muestras compuestas fueron secadas a temperatura ambiente, molidas y pasadas sobre una malla de 2mm, para cuantificar la materia orgánica muestras de aproximadamente 2g de suelo seco fueron situadas en crisoles previamente pesados y se les adicionó HCl 10 M, hasta no observar burbujeo (Hernández y Mitsch 2007) para evitar posibles interferencias de carbonato en las muestras de suelo, subsecuentemente, las muestras fueron secadas a 105 °C, hasta peso constante y sometidas a ignición a 450 °C durante 4 horas (Craft et al. 1988; Bernal y Mitsch 2008), el porcentaje de materia orgánica (% MO) fue calculado mediante la fórmula:

% MO = $\frac{\text{Peso constante a } 105\text{ }^{\circ}\text{C} - \text{peso constante a } 450\text{ }^{\circ}\text{C}}{\text{peso constante a } 105\text{ }^{\circ}\text{C}}$, el % de carbono orgánico se calculó como una porción de materia orgánica, usando el coeficiente de conversión de 0.58 (Factor de Van Bemmelen) (Post et al. 1998; Wang et al. 2003).

La densidad aparente se obtuvo secando a 105 °C un volumen conocido de sedimento (19.64 cm³) hasta su peso constante, y enfriados a temperatura ambiente en un desecador, los valores obtenidos se sustituyeron en la fórmula $D_{Ap} \text{ (g cm}^{-3}\text{)} = \text{masa/volumen de suelo húmedo}$, donde D_{Ap} = densidad aparente.

La densidad de carbono fue calculada en kg m⁻², de acuerdo a Moreno *et al.* (2002), con la fórmula: $\text{kg C m}^{-2} = [\text{peso del suelo}] * [\% \text{ CO}]$, donde:

$\text{Peso del suelo (kg m}^{-2}\text{)} = [\text{profundidad}] * [D_{Ap}]$, % CO = Contenido % de carbono orgánico

El almacenamiento de carbono total a los 80 cm de profundidad fue calculado sumando el carbono almacenado en cada una de los segmentos de suelo analizados y promediando los valores de los tres perfiles de suelo de cada tipo de humedal en estudio.

2.2.2.2 Acreción de suelo vertical

Para determinar el almacenamiento de carbono anual en los suelos de humedales, es necesario conocer la acreción de suelo, es decir, cuantos centímetros de suelo se acumulan en determinado tiempo (cm año^{-1}), la acreción de suelos incluye acumulación de sedimentos minerales, materia orgánica y espacios remanentes ocupados por gases y agua, principalmente (DeLaune et al. 1989), la acreción de suelo fue determinada en los dos tipos de humedales de Estero Dulce, Laguna Chica y Boquilla de Oro.

2.2.2.3 Marcadores artificiales de suelo

La tasa de acreción vertical de suelo a corto plazo fue medida usando marcadores horizontales artificiales. Tres puntos de muestreo (0.25 m^2) fueron establecidos en cada tipo de humedal en abril del 2010. La tasa de acreción fue determinada en los humedales de agua dulce herbáceos y arbóreos de Estero Dulce, Laguna Chica y Boquilla de Oro. La Mancha y Santander no fueron incluidos en las mediciones de acreción porque estos sitios fueron escogidos para muestras de suelo, después de que los puntos de muestreos de acreción fueron establecidos. Los marcadores artificiales fueron brillantina verde y arena azul, porque se adhieren fácilmente al suelo y su apariencia permite detectarlos fácilmente (Harter y Mitsch 2003). Los cuadros de muestreo fueron divididos en 4 partes (0.0625 m^2), y una capa de cada marcador fue colocada ($\sim 0.5 \text{ cm}$) en un área de 0.09 m^2 c/u, hasta que el sedimento fue completamente cubierto en dos cuadros opuestos, dos perfiles de suelo fueron colectados de cada cuadro, con marcador un año después de que los marcadores horizontales fueron instalados. Métodos sofisticados para tomar perfiles de suelo para determinar acreción de suelo en humedales, han sido usados recientemente, estos métodos consisten en coleccionar perfiles de suelo criogénicos, para obtener perfiles intactos de suelo. El método criogénico es un método ampliamente usado pero muy costoso, sumado a que los tanques almacenadores del agente criogénico son de difícil manejo en los humedales; métodos económicos pero menos sofisticados han sido usados cuando los suelos de humedales no están saturados de agua.

En este estudio tres diferentes métodos fueron utilizados cuando el suelo estuvo húmedo (criogénico, nucleador Russian peat borer, y congelamiento). A continuación se describe ampliamente cada uno de los métodos utilizados.

2.2.2.4 Métodos de obtención de los perfiles de suelo

-Método 1. (Criogenización): CO₂ líquido fue usado como agente criogénico (Wolkotten 1976), el cual fue transportado en tanques extinguidores, a los que se le adicionaron dos dispositivos de cobre externos, uno de ellos (0.3 m de longitud) conectado a la manguera del extinguidor, la cual distribuye el CO₂ líquido a través de tres pequeños orificios en el área interna del segundo dispositivo de cobre (0.4 m de longitud). La segunda varilla constó de una punta afilada, lo que facilitó insertarla fácilmente en el suelo; la varilla interna se insertó en la varilla externa una vez que ésta última estaba insertada en los puntos de muestreo, el CO₂ líquido rápidamente congeló el suelo adyacente alrededor del dispositivo de cobre. El proceso de criogenización tomó aproximadamente 1.5 minutos, después de que la criogenización de suelo fue visible el dispositivo, conteniendo perfil de suelo congelado fue removido del suelo. Al perfil criogenizado se le midió la profundidad a la que se encontraba el marcador.

-Método 2. (Nucleador): Los perfiles de suelo fueron obtenidos con un nucleador Russian peat bores (detallado en sección de muestreo de suelo).

-Método 3. (Congelamiento): Latas de aluminio de refresco fueron utilizadas (0.065 m de diámetro x 0.14 m de altura, cuyas paredes son de ~0.25 mm), de acuerdo a Cahoon y Turner (1989), el fondo de las latas fue cortada y éstas se insertaron en el suelo, una vez que las latas fueron insertadas al máximo de profundidad (0.06-0.14 m), fueron posteriormente extraídas usando un cuchillo como palanca, la base fue sellada con película de parafilm (parafilm®) y almacenadas en una hielera en posición vertical, éstas muestras fueron transportadas a laboratorio, se congelaron a -10 °C durante 24 horas, después . las paredes de las latas fueron cortadas con tijeras para medir la profundidad a la que se encontraba el marcador en cuatro diferentes lados del perfil congelado (en forma de cruz), estos valores fueron promediados para obtener un dato final para cada perfil de suelo.

Para obtener el dato de acreción de suelo con cada uno de los métodos utilizados, la profundidad a la que se encontró el marcador artificial (cm año^{-1}), se promedió en cada tipo de humedal y se comparó entre los tres métodos usados, la tasa de carbono orgánico anual fue calculada usando la siguiente fórmula (Hatton et al. 1983; Cahoon et al. 1989): $C_{\text{tasa de acumulación de carbono}} = A \times D_{ap} \times CO$ ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)

Donde: A= Tasa de acreción anual (cm año^{-1}), D_{ap} = Densidad aparente de los sedimentos, y CO= porcentaje promedio de carbono orgánico.

2.2.3 Análisis estadístico

Los análisis estadísticos fueron realizados con SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión 18 para Windows, para detectar si los datos fueron normales se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov, los datos se ajustaron a una distribución normal, el análisis de varianza (ANOVA) de una vía fue usado para encontrar diferencias en la concentración de carbono a diferentes rangos de profundidad, en un mismo ecosistema y entre humedales con diferente comunidad de plantas. ANOVA de dos vías con comparación Tukey, fue usado para detectar diferencias en la densidad de carbono entre humedales con diferentes características geomórficas y comunidad de plantas, los datos de densidad de carbono de los humedales depresionales y perilacustrinos, fueron los valores promedio, obtenidos en los suelos de los humedales herbáceos y arbóreos de los dos sitios con misma característica geomórfica (12 perfiles -6 valores-), los datos de densidad de carbono del humedal estuarino, fueron los valores obtenidos en el suelo del humedal herbáceo y arbóreo (6 perfiles -6 valores-) (Bernal y Mitsch 2008), el mismo análisis estadístico, fue usado para detectar diferencias entre las tasas de acreción y de secuestro de carbono con respecto al tipo de comunidad de plantas y características geomórficas. Cuando las varianzas no fueron homogéneas, comparaciones múltiples de Games-Howell fueron usadas, un valor de $P= 0.05$ fue usado para revelar significancia estadística de todas las estimaciones.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Concentración de carbono en perfiles de suelo

La concentración de carbono en los suelos de humedales varió ampliamente entre los tipos de humedales, en un rango de 50 a 150 g C kg⁻¹ en los humedales herbáceos (Fig. 2), y de 50 a 225 g C kg⁻¹ en las selvas inundables, excepto para los humedales herbáceos depresionales ($P=0.909$); la concentración de carbono en el suelo disminuyó con la profundidad; la concentración de carbono de los 0 a los 20 cm de profundidad fue más alta que la concentración de carbono de los 20 a los 80 cm ($P<0.05$), sin importar el tipo de comunidad de plantas, en los suelos de los humedales herbáceos el promedio de concentración de carbono más alto fue encontrado en los humedales depresionales (125.67 ± 3.06 g C kg⁻¹) seguido por el ecosistema perilacustrino (57.59 ± 3.23 g C kg⁻¹) y estuarino (54.6 ± 2.81 g C kg⁻¹), en el suelo de las selvas inundables, el ecosistema depresional (115.66 ± 10.23 g C kg⁻¹) y estuarino (101.04 ± 9.23 g C kg⁻¹) tuvieron la mayor concentración de carbono, seguido por los suelos de humedales perilacustrinos (87.59 ± 6.88 g C kg⁻¹). De acuerdo a la comunidad de plantas, la concentración de carbono en el ecosistema depresional fue más alta en las selvas inundables que en los humedales herbáceos a una profundidad de 0 a 20 cm ($P=0.000$), pero en la capa de 20 a 40 cm., la concentración de carbono fue similar en ambos tipos de humedales ($P=0.617$). En el mismo ecosistema de humedal, a profundidades de 40 a 60 cm ($P=0.016$) y de 60-80 cm. de profundidad ($P=0.000$), las concentraciones de carbono fueron más altas en los suelos de humedales herbáceos que en las selvas inundables, mientras que en los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos los patrones de concentración de carbono fueron similares; los suelos de las selvas inundables tuvieron mayor concentración de carbono que los suelos de los humedales herbáceos de 0 a 60 cm ($P<0.05$) y a profundidades de 60 a 80 cm. los patrones de concentración de carbono no fueron estadísticamente diferentes con respecto a la comunidad de plantas ($P>0.05$). Considerando la concentración de carbono total por humedales con diferente característica geomórfica, no hubo patrones similares en la concentración de carbono, por ejemplo: los humedales depresionales tuvieron 120.67 ± 5.33 g C kg⁻¹, los perilacustrinos 72.59 ± 4.46 g C kg⁻¹ y los estuarinos 77.81 ± 6.04 g C kg⁻¹.

¹. Suelos con más de 120 g C kg⁻¹ son considerados suelos orgánicos (Richardson y Vepraskas 2000), tomando en cuenta esto, los suelos en las selvas inundables de los ecosistemas depresionales, perilacustres y estuarinos tienen una capa de suelo orgánico de los 0 a los 24, de 0 a 40 y de 0 a 28 cm de profundidad, respectivamente. En los humedales herbáceos, los suelos minerales dominaron de los 0 a 32, 0 a 80 y 0 a 80 cm. de profundidad en los ecosistemas depresionales, perilacustrinos y estuarinos, respectivamente.

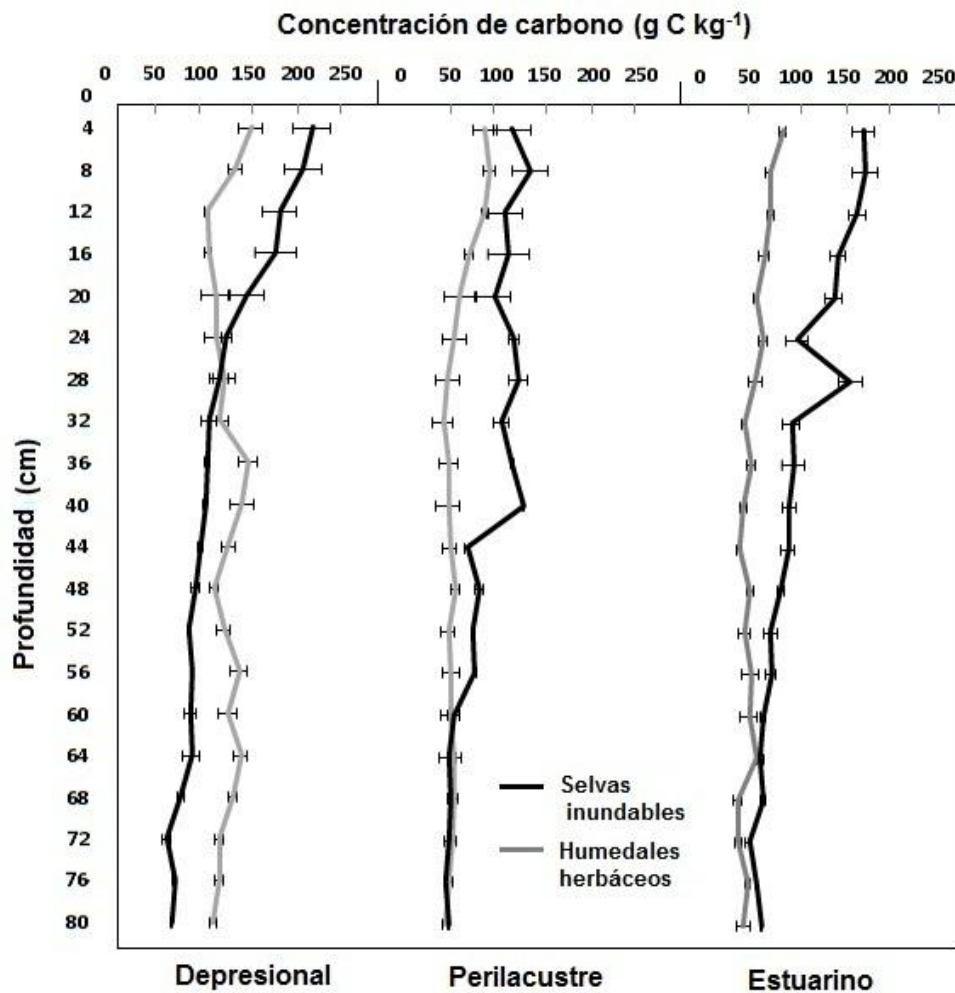


Figura 2. Perfiles de concentración de carbono en el suelo de los humedales herbáceos (líneas grises) y selvas inundables (líneas negras) de agua dulce. Los perfiles de suelo se agruparon de acuerdo a las características geomórficas: depresional (Boquilla de Oro y La Mancha), perilacustrino (Laguna Chica y Santander) y estuarino (Estero Dulce). Cada punto en el gráfico es el promedio de tres muestras compuestas a 2 cm de profundidad; barras horizontales sobre las líneas de concentración de carbono representan el error estándar.

2.3.2 Densidad de carbono

Los valores promedio de densidad de carbono en los humedales con diferentes características geomórficas, no fueron estadísticamente diferentes entre ellos (Fig. 3; $P=0.095$), los suelos del ecosistema depresional tuvieron $34.93 \pm 4.56 \text{ kgC m}^{-2}$, seguido por los perilacustrinos ($28.33 \pm 2.74 \text{ kgC m}^{-2}$) y los humedales estuarinos ($25.5 \pm 2.26 \text{ kgC m}^{-2}$). Los valores promedio de los dos sitios de muestreo con diferente comunidad de plantas fueron similares entre los humedales con diferentes características geomórficas ($P=0.077$), en los humedales perilacustrinos, la densidad de carbono fue de 32.62 ± 3.24 y $24.05 \pm 2.05 \text{ kgC m}^{-2}$ en el suelo de las selvas inundables y humedales herbáceos, respectivamente. En el ecosistema estuarino, 26.98 ± 4.58 y $24.02 \pm 3.54 \text{ kgC m}^{-2}$ en la selva inundable y el humedal herbáceo. La densidad de carbono en el humedal depresional fue $41.3 \pm 7.18 \text{ kgC m}^{-2}$ en las selvas, y $28.56 \pm 4.86 \text{ kgC m}^{-2}$ en los suelos de humedales herbáceos. Comparando el promedio de densidad de carbono entre los humedales con diferente comunidad de plantas (Fig. 3), la densidad de carbono del suelo ($34.96 \pm 1.3 \text{ kgC m}^{-2}$) fue significativamente más alta ($P=0.030$) que la densidad de carbono en los suelos de humedales herbáceos ($25.85 \pm 1.19 \text{ kgC m}^{-2}$).

2.3.3 Tasas de acreción de suelo

Las tasas de acreción obtenidas por los tres diferentes métodos usados para medir el suelo acumulado sobre los marcadores artificiales, fueron comparados y no se encontraron diferencias significativas ($P=0.937$). Para comparar las tasas de acreción de suelo entre los sitios con diferente comunidad de plantas y diferentes características geomórficas, nosotros usamos el promedio de los 12 meses de la tasa de acreción vertical de suelo, de los tres valores obtenidos con los diferentes métodos. La tasa de acreción anual de los suelos de los humedales estudiados varió de 0.45 a 2.62 cm año^{-1} . No hubo diferencias significativas en la tasa de acreción anual entre las selvas inundables ($1.55 \pm 0.09 \text{ cm año}^{-1}$) y los humedales herbáceos ($0.84 \pm 0.02 \text{ cm yr}^{-1}$) ($P=0.058$), o en los humedales con diferentes características geomórficas ($P=0.143$) (Table 2). Sin embargo, la combinación de las comunidades de plantas con las características geomórficas causaron diferencias

significativas en la acreción anual de suelo ($P=0.031$). Las más altas tasas de acreción promedio fueron encontradas en la selva inundable del ecosistema perilacustrino ($2.62 \pm 0.05 \text{ cm año}^{-1}$), la selva inundable ($1.50 \pm 0.02 \text{ cm año}^{-1}$) y el humedal herbáceo ($1.24 \pm 0.02 \text{ cm año}^{-1}$) del ecosistema estuarino, seguido por lo encontrado en el humedal herbáceo ($0.83 \pm 0.02 \text{ cm año}^{-1}$) y selva inundable ($0.55 \pm 0.03 \text{ cm año}^{-1}$) del ecosistema depresional. La menor tasa de acreción fue encontrada en el humedal herbáceo perilacustrino ($0.45 \pm 0.02 \text{ cm año}^{-1}$).

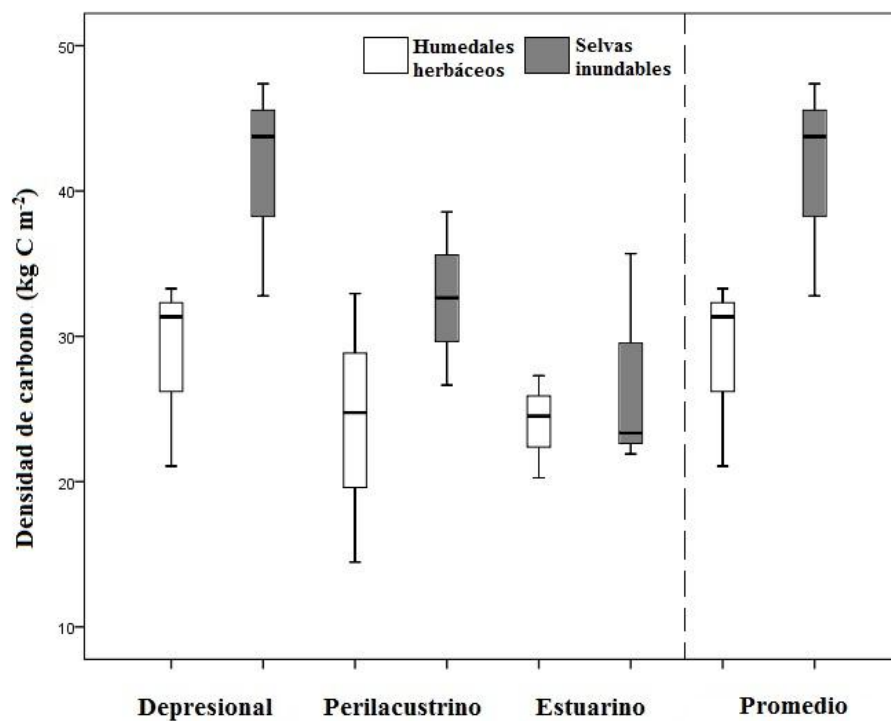


Figura 3. Comparación de densidad de carbono (kg C m^{-2}) en perfiles de suelo de 80 cm en los sitios de humedales tropicales estudiados, clasificados de acuerdo a sus características geomórficas: depresional, perilacustrino, y estuarino; y comparación del promedio de densidad de carbono de los humedales herbáceos contra las selvas inundables. Doce perfiles de suelo en los humedales depresionales y perilacustrinos y seis en los estuarinos fueron tomados. La parte superior de las líneas verticales de valores de densidad de carbono, representa el valor máximo, la parte inferior, representa el valor mínimo. El promedio de densidad de carbono en cada barra de datos es la línea central de cada barra.

2.3.4 Tasa de secuestro de carbono

Diferencias significativas en la tasa de secuestro de carbono fueron observadas entre los diferentes humedales estudiados (Figura 4; $P=0.007$). Los valores más altos de secuestro de carbono fueron observados en las selvas inundables de los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos (1.14 ± 0.11 and 0.99 ± 0.04 $\text{kgC m}^{-2} \text{año}^{-1}$, respectivamente) y estos valores fueron casi 4 veces más carbono anual que los valores encontrados en la selva inundable del humedal depresional (0.30 ± 0.05 $\text{kgC m}^{-2} \text{año}^{-1}$) (Figura 4). Los humedales herbáceos con diferentes características geomórficas tuvieron similares valores promedio de secuestro de carbono ($P>0.05$; 0.37 ± 0.02 , 0.12 ± 0.02 , y 0.36 ± 0.02 $\text{kgC m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en los ecosistemas depresional, perilacustre y estuarino, respectivamente); cuando comparamos la tasa de secuestro de carbono entre los tipos de comunidades plantas (herbáceos y selvas inundables) (Figura 4), diferencias significativas fueron observadas ($P=0.030$). Los suelos de las selvas inundables secuestraron 61.5% más carbono (1.09 ± 0.04 $\text{kgC m}^{-2} \text{año}^{-1}$) comparado con los suelos de los humedales herbáceos (0.42 ± 0.09 $\text{kgC m}^{-2} \text{año}^{-1}$).

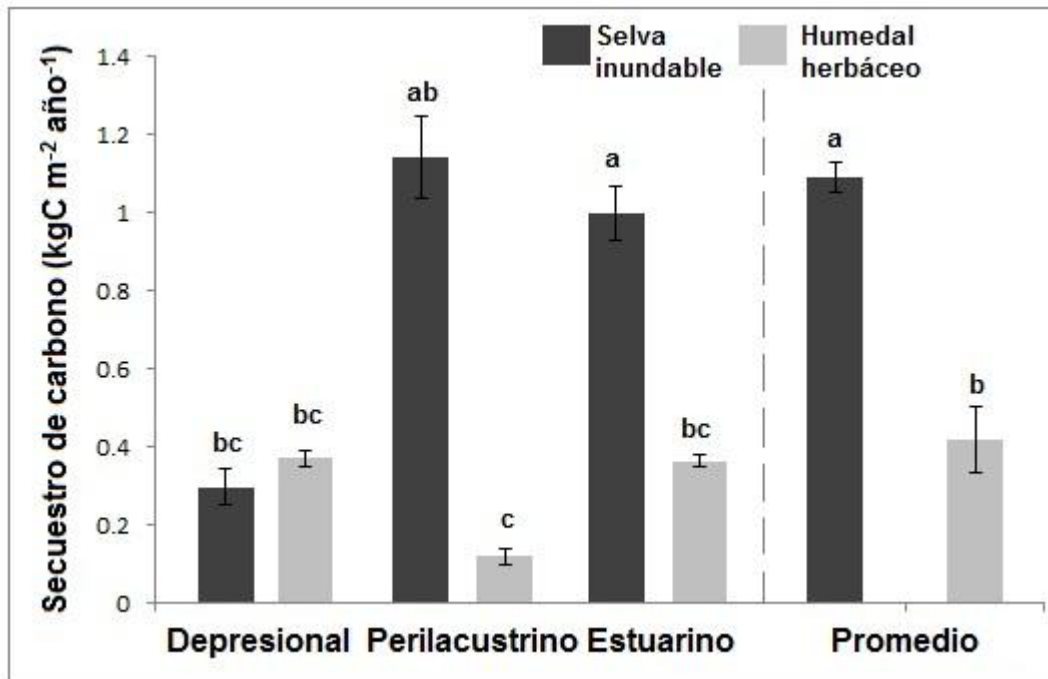


Figura 4. Tasa de secuestro de carbono promedio ($\text{kg C m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el suelo de los humedales tropicales de agua dulce incluidos en este estudio, agrupados de acuerdo a sus características geomórficas: depresional, perilacustrino y estuarino; y comparación de los valores promedio de las selvas inundables y los humedales herbáceos. Las líneas verticales sobre las barras que representan el secuestro de carbono indican el error estándar. Diferentes letras sobre los errores estándar indican diferencias significativas entre los valores de secuestro de carbono.

Tabla 2. Carbono secuestrado en suelo de humedales herbáceos y selva inundable.

Comunidad de plantas	Acreción vertical (cm año^{-1})	Profundidad (cm)	Densidad aparente (g cm^{-3})	Carbono orgánico (%)	Secuestro de carbono ($\text{kg C m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Selva inundable	1.55 ± 0.03	0-20	0.49 ± 0.04	18.01 ± 1.02	1.36 ± 0.07
		0-40	0.54 ± 0.03	16.32 ± 0.73	1.38 ± 0.07
		0-60	0.56 ± 0.02	14.11 ± 0.59	1.22 ± 0.06
		0-80	0.57 ± 0.02	12.35 ± 0.52	1.09 ± 0.05
Humedal herbáceo	0.84 ± 0.02	0-20	0.39 ± 0.02	10.55 ± 1.01	0.35 ± 0.03
		0-40	0.42 ± 0.02	9.67 ± 0.78	0.34 ± 0.02
		0-60	0.45 ± 0.02	10.10 ± 0.65	0.38 ± 0.02
		0-80	0.48 ± 0.02	10.32 ± 0.57	0.42 ± 0.01

2.4 DISCUSIÓN

2.4.1 Contenido de carbono en los perfiles de suelo

En los suelos de los humedales herbáceos de los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos, la rápida disminución de concentración de carbono con respecto a la profundidad, indica que solo una pequeña fracción de carbono que está siendo introducida en el suelo permanece ahí; por otro lado, los suelos de las selvas inundables tuvieron mayor concentración de carbono arriba de la mitad del perfil del suelo total en comparación a los humedales herbáceos, algunos estudios han descrito patrones similares de disminución de concentración de carbono con respecto a la profundidad en humedales tropicales en la región de Micronesia e Indo-Pacífico (Sheikh et al. 2009; Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011). En el ecosistema depresional, la concentración de carbono fue arriba de 100 g C kg^{-1} en las selvas inundables y humedales herbáceos en casi todo el perfil de suelo, sugiriendo que el carbono es mantenido en el suelo, probablemente debido a su característica geomórfica (depresional), donde el ciclo del material orgánico es cerrado y esto reduce la exportación durante la inundación, comparado con ecosistemas riparianos o humedales de planicies inundables, que son ecosistemas abiertos donde la exportación de material orgánicoa suele ocurrir (Brinson et al. 1981). En los humedales herbáceo depresionales, cuando los niveles de agua sobre el suelo no estaban presentes, este estaba en los primeros 0-20 cm de profundidad, porque cuando se caminaba sobre el suelo de dicho sitio, el agua sobresalía rápidamente (observación personal), esta característica probablemente estimuló condiciones anaerobias que favorecieron los valores encontrados de concentración de carbono, por la misma razón, la concentración de carbono en los suelos de humedales herbáceos fue constante y alta en todo el perfil de suelo hasta sobrepasar la concentración de carbono en las selvas inundables del ecosistema depresional.

2.4.2 Densidad de carbono

La densidad de carbono similar entre los humedales herbáceos y selvas inundables de los ecosistemas depresionales, perilacustrinos y estuarino, puede estar relacionado al tipo y

cantidad de material orgánico que los árboles proveen en cada sitio, por ejemplo, los humedales depresionales incluyen los sitios de Boquilla de Oro y La Mancha; las selvas muestreadas en este tipo de ecosistema tienen diferente tipo de árboles (Tabla 1). En un estudio en la planicie inundable del Amazonia central, Parolin et al. (2003) analizaron la germinación y crecimiento de *Ficus insipida* y *Annona hypoglauca*, ellos encontraron que *Ficus insipida* germinó y creció más rápido que *Annona hypoglauca*. El hecho de que *Ficus insipida* crece y se reproduce más rápido que las especies de *Annona hypoglauca*, sugiere que *Ficus insipida* en Boquilla de Oro, provee mayor entrada de material orgánico que *Annona glabra* en La Mancha. La diferencia en la densidad de carbono entre las selvas inundables del ecosistema depresional genera grande error estándar, que induce a no observar diferencias significativas entre los humedales herbáceos y las selvas inundables en un mismo ecosistema, aún si los promedios en la concentración de carbono en la selva inundable es 30% más alta que la concentración de carbono en el suelo del humedal herbáceo. Diferencias significativas fueron encontradas cuando agrupamos los valores de densidad de carbono de acuerdo a la comunidad de plantas, lo cual puede estar relacionado a la calidad de carbono orgánico que la comunidad de plantas proveen. Comunidades de plantas de árboles tienen tejido maderoso con un alto contenido de materiales orgánicos recalcitrantes tales como la lignina, celulosa, y hemicelulosa que se descomponen lentamente (Fengel y Wegener 1984; Kögel-Knabner 2002). Por otro lado, las plantas de los humedales herbáceos tienen un tejido parequimoso compuesto de paredes de celulosa que son más lábiles (Kögel-Knabner, 2002). Este resultado mantiene lo propuesto en la hipótesis uno.

2.4.2.1 Comparación de la densidad de carbono con otros estudios

Los valores obtenidos de densidad de carbono en este trabajo de los 0 a los 20 cm de profundidad son similares a la densidad de carbono obtenida en suelos de humedales herbáceos y arbóreos de Costa Rica, a profundidades de 0 a 24 cm (Tabla 2), sin embargo, en la selva inundable de Costa Rica, la densidad de carbono a un rango de profundidad de 0-36 cm (11.6 kgCm^{-2}) y de 0-54 cm (15.27 kgCm^{-2}) son casi 50% menores a la densidad

de carbono que se encontró en este estudio a una profundidad similar, en suelos de humedales templados reportaron similares densidades de carbono a las encontradas en este trabajo, a una profundidad de 0 a 36 cm en suelo de humedales herbáceos (14.27 kgCm^{-2}) y por un ecosistema combinado con plantas herbáceas y arboles (21 kgCm^{-2}) (Bernal y Mitsch 2008). En la región subtropical en Japón, Khan et al. (2007), encontraron 5.73 kgCm^{-2} en el suelo de selvas inundables a un rango de profundidad de 0 a 54 cm, este valor es casi seis veces más pequeño al que se encontró en este estudio de los 0 a 60 cm en el suelo de las selvas inundables, similarmente nuestros resultados en el suelo de los humedales herbáceos son aproximadamente cerca de 25 veces más altos a los reportados en humedales similares en África (1.2 kgCm^{-2}) (Bernal y Mitsch 2013). Comparando la densidad de carbono de las selvas inundables obtenida en este trabajo con densidades de carbono reportadas en ecosistemas de manglar de Tabasco y Campeche, México, los valores fueron similares a diferentes rangos de profundidad (Moreno et al. 2002; Cerón-Bretón et al. 2011). En los suelos de humedales herbáceos, la densidad de carbono encontrada también fue similar a la reportada en humedales herbáceos del Caribe Mexicano (Adame et al. 2013), la densidad de carbono encontrada en los suelos de los humedales costeros de agua dulce en el Golfo de México indicó que estos ecosistemas son importantes reservorios de carbono en el planeta y que éstos pueden ser considerados en los presupuestos globales de carbono.

Tabla 3. Comparación de densidad de carbono en los humedales estudiados.

Sitio de estudio	Comunidad de plantas	Profundidad (cm)	Densidad de carbono (kg C m ⁻²)	Referencias
Veracruz, México	Selva inundable	0-20	9.69 ± 1.56	Este estudio
		0-40	19.93 ± 2.52	
		0-60	28.16 ± 2.90	
		0-80	34.98 ± 3.4	
	H. herbáceo	0-20	7.75 ± 1.11	
		0-40	12.93 ± 1.43	
		0-60	19.19 ± 1.83	
Tabasco, México	Manglar	0-30	18.4	Moreno et al. (2002)
		0-60	32.1	
		0-90	47.1	
	Manglar	0-30	13.4	
		0-60	26.9	
		0-100	44.4	
Costa Rica	H. herbáceo	0-24	6.82	Bernal y Mitsch (2008)
	Selva inundable	0-24	8.03	
		0-36	11.66	
		0-54	15.27	
Ohio	H. herbáceo	0-24	9.03	
		0-36	14.27	
	Selva inundable - H. herbáceo	0-24	14.73	
		0-36	21	
África	H. herbáceo	0-54	1.2	Bernal y Mitsch (2012)
	Campeche, México	Manglar	0-60	1.2-22.2
Campeche, México	Manglar	0-30	~22.5	Moreno-May et al. (2010)
		0-60	~44	
Caribe Mexicano	H. herbáceo	0-30	8.35	Adame et al. (2013)
		0-50	12.95	
		0-100	27.35	
Japón	Manglar	0-100	5.73	Khan et al. (2007)

2.4.3 Tasas de acreción de sedimento

Las más altas tasas de acreción promedio fueron encontradas en la selva inundable del ecosistema perilacustrino, lo cual está relacionado con la alta productividad de uno de los sitios (Laguna Chica). En un estudio previo, Infante et al. (2012) compararon la productividad de hojarasca en cinco humedales arbóreos en la planicie costera del Golfo de México y encontraron la mayor productividad (1.8 kg m⁻² año⁻¹) en el sitio de Laguna

Chica, y observaron que dicha productividad se debía principalmente a la presencia de lianas (*Dalbergia browei* (Jacq.) Schinz, e *Hippocratea celastroides* (Kunth)) en dicho sitios, las cuales contribuyeron con 75% de la productividad de hojarasca, sumado a lo anterior, la microtopografía (fluvio acumulativa) de este sitio favoreció la alta acumulación de material orgánico con el que contribuyeron estas especies. Los valores de acreción encontrados en este estudio (0.45-2.62 cm año⁻¹) son más altos que los valores obtenidos con métodos similares en selvas inundables de Nueva Zelanda (0.17 cm año⁻¹; Chapman y Ronalson 1958) y Florida (0.44 cm año⁻¹; Cahoon y Lynch 1997) y dichos datos son similares a los encontrados en humedales herbáceos de España, usando trampas de sedimento (1.61-3.87 cm año⁻¹; Sánchez-Carrillo et al. 2001), en humedales herbáceos de Luisiana, USA., usando técnicas radiométricas, valores de tasa de acreción similares a los obtenidos en este estudio fueron reportados (0.47-1.3 cm año⁻¹; Hatton et al. 1983; DeLaune et al. 1989; Nyman et al. 2006), aunque la tasa de acreción obtenida en este estudio fue a corto plazo, lo cual podría estar sobreestimando el valor obtenido, éste es un indicador de la rápida acreción de los humedales costeros de agua dulce en la parte sureste del Golfo de México.

2.4.4 Secuestro de carbono en el suelo

Los altos valores de carbono observados en este estudio pueden estar relacionados con la alta productividad ligada a la hidrología de los humedales, ya que todos los sitios estudiados son humedales temporalmente inundados. Algunos estudios han mostrado que los humedales con hidrología de pulso tienen más alta productividad y retención de carbono orgánico en el suelo, que los humedales que son continuamente inundados (Loucks 1990; Sharitz y Mitsch, 1993; Middleton 2002). Los altos valores de secuestro de carbono observados en el suelo de las selvas inundables del ecosistema perilacustrino son probablemente, debido a la alta productividad de hojarasca de las lianas que crecen en ese sitio, como se describió previamente. Los más altos valores de secuestro de carbono observados en los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos comparados con los depresionales son opuestos a lo propuesto en la segunda hipótesis. Lo encontrado está

relacionado con la acreción de suelo, la cual fue mayor en las selvas de los sitios perilacustrinos y estuarinos, en comparación con la del secosistema depresional. Sumado a lo anterior, el período de inundación en las selvas de los ecosistemas perilacustrino y estuarino es 7 y 9 meses, respectivamente, mientras que en la selva inundable del ecosistema depresional, sólo es inundada durante 5 meses (Tabla 1), dicha característica sugiere menos entrada de carbono a través de la hidrología y por lo tanto menor tasa de acreción. Las diferencias en el carbono secuestrado entre los humedales herbáceos y las selvas inundables, están relacionadas con la alta productividad en selvas inundables, que causó mayor densidad de carbono en las selvas en comparación con los humedales herbáceos junto con la alta tasa de acreción observada en las selvas inundables. Sumado a lo anterior, la diferencia en los componentes del tejido de las especies de comunidades herbáceas y selvas inundables también pueden estar contribuyendo en las diferencias encontradas en el carbono secuestrado, por ejemplo, la hojarasca de *Hippocratea celastroides*, especie presente en las selvas inundables tuvo un más alto contenido de lignina y se descompone más lentamente que *Typha domingensis* (dato no publicado), especie presente en los humedales herbáceos muestreados

2.4.4.1 Comparación de secuestro de carbono con otros estudios

El valor de secuestro de carbono en suelos de humedales herbáceos y selvas inundables reportado en la literatura, usando técnicas radiométricas fueron en un rango de 0.02 a 0.47 kgC m⁻² año⁻¹ (Tabla 4), el promedio de secuestro de carbono estimado en el suelo de los humedales herbáceos fue de 0.42 ± 0.01 kgC m⁻² año⁻¹ a 80 cm de profundidad, usando tasas de acreción con métodos a corto plazo medido con marcadores, el cual está dentro del rango reportado (Tabla 4). En humedales similares, en un rango de 0-36 cm, algunos autores reportaron valores casi 20% menores a los encontrados en este estudio a 40 cm de profundidad (0.38 kgC m⁻² año⁻¹; Tabla 2). El promedio de secuestro de carbono encontrado en la selva inundable de los humedales en estudio (1.09 ± 0.05 kgC m⁻² año⁻¹) fue hasta tres veces más alto a los valores descritos en la literatura para mismo tipo de ecosistema; el secuestro de carbono en este estudio fue calculado usando tasas de acreción

medidas a corto plazo y tales valores pudieron influenciar las altas tasas de secuestro de carbono, sin embargo, la alta densidad de carbono obtenida en los humedales estudiados son altos, comparados con los reportados en la literatura como se describió anteriormente, lo cual indica que los humedales tropicales de agua dulce en la parte sureste del Golfo de México son un importante sumidero de carbono para el planeta.

Tabla 4. Comparación de secuestro de carbono en humedales de agua dulce.

Sitio de estudio	profundidad (cm)	Tasa de secuestro de carbono (kgC m⁻² año⁻¹)	Tipo de humedal	Referencia
California, USA	0-150	0.020	H. herbáceo	Brevik y Homburg (2004)
Ohio, USA.	0-36	0.16	H. herbáceo	Mitsch et al. (2010)
Luisiana	0-30	0.31	H. herbáceo	Nyman et al. (2006)
Ohio, USA	0-36	0.47	Selva inundable	Bernal y Mitsch (2012)
		0.21	H. herbáceo	
Botswana, África	0-54	0.042	H. herbáceo	Bernal y Mitsch (2013)
Costa Rica	0-45	0.31	Selva inundable	
Georgia USA.	0-30	0.107	Selva inundable	Craft y Casey (2000)
Florida, USA		0.056	H. herbáceo	
Georgia, USA.	0-60	0.124	H. herbáceo	Loomis y Craft (2010)
Veracruz, México	0-80	0.42	H. herbáceo	Este estudio
		1.09	Selva inundable	

Los resultados indicaron que los suelos de las selvas inundables son los más importantes contribuidores en el almacenamiento de carbono atmosférico reflejado por la densidad y secuestro de carbono, en comparación con los suelos de los humedales herbáceos, resultando en una reducción del calentamiento global, lo cual sugiere que la comunidad de plantas es un importante factor que necesita ser considerado en los presupuestos globales de carbono y en los proyectos de restauración y conservación de humedales. De igual manera, la hidrología es una característica que necesita ser considerada cuando se comparan humedales con diferentes características geomórficas en selvas inundables de agua dulce.

2.5 CONCLUSIÓN

Se encontró que de acuerdo a la comunidad de plantas, los suelos de las selvas inundables son más importantes contribuidores al almacén de carbono que los suelos de los humedales herbáceos. De acuerdo a las características geomórficas de los humedales tropicales estudiados, el carbono secuestrado en las selvas inundables de agua dulce de los ecosistemas perilacustrinos y estuarinos, fueron más altos con el carbono secuestrado de las selvas inundables del ecosistema depresional, las diferencias encontradas fueron relacionadas con los árboles presentes en los sitios y las condiciones de inundación. Estos encuentros sugieren que la comunidad de plantas en humedales de agua dulce y la diferenciación entre humedales con distintas características geomórficas, necesitan ser considerados en los presupuestos globales de carbono e incluidos en los proyectos de restauración de humedales. Las altas tasas de secuestro de carbono obtenidas en este estudio evidencian la importancia del papel de los humedales estudiados como sumideros de carbono y revelan la necesidad de conservación de éstos ecosistemas, ya que son una importante alternativa para la regulación de la concentración de carbono en la atmósfera, la mitigación del calentamiento global.

2.6 AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo fue provisto por el Consejo Nacional Mexicano de Ciencia y Tecnología –CONACYT- a través del proyecto de ciencia básica No. 081942, fondo sectorial SEMARNAT-CONACYT Proyecto No. 107887 y la beca de doctorado No. 229637. Los autores agradecen a Alejandro Hernández, Lamberto Aragón, Ranulfo Castillo, Monserrat Vidal, J. Alejandro Marín y Carmelo Maximiliano por su ayuda en el trabajo de campo, también los autores agradecen a los guías locales Tomás León Rodríguez y Eduardo Lauranchet, quienes nos acompañaron a través del trabajo de campo.

2.7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Adame M., Kauffman J., Medina I., Gamboa J., Torres O., Caamal J., Reza M. y Herrera-Silveira J. 2013. Carbon stock of tropical coastal wetlands within the Karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE*. 8: e56569. doi: 10.1371/journal.pone.0056569.
- Adhikri S., Bajracharaya R., y Sitaula B. 2009. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. *Journal of Wetlands Ecology*. 2:42-46.
- Allen BP., Sharitz RR., Goebel PC. 2007. Are lianas increasing in importance in temperate floodplain forests in the southeastern United States? *Forest Ecology Management*. 242: 17-23.
- Álvarez S. 2005. La descomposición de materia orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. *Ecosistemas*. 14(2): 16-29.
- Avnimelech Y., Titvo G., Meijer L. y Kochba M. 2001. Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering*. 25:25-33.
- Bailey D. 2006. Wetland vegetation dynamic and ecosystem gas exchange in response to organic matter loading rates. Faculty of the school of marine science college of William and Mary. Thesis of master's Degree. U.S.A.
- Bao K., Yu X., Jia L. y Wang G. 2010. Recent carbon accumulation in Changbai mountain peatlands, Northeats China. *Mountain Research and Devolument*. 30(1):33-41.
- Benner R., Maccubbin A. and Hodson R. 1984. Anaerobic biodegradation of the lignin and polysaccharide components of lignocellulose and syntetic lignin by sediment microflora. *Applied and Environmental Microbiology*. 47(5): 998-1004.
- Berlanga-Robles C., Ruiz-Luna A. y Lanza G. 2008. Esquema de clasificación de los humedales en México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del instituto de geografía, UNAM*. ISSN 0188-4611, 66. PP. 25-46.
- Bernal B. y Mitsch W. 2008. A comparison of soil carbon pools and profiles in wetlands in Costa Rica and Ohio. *Ecological Engineering*. 34:311-323.
- Bernal B. y Mitsch WJ. 2012. Comparing carbon sequestration in temperate freshwater wetland communities. *Global Change Biology*, 18, 1636-1647.
- Bernal B. y Mitsch WJ. 2013. Carbon sequestration in freshwater wetlands in Costa Rica and Botswana. *Biogeochemistry*, DOI 10.1007/s10533-012-9819-8.

- Bernard JM. y Solsky BA. 1977. Nutrient cycling in a *Carex lacustris* wetland. *Canadian Journal of Botany*, 55, 630-638.
- Bernard JM., Solander D. y Kvet J. 1988. Production and nutrient dynamics in *Carex* wetlands. *Aquatic Botany*, 30, 125–147.
- Brevik E. y Homburg J. 2004. A 500 year record of carbon sequestration from a coastal lagoon and wetland complex Southern California, USA. *Catena*. 57: 221-232.
- Brinson M., Lugo A. y Brown S. 1982. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 12, 123-161.
- Cahoon DR, Lynch J (1997) Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves and Salt Marshes*. 1:173-186.
- Cahoon D.R. y Turner R.E. 1989. Accretion and canal impacts in a rapidly subsiding wetland; II. Feldspar marker horizon technique. *Estuaries* 12(4):260-268.
- Cahoon D.R. y Reed D. 1995. Relationships among Marsh surface topography, hidroperiod,, and soil accretion in a deteriorating Louisiana salt marsh. *Journal of coastal research*. 11(2):357-369.
- Cerón-Bretón J.G., Cerón-Bretón R.M., Rangel-Marrón M., Muriel-García M., Cordoba-Quiroz A.V. y Estrella-Cahuich A. 2011. Determination of carbon sequestration rate in soil of a mangrove forest in Campeche, México. *International Journal of Energy and Environment*. 3(5):328-336.
- Chapman VJ. y Ronaldson JW. 1958. The mangrove and salt-marsh flats of the Auckland Isthmus. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research, *Bulletin*. 125:1-79.
- Chimner RA. y Ewel KC. 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetlands Ecology Management*. 13:671–684.
- Conant R. 2011. Sequestration through forestry and agriculture. *Climate Change*. 2(2): 238-254.
- Conner W. y Day J. 1976. Productivity and composition of a bald cypress-water tupelo site and a bottomland hardwood site in a Louisiana swamp. *American Journal Botany*. 63: 1354-1364.
- Craft CB., Broome SW. y Seneca ED. 1988. Nitrogen, Phosphorus and organic carbon pools in natural and transplanted marsh soils. *Estuaries*. 11:272-280.

- Craft C. y Casey W. 2000. Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *Wetlands*. 20:323-332.
- Davidson E. y Janssens I. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*. 440:165-173.
- DeLaune R.D., Patrick W. y Pezashki S.R. 1987. Foreseeable flooding death of coastal wetland forest. *Environmental Conservation*. 14(2):129-133.
- DeLaune R.D., Whitcomb J., Patrick Jr., Pardue J. y Pezashki S.R. 1989. Accretion and canal impacts in a rapidly subsiding wetland. ^{137}Cs y ^{210}Pb techniques. *Estuaries*. 12(4): 247-259.
- Derenne, S. y Largeau, C. 2001. A review of some important families of refractory macromolecules: composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Science*. 166: 833-847.
- Donato D., Kauffman J., Murdiyarso D., Kurnianto S., Stidham M. y Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*. 4:293-297.
- Euliss N., Gleason A., Olness R., McDougal H., Murkin H., Robarts R., Bourbonniere R. y Warner B. 2006. North America prairie wetlands and important nonforested land-based carbon storage sites. *Science of the total environment*. 361:179-188.
- Fengel D. y Weneger G. 1984. Wood: Chemistry ultrastructure, reactions. Walter de Gruyter, Berlin. 560 pp.
- Gallagher JL. 1978. Decomposition Processes: Summary and recommendations. In: Freshwater wetlands: Ecological Processes and management potential. R.E. Good, DF Whinham y RL Simpson (editores). Academic Press, New York, 145-151.
- Giroux JF. y Bedard J. 1988. Estimating above and belowground macrophyte production in *Scirpus* tidal marshes. *Canadian Journal of Botany*. 66:368-374.
- Gosz J., Likens G. y Bormann H. 1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest floor in the Hubbard Brook forest. *Oecología*. 22:305-320.
- Harter S. y Mitsch W. 2003. Patterns of short-term sedimentation in freshwater created marsh. *Journal of Environmental Quality*. 32(1):325-334.
- Hatton R., DeLaune R. y Patrick J. 1983. Sedimentation, accretion, and subsidence in marshes of Barataria Basin, Louisiana. *Limnology oceanography*. 28(3):494-502.

- Hernández M.E. 2010. El papel de los suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*. 28:139-147
- Hope D., Billett M.F. y Cresser M.S. 1994. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*. 84(3):301-324.
- Howe A.J., Rodríguez J.F. y Saco P.M. 2009. Surface evolution and carbón sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the hunter estuary, southeast Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 84:75-83.
- Infante, D.M. y P. Moreno-Casasola. 2005. Effect of in situ storage, light, and moisture on the germination behavior of two wetland trees: *Annona glabra* (Annonaceae) and *Pachira aquatica* (Bombacaceae). *Aquatic Botany*. 3:206-218.
- Infante D., Moreno-Casasola P., Madero-Vega C., Castillo-Campos G. y Warner B. 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management*. 262, 1514-1531.
- Infante D., Moreno-Casasola P. y Madero-Vega C. 2012. Litterfall of tropical forested wetlands of Veracruz in the coastal floodplains of the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany*. 98:1-11.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007). *Fourth assessment report: synthesis report*. Geneva: IPCC, 2007.
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J., Schwesig, D. & Matzner, E. 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*. 113:273–291.
- Khan N., Suwa R. y Hagihara A. 2007. Carbon and nitrogen pools in a mangrove stand of *Kandelia obovata* (S., L.) Yong: vertical distribution in the soil– vegetation system. 2007. *Wetlands Ecology and Management*. 15(2):141-153.
- Kayranli B., cholz M., Mustafa A. y Hedmark A. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*. 30:111-124.
- Kauffman JB., Heider C., Cole TG., Dwire KA. y Donato DC. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands*. 31:343-352.
- Kirschbaum MUF. 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic carbon storage. *Soil Biology and Biochemistry*. 27:753-760.

- Kögel-Knabner. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as input to soil organic matter. *Soil Biology Biochemistry*. 34:139-162.
- Lewis W. 2000. Wetlands: Characteristics and boundaries. National Academy of Sciences. Segunda edición. U.S.A
- Loomis M. y Craft C. 2010. Carbon sequestration and nutrient (Nitrogen, phosphorus) accumulation in river-dominated tidal marshes, Georgia, USA. *Soil Science Society of America*. 74:1028-1036.
- Lorenz K., Preston CM., Raspe S., Morrison IK. y Feger KH. 2000. Litter decomposition and humus characteristics in Canadian and German ecosystems: information from tannin analysis and ¹³C CPMAS NMR. *Soil Biology and Biochemistry*. 32:779-792.
- Lot-Helgueras A. 2004. Flora and vegetation of freshwater wetlands in the coastal zone of the Gulf of Mexico. En: Caso M., Pisanty I. y Ezcurra E. Eds. *Environmental Analysis of the Gulf of Mexico*, pp. 314-339. SEMARNAT - Instituto Nacional de Ecología - Instituto de Ecología, A.C. - Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies - Texas A&M University, México D.F.
- Loucks O.L. 1990. Restoration of the pulse control function of wetlands and 658 its relationship to water quality objectives. In: *Wetland Creation and Restoration: The Status of Science* (eds Kusler JA, Kentula ME) pp. 467-477. USEPA/Corvallis OR.
- Martínez ML, Vázquez G, White DA, Thivet G, y Brengues M. (2002). Effects of burial by sand and inundation by fresh- and seawater on seed germination of five tropical beach species. *Canadian Journal of Botany*. 80(4): 416-424.
- Mbah CN. y Idike FI. 2011. Carbon storage in Tropical agricultural soils of south eastern Nigeria under different management practice. *International Research Journal of Agriculture Science and Soil Science*. 1(2):053-057.
- Middleton BA. 2002. The flood pulse concept in wetland restoration. In: *Flood pulsing in wetlands: Restoring the natural hydrological balance* (ed. Middleton B). pp. 1-10. John Wiley and Sons, New York.
- Mitsch WJ., Taylor R. y Benson K. 1991. Estimating primary productivity of forested wetland communities in different hydrologic landscapes. *Landscape Ecology*, 5, 75-92.
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J. 2007. *Wetlands*. Cuarta edición. John Wiley and Sons Inc., New York. 581 pp.

- Mitsch W., Nahlik A., Wolski P., Bernal B., Zhang L. y Ramberg L. 2010. Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetlands Ecological Management*. 18:573-686.
- Mitra S., Wassmann R. y Vlek P. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*. 88(1):25-35.
- Moreno-Casasola P. 2005. Humedales costeros. *En: Estrategias para el manejo costero integral: el enfoque municipal*. Moreno-Casasola P., Peresbarsoba R. y Travieso-Bello A. C. (Eds). Instituto de Ecología, A. C. y Gobierno del Estado de Veracruz-Llave Xalapa, Ver. pp. 151-182.
- Moreno E., Guerrero A., Gutierrez M., Ortiz C., y Palma D. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*. Número especial:115-128.
- Moreno-Casasola P. y Warner B. 2009. Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología, A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Ver. México. 406 pp.
- Moreno-Casasola P., López H., Infante D., Peralta L., Travieso-Bello AC. y Warner BG. 2009. Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz, México. *Plant Ecology*. 200:37-52.
- Moreno-Casasola P. y López-Rosas H. 2009. Muestreo y análisis de la vegetación de humedales. *En: Breviario para describir, observar y manejar humedales*. Moreno-casasola P y Warner B. (editores). Serie Costa Sustentable no. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología, A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Ver. México. 406 pp.
- Moreno-May, G. J., Cerón-Bretón, J. G., Cerón-Bretón, R.M., Guerra-Santos, J.J., Amador del Ángel, L.E. y Endañú-Huerta, E. 2010. Estimación del potencial de captura de carbono en suelos de manglar de isla del Carmen. *U. Tecnociencia*. 4(1):23- 39.
- Neubauer SC., Miller WD. y Anderson IC. 2000. Carbon cycling in a tidal freshwater marsh ecosystem: A carbon gas flux study. *Marine Ecology Progress Series*.199:13-31.
- Neue HU., Gaunt LL., Wang LP., Becker-Heidmann P. y Quijano C. 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma*. 79:163-185.

- Nunes M., Cunha-Santino., y Banchini I. 2011. Xylanase and cellulase activities during anaerobic decomposition of three aquatic macrophytes. *Brazilian Journal of Microbiology*. 42:75-83.
- Nyman J., Walters R., Delaune R. y Patrick Jr. W. 2006. Marsh vertical accretion via vegetative growth. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 69:370-380.
- Odum, H.T. y Pigeon R.F. 1970. A Tropical Rainforest: A Study of Irradiation and Ecology at El Verde, Puerto Rico. U.S. Atomic Energy Commission. National Technical Information Service.
- Olmsted I. 1993. Wetlands of Mexico. En: Whigham D.F., Dykyjová D. y Hejný S. Eds. *Wetlands of the world I: Inventory, ecology and management*, pp. 637-678. Handbook of Vegetation Science. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Pant H., Rechcigl J. y Adjei M. 2003. Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environmen*. 1:308-313.
- Parolin P., Ferreira LV. y Junk WJ. 2003. Germination characteristics and establishment of trees from central Amazonian flood plains. *Tropical Ecology*. 44:157-169.
- Peralta-Peláez LA. y Moreno-Casasola P. 2009. Composición florística y diversidad de la vegetación de humedales en los lagos interdunarios de Veracruz. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 85:89-101.
- Post, W. M., Emanuel, W. R., Zinke, P. J. and Stangenberger, A. G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*. 298:156-159.
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J. y Stangenberger A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*. 298:156-159.
- Post W., Izaurralde c., Jastrow J., McCarl B., Amonette J., Bailey V., Jardine P., West T. y Zhou J. 2004. Enhancement of carbon sequestration in US soils. *BioScience*. 54(10):895-908.
- Raich, J., y Schlesinger W. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus*. 44:81-99
- Richardson J.L. y Vepraskas M.J. 2001. Wetland soils: genesis, hirology, landscapes, and classification. Boca Ratón, Florida. USA.
- Sánchez-Carrillo S., Álvarez-Cobelas M., Angeler D. 2001. Sedimentation in the semi-arid freshwater wetland Las Tablas de Daimiel (Spain). *Wetlands*. 21:112-124.

- Saunders M.J., Jones M-B. y Kansime F. 2007. Carbon and water cycles in tropical payrus wetlands. *Wetlands Ecology Management*. 15:489-498.
- Schubauer JP., Hopkinson CS. 1984. Above and belowground emergent macrophyte production and turnover in a coastal marsh ecosystem, Georgia. *Limnology Oceanography*. 29:1052-1065.
- Schnitzer SA. y Bongers F. 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forest: emerging patters and putative mechanisms. *Ecology Letters*. 14:397-406.
- Sharitz RR. y Mitsch WJ. 1993. Southern floodplain forests. In: *Biodiversity of the Southeastern United States, Lowland Terrestrial Communities* (eds Martin WH, Boyce SG, Echternacht AC) pp. 311-372. John Wiley & Sons, New York, NY.
- SPSS. 2009. Statistical Package for the Social Sciences. Rel. 18.0 for windows XP. SPSS Inc., Chicago, Illinois.
- Strack M, Waddington M, Rochefort L, and Tuittila E. 2006. Response of vegetation and net ecosystem a carbon dioxide Exchange at different peatland microforms following water table drawdown. *Journal of Geophysical Research*. 3:1-10.
- Symbula M. y Day Jr. 1988. Evaluation of two methods for estimating belowground production in a freshwater swamp forest. *American Midland Naturalist*. 120:404-415.
- Tormann M. y Bayley S. 1997. Aboveground net primary production along a bog-fen-marsh gradient in southern boreal Alberta Canada. *Ecoscience*. 4:374-384.
- Valle-Arango J. 2003. Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del pacífico colombiano. *Interciencia*. 28(003):148-153.
- Velázquez F. 1985. Abundancia y distribución de las especies del orden Mysidacea en el sistema lagunar (Laguna Grande-Laguna Chica) del municipio de vega de Alatorre, Veracruz México. Tesis para obtener el título de Licenciado en Biología. Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz.
- Von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*. 57:426-445.
- Warner B., Aravena R. y Moreno-Casasola P. 2005. Cambio climático y reciclaje de carbono en los humedales costeros. *En: Estrategias para el manejo costero integral: el*

- enfoque municipal. Moreno-Casasola P., Peresbarsoba R. y Travieso-Bello A. C. (Eds). Instituto de Ecología, A. C. y Gobierno del Estado de Veracruz-Llave Xalapa, Ver. pp. 297-318.
- Wang S., Tian H., Liu J., y Pan S. 2003. Pattern and change of soil organic carbon storage in China: 1960-1980s. *Tellus*. 55b:416-427.
- Walkotten W. 1976. An improved technique for freeze sampling streambed sediments. Forestry Research Technician. USDA Service Research Note.
- Xiaonan D., Xiaoke, Lu F. y Zhiyun O. 2008. Primary evaluation of carbón sequestration potential of wetlands in China. *Acta Ecologia Sinica*. 28(2):463-469.
- Yetter JC. 2004. Hydrology and geochemistry of freshwater wetlands on the Gulf coast of Veracruz, Mexico. MS Thesis, University of Waterloo, Ontario, 168 pp.
- Yonghoon C., Wang Y., Yuch-Ping H. y Robinson L. 2001. Vegetation succession and carbon sequestration in a coastal wetland in northwest Florida: Evidence from carbon isotopes. *Global Biogeoquimical Cycles*. 15(2):311-319.
- Zhong L. y Qiguo Z. 2001. Organic carbon content and distribution in soils under different land uses in tropical and subtropical China. *Plant and soil*. 231:175-185.

Capítulo 3

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN HUMEDALES COSTEROS DE AGUA DULCE EN VERACRUZ MÉXICO: EFECTO DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS Y DINÁMICA TEMPORAL

RESUMEN

Los humedales son ecosistemas importantes para el cambio climático global, por su función en modular las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero (GEI) como el metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), y bióxido de carbono (CO_2). A pesar de que en el trópico se encuentra ~30% de los humedales del mundo, poco es conocido sobre las emisiones de GEI de dichos ecosistemas y las variables que controlan dichas emisiones. En este estudio se investigaron las emisiones de metano, óxido nitroso y bióxido de carbono en humedales herbáceos (HH) y selvas inundables (SI) de agua dulce, en la planicie costera de Veracruz, México. Los GEI fueron bimestralmente medidos con el método de la cámara cerrada, de abril 2010 a febrero 2012 para el CH_4 y N_2O y de abril 2011 a febrero 2012 para el CO_2 ; en los dos tipos de humedales las emisiones de CH_4 , N_2O , y CO_2 , oscilaron de 20 a 2000 $\text{mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$, -2 a 16 $\text{mg N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{d}^{-1}$ y de 0.5 a 18 $\text{g C-CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$, respectivamente, no hubo diferencias significativas entre el tipo de humedal ($P=0.314$, 0.528 y 0.213 para CH_4 , N_2O , y CO_2 , respectivamente), sin embargo, se observaron diferencias significativas ($P=0.000$) en las emisiones de CH_4 y CO_2 , como consecuencia de la temporada climática. Durante la temporada de lluvias, los niveles de agua sobre el suelo fueron mayores, favoreciendo las condiciones más reducidas en el suelo y altas emisiones de CH_4 (HH: 1244.4 ± 328 y SI: $992.1 \pm 313 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Durante la temporada de secas, los suelos presentaron condiciones menos reducidas y emisiones más altas de CO_2 (HH: 10.8 ± 1.8 y SI: $11.7 \pm 1.1 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$). Las emisiones de N_2O (HH: 1.47 ± 0.96 y SI: $2.41 \pm 0.90 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) no variaron entre diferentes temporadas climáticas ($P=0.056$), para los tres gases, los niveles de agua y el potencial redox, fueron los principales factores que influenciaron las emisiones de GEI. En base al potencial de calentamiento global, los flujos de CH_4 y N_2O expresados como CO_2 -equivalentes,

mostraron que el CH₄ dominó durante las temporadas de lluvias y nortes (75-93%), mientras que el CO₂ durante la temporada de secas (79.6%). La emisión de N₂O como CO₂-e fue menor a 7% durante las tres temporadas de estudio. Estimaciones futuras de GEI en otros humedales tropicales son recomendadas para tener un panorama integral del proceso de emisiones de GEI a la atmósfera y las variables que favorecen dichas emisiones en estos tipos de humedales.

Palabras clave: Humedales herbáceos, selvas inundables, metano, óxido nitroso, bióxido de carbono.

3.1 INTRODUCCIÓN

En el último siglo la temperatura global ha incrementado cerca de 0.7 °C, lo cual ha sido atribuido al aumento a tasas anuales de 0.3, 1 y 0.4 % de las concentraciones de gases de efecto invernadero como CO₂, CH₄ y N₂O (IPCC 2001) debido principalmente a las actividades antropogénicas (WMO 1985). Aunque las cantidades absolutas de CH₄ y N₂O emitidas a la atmósfera son pequeñas comparadas con las de CO₂, estas pueden ser más efectivas en absorber radiación infrarroja y por lo tanto contribuir al calentamiento global, en un periodo de 100 años, estos gases son, 25 y 298 veces más efectivos que el CO₂ para absorber la radiación infrarroja (Solomon et al. 2007).

Además de los GEI emitidos como resultado de las actividades humanas, casi una tercera parte de las emisiones de GEI provienen de fuentes naturales como los suelos de humedales (Lal et al. 1995). Los humedales son zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos, que se caracterizan por la presencia de agua y/o suelos saturados por periodos de tiempo durante la temporada de crecimiento, una condición que intensifica el crecimiento de vegetación acuática y suelos hídricos (Lewis 2000; Mitsch y Gosselink 2007). De acuerdo a un reporte del 2007 del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC 2007), los humedales naturales emiten anualmente 20-39% de las emisiones globales de metano. El metano es formado vía metanogénesis, el cual es uno de los procesos de degradación de materia orgánica (LeMer y Roger 2001; Dalal et al. 2008). Cuando la

disponibilidad de oxígeno prevalece en los suelos de humedales, se aceleran las tasas de descomposición de la materia orgánica, se incrementan las emisiones de CO₂ y disminuyen las emisiones de CH₄, debido a la oxidación (metanotrofia) de el gas (Smith et al. 2003; Elberling et al. 2011). La producción de óxido nitroso en suelos de humedales es llevada a cabo por procesos regulados por la cantidad de diferentes formas de nitrógeno y la concentración de oxígeno en el suelo, tanto en condiciones aerobias (nitrificación) como anaerobias (desnitrificación) (Nykanen et al. 1995; Smith et al. 2003; Hernández y Mitsch 2006; Goreau y Mello 2007; Pihlatie 2007).

Estudios de campo han encontrado que las emisiones de GEI en suelos de humedales, son controladas por factores físicos como la temperatura (Strom et al. 2005; Inglett et al. 2012), y la hidrología (Hernández y Mitsch 2007; Altor y Mitsch 2008; Dalal et al. 2008;), el tipo de vegetación debido a la cantidad y calidad de la materia orgánica que aporta al suelo y al efecto de sombra también juegan un papel importante en la emisión de GEI; altas temperaturas en el suelo intensifican la tasas de descomposición de materia orgánica e incrementa la tasa de respiración (Inglett et al. 2012).

Las plantas de los humedales proveen diferente cantidad y calidad de carbono al suelo, dependiendo del tipo de especies (Whiting y Chanton 1993; Cheng et al. 2007; Hernández y Mitsch 2007), por ejemplo, Desai et al. (2007) reportaron que las plantas herbáceas producen mayor cantidad de raíces finas, que especies de humedales arbóreos, éste último tipo de vegetación, limita la adición de carbono lábil en los exudados y la producción de raíces finas, ya que gran parte del carbono es utilizado para la producción de madera (Vann y Megonigal 2003), finalmente, la estructura del tejido de las especies arbóreas es más recalcitrante que el de las especies herbáceas, lo cual reduce la adición de carbono lábil al suelo (Kögel-Knabner 2002), el suministro de nutrientes como el nitrógeno también puede estar influenciado por la vegetación de los humedales, estudios previos han reportado que la vegetación herbácea contribuye con una relación de C:N al suelo menor que la vegetación arbórea (Aitkenhead y McDowell 2000; Morse et al. 2004; Bai et al. 2005; Desai et al. 2007; Zhu et al. 2008; Lanza et al. 2011). Compuestos orgánicos con bajas relaciones C/N se descomponen rápidamente y favorecen las emisiones de GEI (Davidson

et al. 2000; Corsi et al. 2012). Una correlación negativa entre las emisiones de N₂O y relación de C:N fue encontrada por Klemetsson et al. (2005), además, la vegetación de los humedales también afecta las tasas de desnitrificación, metanogénesis y metanotrofia, porque crean micro-sitios aerobios en la zona de la rizósfera, debido al transporte de oxígeno a través del tejido aerenquimoso de las plantas (Philipot et al. 2009), cuando en los suelos hay condiciones aerobias, los valores de potencial redox (Eh) oscilan entre +400 y +700 mV. Sin embargo, debido a las condiciones de inundación, el oxígeno desaparece en el suelo y el rango de Eh disminuye de +400 a -400 mV, dichas condiciones influyen la transformación de la materia orgánica, en presencia de nitratos (Eh: ~250 mV), éstos son utilizados como aceptores de electrones y transformados a formas reducidas como N₂O y N₂, cuando las condiciones empiezan a ser menos oxidadas, otros aceptores de electrones como Mn⁺⁴, Fe³⁺ y SO₄²⁻ son utilizados. Finalmente, cuando valores Eh son cerca de los -200 mV, el CO₂ es reducido a CH₄ (DeLaune y Reddy 2005; Mitsch y Gosselink 2007).

En las últimas décadas en zonas templadas y boreales, gran atención se ha centrado en investigar el papel de los suelos de humedales, en la contribución de GEI a la atmósfera (Nykanen et al. 1995; Altor y Mitsch 2006; Hernández y Mitsch 2006; Altor y Mitsch 2008; Zhu et al. 2008; Nahlik y Mitsch 2010; Pennock et al. 2010; Sha et al. 2011; Morse et al. 2012). Sin embargo, pocos estudios se han realizado en los humedales tropicales (Koné et al. 2010; Mitsch et al. 2010; Nahlik y Mitsch 2011) y el efecto del tipo de comunidad de plantas sobre las emisiones de GEI no ha sido completamente entendido.

En este estudio, investigamos las emisiones de GEI, en suelos de humedales costeros de agua dulce de la planicie costera de Veracruz, México, nuestros objetivos consistieron en (1) comparar las emisiones de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso en humedales con vegetación herbácea y arbórea, (2) comparar las emisiones de GEI entre las temporadas de lluvias, secas y nortes, características de la región, y (3) investigar los principales factores que expliquen las emisiones de GEI en estos humedales costeros tropicales de agua dulce. Nosotros desarrollamos las siguientes hipótesis:

1: La temperatura del suelo y el carbono lábil serán más altos en los suelos de humedales herbáceos y estos parámetros pueden intensificar más altas emisiones de GEI.

2: Basados en las temporadas de lluvias, nortes y secas reconocidas en la planicie costera de Veracruz, nosotros consideramos que las emisiones de CH₄ serán más altas durante la temporada de lluvias y nortes, que durante la temporada de secas, debido a la presencia de agua en los suelos, lo cual favorece las condiciones anaerobias. Lo contrario se espera para las emisiones de CO₂ y N₂O, considerando que las emisiones de estos gases podrían intensificarse bajo condiciones aerobias, resultado de los bajos niveles de agua durante el período de secas.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 Sitios de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres selvas inundables y tres humedales herbáceos de agua dulce, localizados en la planicie costera del Golfo de México en el estado de Veracruz (Figura 1), los sitios de norte a sur fueron: Estero Dulce –ED- (Municipio de Tecolutla), Laguna Chica –LCH- (Vega de Alatorre), y Boquilla de Oro –BO- (Alto Lucero). El clima de la planicie costera del golfo de México presenta tres temporadas climáticas: periodo de lluvias (julio-octubre), periodo de frente frío con nortes y lluvia (noviembre-febrero) y periodo de secas (marzo-junio), el promedio de precipitación anual fluctúa entre 1200 y 1650 mm., la temperatura promedio varía entre 17 y 37 °C. La ubicación y descripción de los sitios de estudio se muestran en la tabla 1.



Figura 1 Ubicación de los humedales en estudio en la planicie costera del Golfo de México.

Tabla 1. Descripción de las características de los humedales estudiados.

Sitio de estudio	Ubicación	Comunidad de plantas	Vegetación dominante	Geomorfología ^a	Tipo de suelo ^a	COT 0-8 cm (gCkg ⁻¹)
Estero Dulce	20°17'53''N 96°52'19''W	Selva inundable	<i>Pachira aquatica</i> Aubl	Estuarino Superficie fluvio-acumulativa	Gleysol histico	172±14
		Humedal herbáceo	<i>Thalia geniculata</i> L., <i>Cyperus giganteus</i> Vahl., y <i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.)			79±39
Laguna Chica	20°05'48''N 96°41'24''W	Selva inundable	<i>Pachira aquatica</i> Aubl, <i>Hippocratea celastroides</i> Kunth, <i>Rhabdadenia biflora</i> (Jacq.) Müll. Arg. y <i>Dalbergia brownei</i> (Jacq.) Schinz	Perilacustre superficie acumulativa	Gleysol humico	188±18
		Humedal herbáceo	<i>Cyperus giganteus</i> y <i>Typha domingensis</i> Pers			88±10
Boquilla de Oro	19°49'47"N, 96°26'59"W	Selva inundable	<i>Ficus insipida</i> y <i>Pleuranthodendron lindenii</i> (Turcz.) Sleumer	Depresional fluvio-acumulativa	Histosol saprico	240±118
		Humedal herbáceo	<i>Pontederia sagittata</i> , y <i>Cyperus</i> spp. Mezclado con <i>Acrostichum</i> spp.			216±22

^a Datos obtenidos a partir de estudios previos en el área de estudio (Campos et al. 2011; Infante et al. 2011). COT= Carbono orgánico total en el suelo.

3.2.2 Mediciones de gases y cálculo de flujos.

Los flujos de CH₄ y N₂O fueron medidos *in situ* bimestralmente, de abril 2010 a Febrero 2012 y CO₂, de febrero 2011 a febrero 2012, usando la técnica de la cámara cerrada (Pei-Dong et al. 2002; Altor y Mitsch 2006; Hernández y Mitsch 2006), ésta consistió de dos partes: una base y una tapa removible hechas de tubo de cloruro polivinílico (PVC) de 15 cm de diámetro, las bases fueron instaladas permanentemente en febrero de 2010 (cuatro cámaras en cada tipo de humedal en los tres sitios, n=12 para cada tipo de humedal) de 2 a 3 metros de distancia entre cada una de ellas; las bases fueron de 30 cm de altura e insertadas aproximadamente 5cm en el suelo de los humedales. Las bases permanentes estaban abiertas en la parte superior y tenían un collar a los 5 cm debajo de la parte superior. La tapa removible incluyó un septo de butil gris como puerto de muestreo y un termómetro tipo alcohol para medir la temperatura interna, cada vez que los flujos de gases fueron medidos, la tapa fue colocada sobre la base del collar y se adicionó agua para asegurar un sellado hermético entre la base y la tapa. Las cámaras fueron selladas durante 45 minutos, y cada 5 minutos se tomaron las muestras de gases internos y se registró la temperatura interna de la cámara. Las muestras de gases (25 ml) fueron tomadas usando jeringas de propileno de 60 ml (TERUMO) equipadas con una llave de una vía (Lieur) y fueron inyectadas a través de una septa de gris butiril en viales de vidrio de 20 ml (Agilent) previamente evacuados al vacío. Las septas fueron pre-hervidas por 30 minutos para eliminar fugas de gases, todas las muestras fueron tomadas entre las 10:00 y 16:00 horas (hora local) y fueron analizadas dentro de las 72 h de haberse colectado.

Las concentraciones de gases fueron cuantificadas y analizadas mediante un cromatógrafo de gases (Perkin Elmer Clarus 5000) equipado con un detector de ionización de flama (FID) para el CH₄, y también con un metanizador para detectar el CO₂ y un detector de captura de electrones (ECD) para el N₂O. Una columna Poropak Q (80/100 mallas) fue usada para la separación de muestras (temperaturas del horno, inyector y detector a 40, 95 y 200 °C para el CH₄, 40, 95 y 300 °C para el N₂O, y 60, 80 y 350 °C para el CO₂, respectivamente). Nitrógeno (7 ml min⁻¹) fue usado como gas acarreador. Gases estándares

(Matheson gas) de CH₄, N₂O y CO₂ equilibrados con N₂ fueron usados para las curvas de calibración. Todos los valores individuales de los gases analizados (ppm m/m CH₄, N₂O y CO₂) fueron transformados, a ppm m/v, usando la ley de gases ideales ($pV=nRT$) de acuerdo a la siguiente fórmula (Duan et al. 2009; Nahlik y Mitsch 2011): $m = (c \times P \times M)/(T \times R)$

Donde m es la concentración del gas (gm³), c es la concentración del gas por volumen (ppm (cm³ m⁻³)), P es la presión atmosférica (asumiendo 1 atm), M es el peso molar del gas (g mol⁻¹), R es la constante universal de gases [82.0576 (atm-cm³) / (mol K)], y T la temperatura del aire (K) dentro de la cámara a cada tiempo de muestreo.

Las concentraciones de los gases fueron convertidas a tasas de flujos de gas (Hernández y Mitsch 2006) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$F_c = ((d_c/d_t) * (V/A)) * 1440$$

Donde:

F_c = flujo neto de gas (mg m⁻² d⁻¹), (d_c/d_t) = tasa de cambio de la concentración del gas dentro de la cámara durante el período de muestreo, expresado como mg m⁻³ min⁻¹, V es el volumen interno de la cámara (m³) y A es el área de la superficie del suelo donde se encontraba insertada la base de la cámara (m²), 1440 = minutos por día.

Para cada cámara, las concentraciones de gases muestreados fueron graficadas contra el tiempo de muestreo. Los cambios de regresión fueron presentados para cada tapa de flujos usando Microsoft ExcelTM para determinar la linealidad de los flujos. Los resultados fueron incluidos solo si R^2 no fue menor a 0.85 (Altor y Mitsch 2006). Solo linealidades positivas, negativas o tasas de flujo de cero fueron usadas en el análisis. Valores positivos indican emisión a la atmósfera, y valores negativos consumo de gases atmosféricos.

3.2.3 Conversion a CO₂-equivalentes

Potenciales de calentamiento global de 298 para N₂O y 25 para CH₄ (Solomon et al. 2007), fueron usados para convertir las emisiones de N₂O y CH₄ a CO₂-equivalentes para comparar su contribución al efecto invernadero.

3.2.4 Análisis físico y químico

3.2.4.1 Nivel de agua

Cuando se observó una columna de agua sobre el suelo, los niveles de agua fueron medidos usando un metro de madera, cuando no se observó columna de agua sobre el suelo, un sensor conectado a un multímetro (Mitsu) fue usado para detectar los niveles de agua en cuatro piezómetros, localizados en cada tipo de humedal, en los tres sitios de estudio; los piezómetros fueron hechos de PVC de 13 mm de diámetro, 3 m de altura y éstos fueron insertados 1.5 m en el suelo, y fueron instalados en cada una de las selvas inundables y humedales herbáceos en estudio, antes de iniciar la investigación (Moreno-Casasola 2010).

3.2.4.2. Potencial redox

El potencial redox (Eh) fue medido en un diámetro de 1 m alrededor de cada una de las cámaras de medición de gases, en ambos tipos de humedales, a una profundidad entre 0 y 5 cm, usando electrodos de platino y un electrodo calomel de referencia (Corning 476340), conectados a un multímetro digital (Mitsu), los electrodos de platino fueron calibrados *in situ* antes de iniciar cada monitoreo con quinhidrona (Aldrich) de 50 mg l⁻¹ en una solución buffer a pH 4 (Bohn 1971).

3.2.4.3 N-NO₃⁻ en muestras de agua y suelo

Muestras de agua y suelo fueron tomadas durante cada monitoreo de gas. Los N-NO₃⁻, en las muestras de suelo fueron extraídos de 5g de sedimento fresco con una solución de 25 ml KCl 2M a 180 rpm durante una hora (Hernández y Mitsch 2006). Los extractos y muestras de agua fueron cuantificados por el método colorimétrico del ácido salicílico, de acuerdo a Rofarge et al. (1983).

3.2.4.4. Temperatura del suelo

La temperatura del suelo fue medida a 2 cm de profundidad del suelo, con un termómetro tipo alcohol, a una profundidad entre 0-10 cm, en un diámetro de un metro alrededor de cada cámara de medición de gas.

3.2.4.5. Carbono

El carbono orgánico soluble en agua en el suelo (CSA) y el carbono orgánico total en agua, fueron medidos en un analizador TOC (Torch, Teledyne Tekmar) a 750 °C. El CSA fue extraído en muestras de 60g de sedimento fresco con 100 ml de agua desionizada y agitadas durante 24 hrs, las muestras de agua y suelo fueron centrifugadas por 15 min a 4000 rpm (Eppendorf 5810) y el sobrenadante fue filtrado antes de la cuantificación de carbono.

3.2.5 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el paquete estadístico SPSS versión 18 para Windows. Se realizó una prueba de normalidad para todos los datos de GEI y variables físico-químicas con la prueba de Kolmogorov-Smirnov, cuando los datos no fueron normales, estos fueron transformados mediante regresión logística de acuerdo a la siguiente fórmula ($Y_i=1/(1+e^{-x_i})$) antes del análisis estadístico, una prueba “t” de muestras pareadas fue usada para comparar las emisiones de metano y óxido nítrico entre los mismos meses de muestreo de los dos años de estudio. Un ANOVA de medidas repetidas (ANOVAMR) fue usado para investigar el efecto de la comunidad de plantas y la temporada climática sobre las emisiones de GEI, y las propiedades físico-químicas del suelo y agua, cuando se encontraron efectos significativos de las variables, se utilizaron las pruebas Post Hoc de Tuckey (asumiendo igualdad de varianzas) y Games-Howell (no asumiendo igualdad de varianzas) para detectar diferencias significativas ($P<0.05$). La relación entre las emisiones de los GEI con las variables físico-químicas fue determinada por un análisis de componentes principales (ACP), el método de rotación Varimax fue usado para observar las variables correlacionadas entre cada componente.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Dinámica del nivel de agua, potencial redox y temperatura del suelo en los sitios de estudio

Los niveles de agua en los humedales con diferente comunidad de plantas, oscilaron de -90 hasta 25 cm debajo y sobre el nivel del suelo, respectivamente (Figuras 2 a-b), sin observarse diferencias significativas entre los humedales herbáceos y arbóreos ($P>0.01$), sin embargo, cuando se promediaron los niveles de agua de los dos años de estudio por temporada climática (secas, lluvias, lluvias-nortes), si se observaron diferencias significativas ($P=0.000$), los niveles de agua más altos sobre el nivel del suelo se observaron durante los meses de lluvias (agosto-octubre; -14 a 20 cm) y de nortes con lluvias (diciembre a febrero; 0 a 17 cm), en comparación con los niveles de agua observados durante el período de secas (abril-junio; -90 a 5 cm).

Los valores promedios del Eh del suelo, oscilaron en un rango de -200 a 360 mV (Figuras 2 c-d), y éstos no variaron significativamente entre los humedales con distinto tipo de comunidad de plantas ($P=0.071$, $P=0.081$). Al igual que para el nivel de agua, valores significativamente diferentes fueron observados con respecto a la temporada climática ($P=0.000$), durante la temporada de secas se observaron condiciones más oxidadas en los suelos (256 ± 7 mV), en comparación con las condiciones menos oxidadas observadas durante la temporada de lluvias (50 ± 5 mV) y norte con lluvias (105 ± 4 mV), de acuerdo al monitoreo bimestral, las condiciones Eh del suelo fueron significativamente más reducidas ($P<0.05$) durante los meses correspondientes a las temporadas de lluvias (agosto-octubre) del segundo año de monitoreo, en comparación a las condiciones Eh en los mismos meses del primer año de estudio, como era de esperarse, los valores de Eh fueron negativamente correlacionados con los niveles de agua ($P=0.000$).

La temperatura promedio del suelo en los humedales estudiados osciló entre los 18 y 35°C (Figuras 2 e-f), sólo durante la temporada de secas valores de temperatura significativamente más altos ($P=0.000$) se observaron en los suelos de humedales con vegetación herbácea, en comparación con los suelos de humedales con vegetación arbórea, (Figura 2f). El efecto del tipo de humedal sobre la temperatura, no se observó en las

temporadas de nortes y lluvias ($P > 0.05$), los niveles de agua y los valores de potencial redox fueron negativamente correlacionados con la temperatura del suelo ($P_{\text{nivel agua*temp.}} = 0.000$, $P_{\text{Eh*temp.}} = 0.001$).

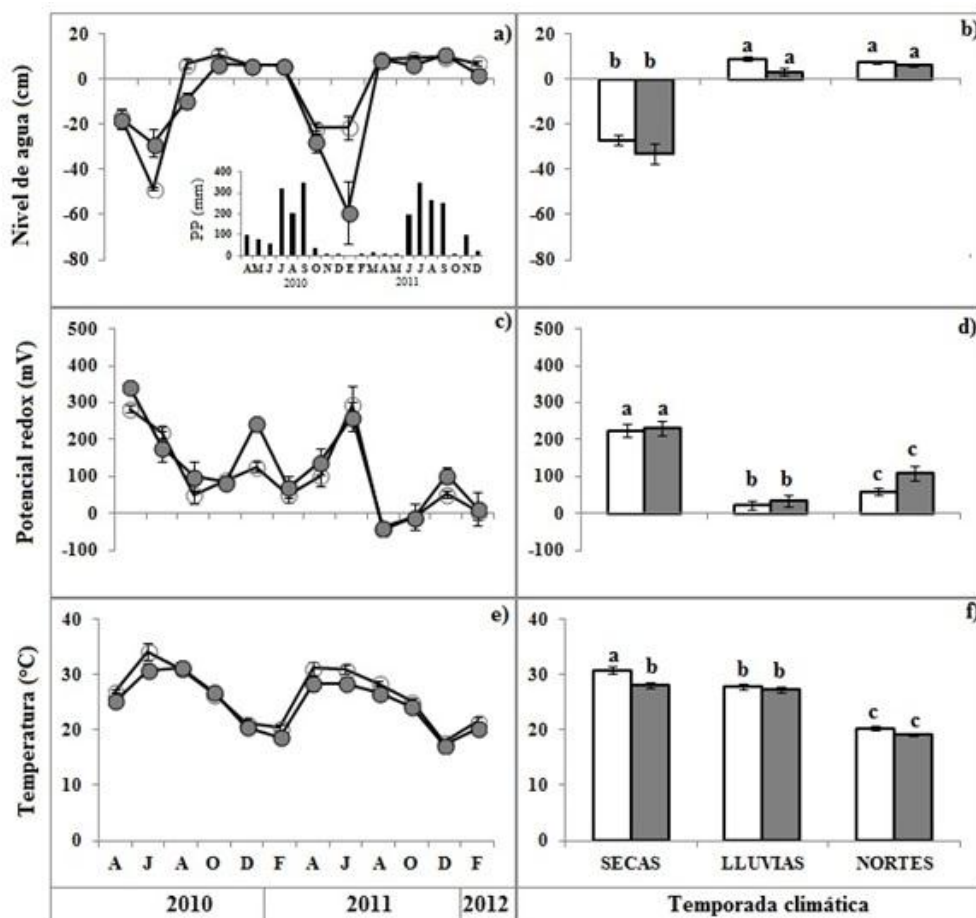


Figura 2. Valores promedio de nivel de agua (a-b), potencial redox (c-d) y temperatura (e-f), en humedales herbáceos (○) y selvas inundables (●) medidos bimestralmente (lado izquierdo) y de acuerdo a la temporada climática (lado derecho; barras blancas HH, barras grises SI). Líneas verticales sobre los valores promedios indican el error estándar. Letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.

3.3.1.1 Concentraciones de nitratos en el agua y suelo

En el suelo, las concentraciones de N-NO_3 estuvieron en un rango de 0 a $86 \text{ mg kg suelo}^{-1}$, tanto en los humedales herbáceos como arbóreos (Figuras 3a-b), sin observarse diferencias significativas entre ellos ($P = 0.912$). Con respecto a la temporada climática, durante la

temporada de lluvias, las concentraciones del nutriente en los humedales herbáceos, tendieron a ser menores ($P=0.004$) que en la temporada de secas y nortes, en las SI, las concentraciones del nutriente no variaron significativamente entre las tres temporadas climáticas ($P>0.05$). Las concentraciones de N-NO₃ en el agua oscilaron entre 0 y 5 mg l⁻¹ tanto en las selvas inundables como en los humedales herbáceos (Figuras 3c-d), sin encontrarse diferencias significativas entre las concentraciones del nutriente con respecto al tipo de humedal ($P=0.525$), sin embargo, las concentraciones variaron respecto a la temporada climática, con valores más altos en los humedales herbáceos durante la temporada de nortes, en comparación a los valores observados durante la temporada lluvias ($P=0.001$), en las SI las concentraciones del nutriente no variaron significativamente entre las tres temporadas climáticas ($P>0.05$).

3.3.1.2 Carbono orgánico en agua y suelo

En el suelo, el carbono orgánico soluble en agua (CSA) osciló entre 0.1 y 2 mg C g suelo⁻¹ tanto en los humedales herbáceos como arbóreos (Figura 3 e-f), sin observarse diferencias significativas entre el CSA en los suelos de humedales con diferente tipo de comunidad de plantas ($P=0.405$), ni con respecto a la temporada climática ($P=0.223$).

El carbono orgánico en el agua osciló en un rango de 5 a 125 mg C l⁻¹ (Figura 3g), no varió significativamente entre los humedales herbáceos y las selvas inundables ($P=0.542$), diferencias significativas fueron observadas entre las concentraciones de carbono orgánico en el agua con respecto a la temporada climática (Figura 3h; $P=0.000$), observándose concentraciones de carbono menores durante la temporada de nortes en comparación a las temporadas de secas y lluvias.

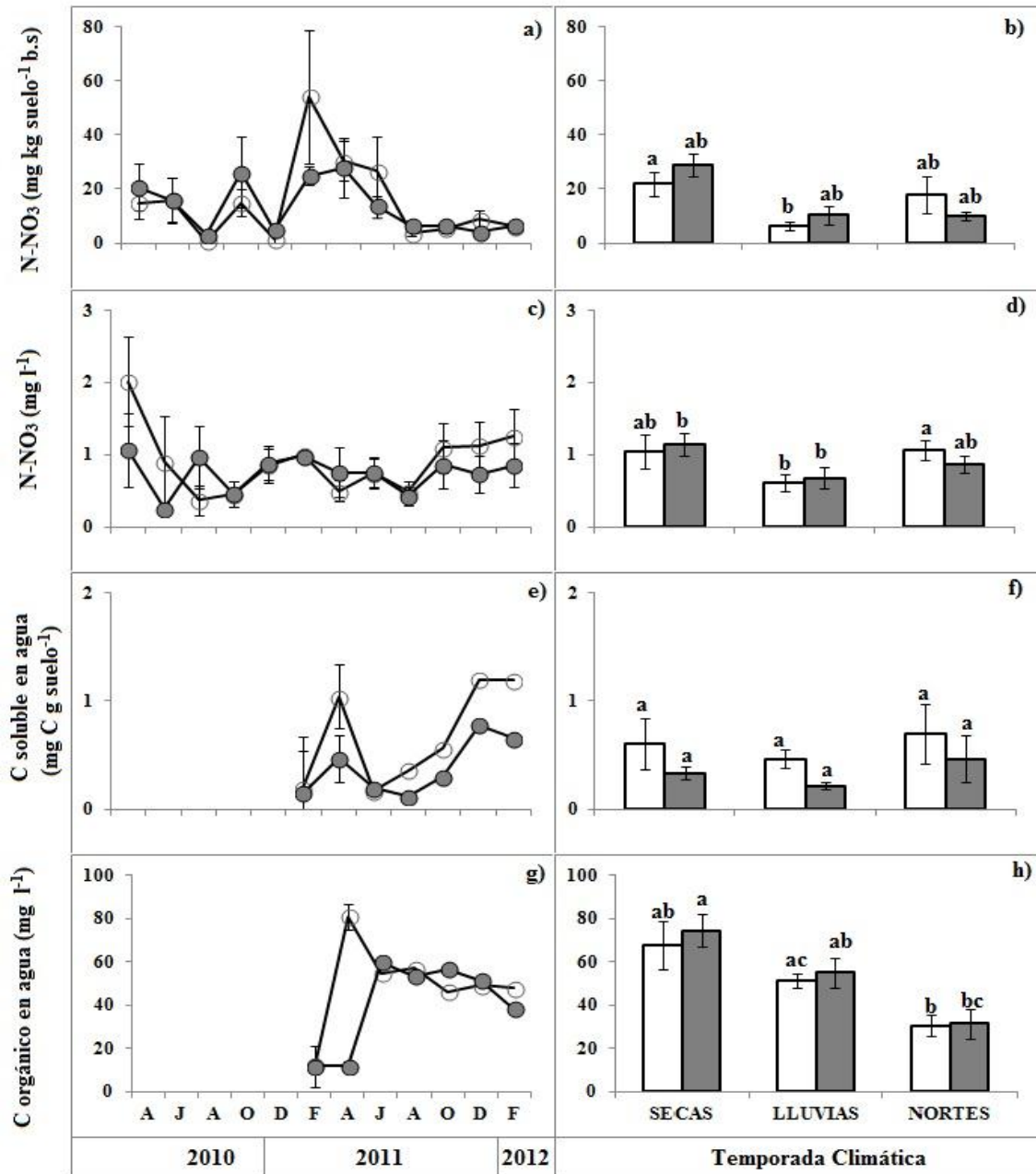


Figura 3. Valores promedio de nitratos en muestras de suelo (a-b) y agua (c-d), carbono soluble en agua (e-f) y carbono medido en muestras de agua (g-h) de humedales herbáceos (○) y selvas inundables (●) tanto bimestralmente (lado izquierdo), como por temporada climática (lado derecho; barras blancas HH, barras grises SI). Líneas verticales sobre los valores promedios indican el error estándar. Letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.

3.3.2 Emisiones de gases de efecto invernadero

3.3.2.1 Metano (CH₄)

El rango de emisiones de metano observado fue de 27 a 1933 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ en los humedales herbáceos y de 29 a 1857 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ en las selvas inundables (Figura 4a). Las emisiones de metano durante los mismos meses de muestreo entre los dos años de estudio variaron significativamente entre los meses de agosto ($P=0.003$) y octubre ($P=0.038$), emisiones más altas del gas fueron observadas durante los meses mencionados del segundo año de estudio (1986.9 ± 539 y 1894.4 ± 620 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ en agosto y octubre, respetivamente), en comparación con las emisiones registradas durante los mismos meses del primer año (155.8 ± 24 y 435.9 ± 130 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ en agosto y octubre, respetivamente). Las emisiones en los meses de diciembre a junio no variaron con respecto al año uno y dos de estudio ($P>0.05$).

Cuando los datos se agruparon de acuerdo a la temporada climática (Figura 4b) se observó que las emisiones de CH₄ variaron significativamente ($P=0.000$), encontrándose las emisiones más altas durante la temporada de lluvias (HH: 1244.4 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ y SI: 992.1 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹), seguidas de las emisiones observadas durante la temporada de nortes (HH: 671.2 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ y SI: 364.4 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) y de la temporada de secas (HH: 44.1 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹ y SI: 160.8 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹), sin que el tipo de humedal tuviera un efecto sobre las emisiones del gas ($P=0.484$).

3.3.2.2. Óxido nitroso (N₂O)

Las emisiones de óxido nitroso en los humedales estudiados, estuvieron en un rango de -5 a 10 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹ en los suelos de los humedales herbáceos y de -2 a 16 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹ en los suelos de los humedales arbóreos (Figura 4c). Las emisiones con respecto al tipo de comunidad de plantas no fueron estadísticamente diferentes ($P=0.528$). Valores significativamente más altos de las emisiones del óxido nitroso fueron observadas en los meses de junio (-6.88 a 18 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹; $P=0.016$) y febrero (2 a 17 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹; $P=0.048$) del primer año de estudio, con respecto a las emisiones de los mismos meses de muestreo del segundo año (-0.07 a 1 y -0.04 a 0.17 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹, en los meses de

junio y febrero, respectivamente). Los suelos de humedales en estudio funcionaron tanto como sumideros, como fuentes emisoras de óxido nitroso.

Las emisiones observadas con respecto a la temporada climática no fueron estadísticamente diferentes ($P=0.056$), ni de acuerdo al tipo de humedal ($P=0.576$), las emisiones de N_2O durante la temporada de lluvias fueron de 1.56 ± 0.60 y 0.78 ± 0.42 mg N- N_2O m⁻² d⁻¹ en los humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente; en la temporada de secas, fueron de 2.58 ± 1.15 y 2.11 ± 0.23 mg N- N_2O m⁻² d⁻¹ y durante la temporada de nortes fueron de 0.28 ± 0.52 mg N- N_2O m⁻² d⁻¹ en los humedales herbáceos, y de 4.35 ± 0.61 mg N- N_2O m⁻² d⁻¹ en los humedales arbóreos (Figura 4d).

3.3.2.3 Bióxido de carbono (CO₂)

Los rangos de las emisiones del gas bióxido de carbono oscilaron de 0.5 a 15 y de 0.5 a 18 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en los humedales herbáceos y en las selvas inundables, respectivamente (Figura 4e), sin observarse diferencias significativas entre los dos tipos de humedales ($P=0.213$). Sin embargo, diferencias significativas fueron observadas con respecto a la temporada climática (Figura 4f; $P=0.000$), las emisiones fueron estadísticamente más altas durante la temporada de secas (10.8 ± 1.8 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en la selva inundable y 11.7 ± 1.1 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en el humedal herbáceo), seguidas de la temporada de lluvias (3.5 ± 0.69 y 4.2 ± 0.52 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en la selva inundable y humedal herbáceo, respectivamente) y la temporada de nortes (1.1 ± 0.11 y 0.38 ± 0.22 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en la selva inundable y humedal herbáceo, respectivamente).

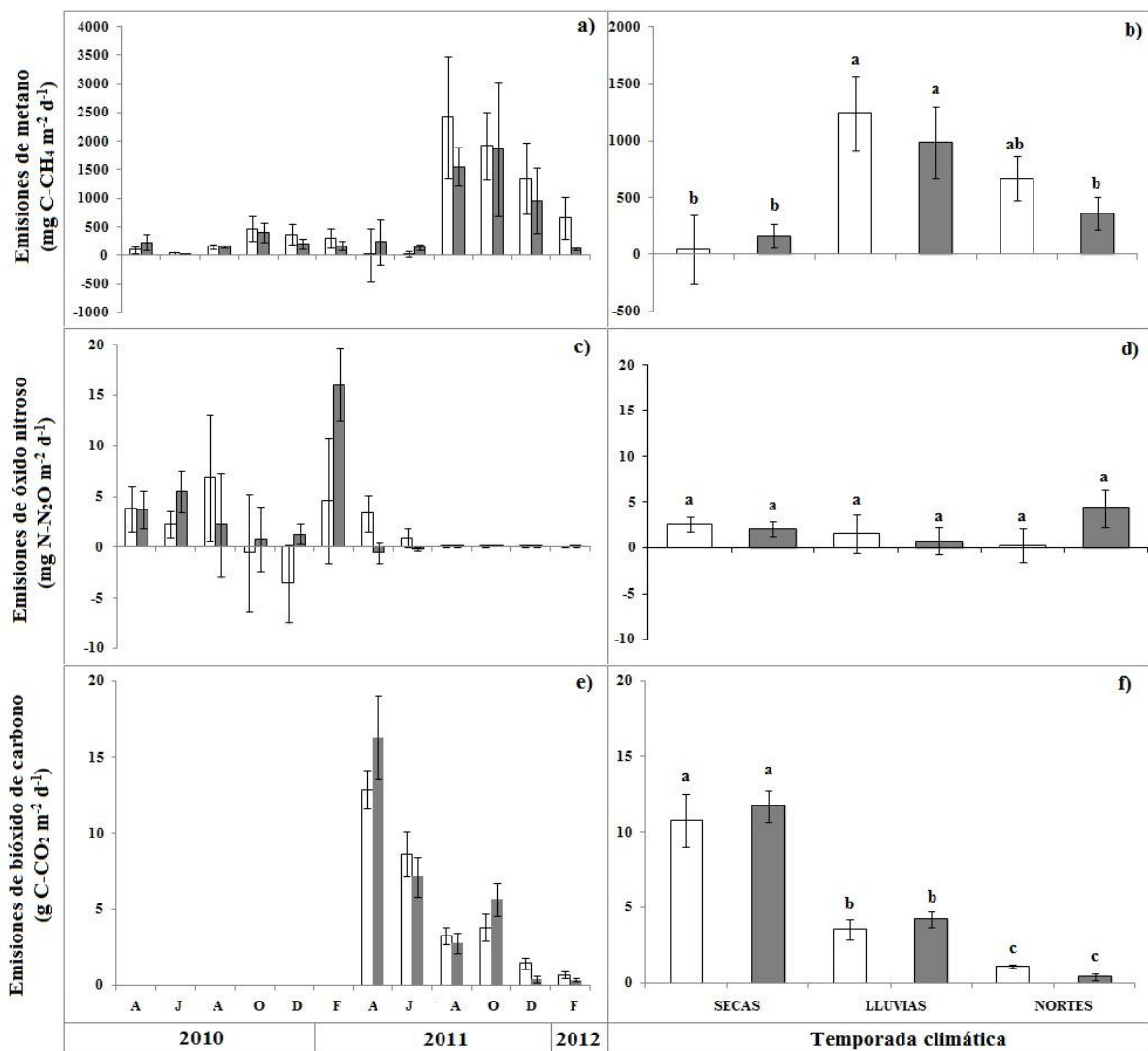


Figura 4. Emisiones promedio de gases de efecto invernadero: metano (a-b), óxido nitroso (c-d), y dióxido de carbono (e-f) en suelos de humedales herbáceos (barras blancas) y de selva inundable (barras grises). Líneas verticales sobre las barras indican el error estándar. Letras diferentes sobre los errores estándar indican diferencias significativas.

3.3.3 Influencia de los parámetros físicos sobre las emisiones de GEI

Un análisis de componentes principales, sobre las variables físico-químicas de los sitios estudiados para explicar las variaciones de las emisiones de CH₄, N₂O y CO₂, en los sitios estudiados, resultó en tres componentes con valores propios mayores a 1, los cuales

explicaron hasta 62, 60 y 55% de la varianza total para CH₄, N₂O y CO₂, respectivamente (Tabla 2). Los valores en la tabla indican la contribución de cada variable a los componentes, para propósitos de interpretación sólo los factores con valores mayores a 0.70 fueron considerados importantes y estos están indicados en negritas. Una correlación bi-plot de los resultados del ACP (figuras 5a-b), indicó que algunas variables son fuertemente correlacionadas (flechas largas con la misma dirección que la del gas), con las emisiones de GEI, para los tres gases estudiados, el componente 1 explicó cerca del 28 % de la varianza observada (Tabla 2), varias variables del suelo fueron significativamente relacionadas con este primer componente (Eh, nivel de agua y temperatura del suelo), el segundo componente explicó cerca del 18, 17 y 15% de la varianza para CH₄, N₂O y CO₂, respectivamente (Tabla 1), donde el N-NO₃ y CSA en el suelo fueron variables importantes para las emisiones de CH₄, mientras que las variables N-NO₃ en agua y CSA lo fueron para el óxido N₂O y CO₂; el tercer componente explicó 15, 15 y 12 % de la varianza explicada para CH₄, N₂O y CO₂, respectivamente (Tabla 2), en el tercer componente sólo el N-NO₃ en agua fue una variable importante para las emisiones de CH₄.

3.3.4 Emisiones de GEI de acuerdo a equivalentes de dióxido de carbono.

Cuando se expresaron los valores promedio de los dos años de monitoreo de N₂O, CH₄ y CO₂ del último año de estudio como CO₂-equivalentes (Figura 6), las emisiones de metano contribuyeron hasta con 92.6 % de las emisiones netas de CO₂-equivalente medida durante la temporada de lluvias (agosto-octubre), 75.14% durante la temporada de nortes y con 17.88% durante la temporada de secas, durante esta última temporada el gas que más contribuyó fue el CO₂ con un 79.6% de las emisiones totales; en la temporada de lluvias y nortes su contribución a la atmósfera fue de 7.4 y 18.18%, respectivamente. La contribución del N₂O expresado como CO₂-equivalente fue muy baja tanto en la temporada de secas (1.89%), lluvias (0.01%) y nortes (6.63), comparada con los otros gases.

Tabla 2. Resultados del análisis de componentes principales (ACP) de las variables que

Variables/ Componentes	CH ₄			N ₂ O			CO ₂		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Nivel de agua	-0.873^a	-0.103	0.017	-0.878^a	-0.109	-0.029	-0.792^a	-0.161	0.195
Humedad	-0.231	0.066	0.576	-0.243	0.549	-0.510	-0.269	0.116	0.581
Temp. Suelo	0.647	0.083	-0.392	0.694 ^a	-0.337	-0.115	0.717^a	-0.063	0.305
Eh	0.769^a	0.182	0.138	0.758^a	0.277	0.101	0.767^a	0.103	-0.377
NO ₃ suelo	-0.026	0.817	-0.008	0.122	0.354	0.251	0.274	-0.186	-0.262
NO ₃ agua	0.221	-0.064	0.813	0.064	0.732	0.042	-0.248	0.752	-0.290
*C disuelto	-0.012	0.767	-0.049	-0.025	0.769	-0.092	-0.248	0.727	-0.084
*C en agua	0.693	0.181	0.322	0.415	0.115	-0.503	0.448	0.413	0.504 ^a
Varianza explicada (% del total)	28.62	17.70	15.18	27.36	16.96	15.28	27.90	15.40	12.04

pueden explicar las emisiones de gases de efecto invernadero.

*Datos analizados solo con las emisiones de GEI de febrero 2011 a febrero 2012. La varianza explicada para CH₄ y N₂O no incluye éstos valores.

^a Correlación significativa a nivel 0.05 de probabilidad.

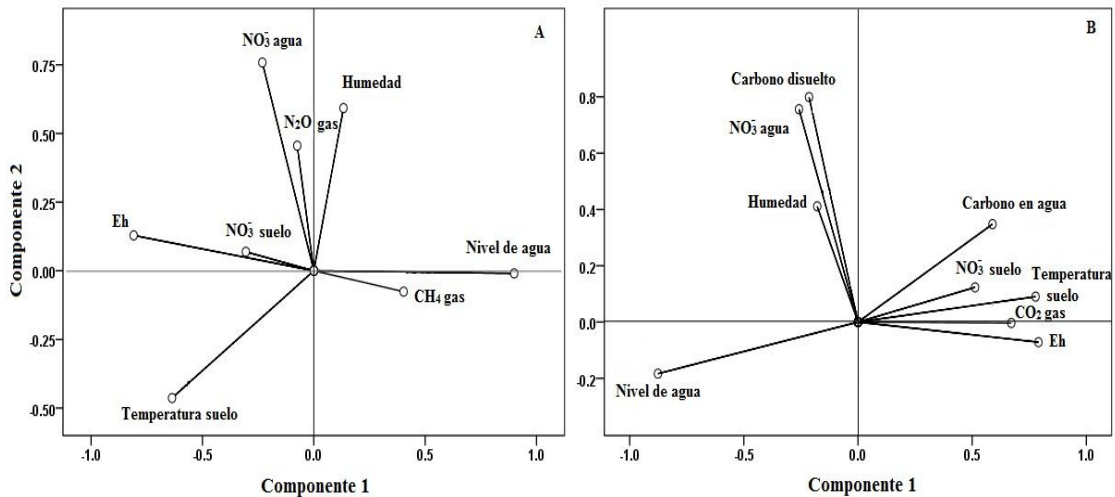


Figura 5. Correlación bi-plot de análisis de componentes principales (ACP) sobre las variables que pueden explicar las emisiones de metano, óxido nitroso (a) y bióxido de carbono (b). Las correlaciones de las variables con las emisiones del gas están representadas por flechas.

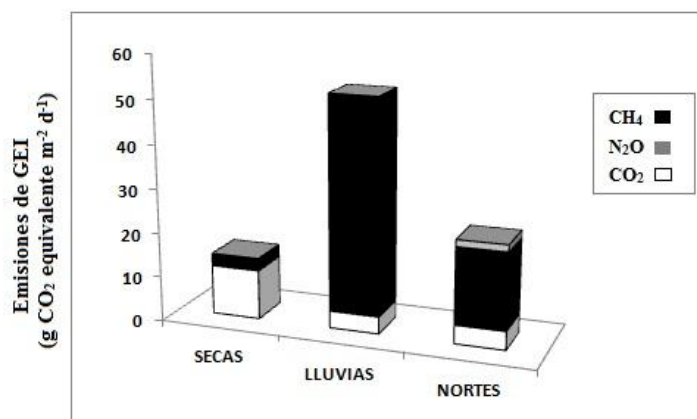


Figura 6. Emisiones totales de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono expresados como CO₂-equivalentes de acuerdo a su potencial de calentamiento global (CH₄:25, N₂O:298 y CO₂:1; Solomon et al. 2007).

3.4 DISCUSIÓN

3.4.1 Efecto de la comunidad de plantas en las emisiones de gases de efecto invernadero

La disponibilidad de carbono es uno de los factores que controlan los procesos, a través de los cuales los GEI son originados (Moore y Dalva 1993; Segers 1998), la cantidad y características del carbono en los suelos de los humedales, son influenciados principalmente por el tipo y cantidad de plantas (Kao-Kniffin et al. 2010, Hernández y Mitsch 2007), se ha reportado que la cantidad y calidad de exudados de carbono de las raíces de las plantas de humedales, cambia según las especies presentes (Smialek et al. 2006), así como el aporte de carbono de los residuos aéreos (Aselmann y Crutzen 1989); algunos autores reportan que hasta un 90% de las emisiones de CH₄ es derivado principalmente de la descomposición de los residuos de vegetación en el suelo (Din et al. 2002; Laanbroek et al. 2010). Investigaciones en laboratorio, han demostrado que la adición de carbono en formas de residuos de plantas (Kumaraswamy et al. 2001) o glucosa (Yavitt et al. 1997), favorecen potencialmente las emisiones de CH₄ en suelos de humedales, para el N₂O, la presencia de CSA en el suelo es también importante, ya que éste

es utilizado como donador de electrones durante el proceso de desnitrificación (Bauchamp et al. 1989), proceso a través del cual se libera N_2O a la atmósfera.

Por otro lado, cuando se considera el tipo de comunidad de vegetación en los humedales, ciertas plantas y árboles poseen tejido aerenquimoso o adaptaciones especiales (Colmer 2003; Smith et al. 2003), que les permiten suministrar oxígeno a la zona de la rizósfera y promover la aireación del suelo, lo cual contribuye a la oxidación de materia orgánica y esto favorece a su vez la emisión de CO_2 .

En este estudio se encontró que el tipo de comunidad de plantas, no afectó significativamente el carbono lábil del suelo (CSA) ni las emisiones de GEI, lo cual fue contrario a lo que se planteó en la hipótesis 1, por lo que dicha hipótesis se rechaza para las emisiones de los tres GEI.

En los suelos de los humedales estudiados la concentración de carbono orgánico total (0-8 cm de profundidad) no varió significativamente ($P=0.203$) entre los humedales herbáceos (120 ± 48 g C kg^{-1}) y arbóreos (200 ± 21 g C kg^{-1}) indicando características similares en el aporte de carbono de los dos tipos de comunidades de plantas (Tabla 1). De acuerdo a un estudio iniciado a la par de este trabajo en los mismos humedales indicó que la tasa de descomposición (residuos de biomasa aérea), fue similar entre los humedales herbáceos y arbóreos (datos no publicados). La descomposición de los residuos vegetales, en condiciones aerobias, intensifica la producción de CO_2 , inhibe la emisión de CH_4 (Van 2012) y el proceso de nitrificación puede iniciarse, mientras que en condiciones anaerobias, aumenta la producción de CH_4 , disminuye las emisiones de CO_2 y estimula el proceso de desnitrificación (Smith et al. 2003). Considerando que la mayor producción tanto de CH_4 como de CO_2 (~70%) ocurre entre los primeros 5 cm de profundidad del suelo (Van den Pol y Oeneema 1999; Estop-Aragonés y Blodau 2012), y que es a dicha profundidad donde se acumulan los primeros residuos orgánicos de la biomasa aérea de plantas y donde también se producen las emisiones de N_2O (Smith et al. 2003), la similitud en la tasa de descomposición entre las dos comunidades de plantas y de similares concentraciones de CSA, sugieren el efecto nulo en las emisiones de GEI entre los humedales herbáceos y arbóreos, aunque en trabajos realizados a la par de este estudio también encontraron que las

raíces de las selvas inundables se descomponen a una velocidad menor que las de comunidades de vegetación herbácea y que de 0 a 80 cm los humedales arbóreos almacenan más carbono que los humedales herbáceos (datos no publicados), posiblemente no se logra ver variaciones en el carbono disponible entre los dos tipos de humedales, porque la zona de raíces sobrepasa los 5 cm de profundidad y nosotros no medimos la concentración de carbono a profundidades mayores a los 5 cm, además, la aireación del suelo, cuya entrada de oxígeno influye en las transformaciones de nitrógeno, incluyendo nitrificación y desnitrificación (Smith y Tiedje 1979; Mosier et al. 1986), y cuya presencia favorece la oxidación de materia orgánica y liberación de CO₂ o liberación de CH₄ en condiciones menos oxidadas (Mer y Roger 2001; Van 2012), fueron similares entre los suelos de los dos tipos de humedales como lo sugieren los valores no significativamente diferentes del potencial redox y por lo tanto las emisiones de GEI, no reflejan cambios significativos entre los humedales con diferente comunidad de plantas.

En un estudio donde se investigó la tasa de mineralización de carbono en suelos con especies herbáceas y arbóreas se reportó tasas de mineralización similares entre los dos tipos de ecosistemas Strickland et al. (2009). Los autores argumentaron lo anterior debido a que la caída de residuos de las especies arbóreas suelen ser principalmente hojas o residuos pequeños, los cuales presentan composición similar en su estructura a los de las especies herbáceas, en lugar de ramas o troncos, cuya estructura es más recalcitrante.

Lo encontrado en este trabajo respecto al nulo efecto de la comunidad de plantas en las emisiones de GEI, es consistente con lo reportado por otros autores. Alford et al. (1997), evaluaron las emisiones de metano entre humedales herbáceos (337.25 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) y selvas inundables (110.6 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) de Luisiana, Estados Unidos y tampoco encontraron diferencias significativas entre las emisiones de los dos tipos de humedales. En un estudio realizado por Liikanen et al. (2009), donde investigaron los flujos de metano en humedales con vegetación herbácea y arbórea de la costa de Filipinas, encontraron emisiones de metano similares entre los sitios con especies herbáceas (173 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) y arbóreas (242 mg CH₄ m⁻² d⁻¹). Igualmente, comparaciones de emisiones de metano y

óxido nitroso entre humedales arbóreos y de pastos en Canadá, tampoco evidenciaron diferencias significativas ligadas al tipo de humedal (Pennock et al. 2010). En un estudio realizado en zonas agrícolas inundadas y con diferente vegetación Phillips y Beerli (2008) reportaron emisiones similares tanto de N_2O como de CO_2 encontrando también que la comunidad de plantas en los humedales no fue un factor que condicione las emisiones de GEI a la atmósfera.

3.4.2 Efecto de las características físico-químicas del suelo y agua sobre las emisiones de GEI como consecuencia de la temporada climática

Los humedales costeros de agua dulce estudiados fueron sitios temporalmente inundados, resultado de las tres diferentes temporadas climáticas (secas, lluvias, nortes) características de la planicie costera del Golfo de México (Figura 2a-b), como era de esperarse, el nivel de agua fue negativamente correlacionado con las condiciones Eh en el suelo; cuando los niveles de agua sobre el suelo tendieron a incrementar, condiciones más reducidas fueron observadas debido a que la disponibilidad de agua controla la difusión de oxígeno en el suelo e intensifica las condiciones reducidas en el mismo, (Dalal et al. 2008; Liu et al. 2011) porque bajo condiciones inundadas, los espacios de aire en el suelo son llenados de agua modificando sus características físico-químicas (Kirk et al. 2003).

La presencia de agua y las condiciones Eh en el suelo como resultado de las temporadas climáticas fueron variables, altamente correlacionadas con las emisiones tanto de CH_4 como N_2O y CO_2 , y cuyos valores de carga (>1 ; rotación varimax) los sugiere como las principales variables, que explican las emisiones encontradas en los sitios estudiados según el ACP (Tabla 2, Figura 5). Aunque las variables mencionadas fueron importantes para los tres gases investigados y éstas son consecuencia de la temporada climática, dichas temporadas afectaron de forma diferente las emisiones de GEI a la atmósfera. Este estudio es de los primeros en reportar simultáneamente emisiones de CH_4 , N_2O y CO_2 en humedales naturales de México

3.4.2.1 Metano

Durante los meses de lluvias (agosto-octubre) del segundo año de estudio, las emisiones bimestrales de CH₄ tendieron a ser altas en comparación con las emisiones observadas en los mismos meses del primer año, a pesar de que los niveles de agua sobre el suelo muestreados bimestralmente no variaron significativamente durante los dos años de estudio, sin embargo, los valores de Eh fueron significativamente más bajos durante los meses de lluvia del segundo año de monitoreo de gases en comparación con el primer año. Lo anterior pudiera explicarse por los datos de la precipitación mensual de la región de estudio durante los dos años de monitoreo (datos dentro de la figura 2a). Durante el primer año, los niveles superiores a los 200 mm de precipitación se observaron a partir de julio y durante 2011, a partir de junio, lo cual ocasionó que durante el segundo año, el suelo permaneciera inundado mayor tiempo y por lo tanto se favorecieran las condiciones reducidas del mismo y mayores emisiones de CH₄ a la atmósfera.

A pesar de que la mayoría de la literatura ha reportado que la producción de metano ocurre cuando los valores Eh menores a -200 mV (Torres et al. 2005; Mitsch y Gosselink 2007), en este estudio los valores redox más bajos estuvieron cerca a los -100 mV (Figuras 2 d-f), observándose emisiones de CH₄ aún con valores redox mayores. Autores como Huang et al. (2005) y Wang et al. (1993) encontraron que a valores cercanos de -100 mV, las actividades metanogénicas siguen activas, lo cual pudiera explicar los hallazgos de este estudio.

Las altas emisiones de CH₄ observadas durante la temporada de lluvias (agosto-octubre), son el resultado de las condiciones reducidas del suelo provocadas por la saturación de agua, contrariamente, durante la temporada de secas, los niveles de agua sobre el suelo y las condiciones oxidadas disminuyeron, características que favorecieron la reducción en las emisiones del gas. Lo anterior cumple con lo planteado en la segunda hipótesis. Los niveles de agua sobre el suelo de humedales son un factor importante de considerar cuando se evalúan las emisiones de CH₄, ya que suelos inundados favorecen las condiciones reducidas del mismo y la metanogénesis (Torres et al. 2005), algunos autores han reportado que las emisiones máximas de CH₄ ocurren cuando los niveles de agua sobre el suelo no

sobrepasan los 20 cm de profundidad (Bubier et al. 1993; Liblik et al. 1997; Nahlik y Mitsch 2011). Usando los valores promedio de emisiones de CH₄ y de niveles de agua de los sitios en estudio en cada una de las tres temporadas climáticas, se encontró una relación no lineal que sugiere que alrededor de los 10 cm de nivel de agua, es el nivel en el cual se produjeron las emisiones más altas del gas metano ($R^2 = 0.80$) lo cual se observó tanto en la temporada de lluvias como la temporada de nortes con lluvias; en un experimento a nivel de mesocosmos, Grunfeld y Brix (1999), investigaron el efecto de tres niveles de agua (-22, -8 y 2 cm) en la emisión de metano con experimentos sembrados con *Phragmites australis*, ellos encontraron emisiones de metano mayores cuando los niveles de agua fueron más altos, la importancia del nivel de agua y las condiciones de Eh en el suelo para favorecer las emisiones de gas metano ya han sido descritos previamente tanto para el nivel de agua sobre el suelo (Liblik et al. 1997; Khalil et al. 1998; Fiedler y Sommer 2000; Couwenberg et al. 2009), como para el potencial redox (Hou et al. 2000; Yu et al. 2001; Chang y Yang 2003).

3.4.2.2 Óxido nitroso

La temporada climática no afectó de forma significativa las emisiones de N-N₂O en los suelos de los humedales estudiados, por lo que para este gas se rechaza lo propuesto en la hipótesis 2. Se esperaba que las emisiones del gas fueran mayores durante la temporada de secas, cuando los niveles de agua están por debajo del suelo, sin embargo se encontró que las emisiones de óxido nitroso se vieron favorecidas por la constante presencia de nitratos en agua y suelo y por las condiciones de potencial redox del mismo. Las concentraciones de nitratos observadas en este estudio (suelo; 15.3 ± 3.8 y 13.3 ± 2.7 mg kg suelo⁻¹, agua; 1.5 ± 0.2 y 1.2 ± 0.12 mg l⁻¹, en los humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente) son consideradas altas en comparación a lo reportado por otros estudios (suelo; 0.3-10 mg kg suelo⁻¹, agua; 0-3 mg l⁻¹) en humedales naturales, (Kang et al. 1998; Burt et al. 1999; Liikanenet al. 1999; Chen et al. 2010), dichas diferencias posiblemente se deban a la alta entrada de materia orgánica y a la hidrología de pulso que experimentan los humedales estudiados. Considerando que casi el 95% del nitrógeno total en el suelo está asociado con

la materia orgánica (Schulten y Schnitzer 1998; Bai et al. 2005), y que éste está ligado covalentemente al carbono de la misma, las rápidas tasas de descomposición de residuos orgánicos implican rápida liberación de nitrógeno (Vitousek y Sanford 1986). En los ecosistemas tropicales los ciclos de nutrientes suelen ser rápidos (Vitousek y Sanford 1986; Pant et al. 2003; Chimner y Ewel 2005). Los suelos estudiados tienen un alto contenido de materia orgánica (12-36% de 0 a 10 cm de profundidad; Tabla 1) por lo que se espera también un alto contenido de nitrógeno orgánico, la hidrología de pulso podría estar estimulando las altas concentraciones de N-NO_3^- , ya que cuando el suelo es drenado y éste se airea, se favorece la mineralización de nitrógeno esto es la conversión de nitrógeno orgánico a amonio, el cual es necesario para la formación de nitratos, mediante el proceso de nitrificación (Birch 1960; Cabrera 1993), mientras que cuando el suelo es nuevamente inundado se favorecen las condiciones anóxicas-anaerobias y se estimula la desnitrificación debido a la acumulación de nitratos, durante el período de secado del suelo (Davidson et al. 1993; Venterink et al. 2002).

Asimismo, la hidrología de pulso, podría ser un factor determinante en las altas emisiones de óxido nítrico observadas en este estudio, ya que ocasionó valores redox en los suelos de los humedales, entre -100 y 360 mV predominando valores redox de 100 a 360 mV, cuyos valores son cercanos al rango óptimo para que los nitratos sean reducidos a óxido nítrico (Yu et al. 2001). Hernández y Mitsch (2006), también observaron que la hidrología de pulsos y los ciclos de desecación e inundación, favorecían las emisiones de óxido nítrico en humedales rivereños creados en Ohio, Estados Unidos; el hecho de observar emisiones constantes de $\text{N-N}_2\text{O}$ sin importar la temporada climática, se atribuye a que durante la temporada de secas que es cuando el suelo presenta condiciones menos reducidas (Figuras 2 a-c) por aireación del suelo, la enzima N_2O reductasa que es la responsable de convertir el N_2O a N_2 , posiblemente se inhibió en presencia de oxígeno (Maltby y Barker 2009), por lo tanto la emisión de N_2O se vio favorecida. Sumado a lo anterior, probablemente debido a que la temporada de nortes ocasionó caída de residuos de la vegetación que sirvieron de depósito de nitrógeno orgánico al suelo, éste pudo haber sido mineralizado y posteriormente nitrificado mayormente durante la temporada de secas. Se ha reportado que la nitrificación también es fuente de N_2O (Smith et al. 2003), en temporadas inundadas

(lluvias y nortes con lluvias), la presencia de agua favorece condiciones anaerobias en el suelo y bajo esta característica, las altas concentraciones de nitratos en el suelo (Figura 3 a-d), son utilizadas por las bacterias facultativas como aceptores de electrones, resultando en emisiones de $N-N_2O$ mediante el proceso de desnitrificación.

3.4.2.3 Bióxido de carbono

Las emisiones de bióxido de carbono fueron dependientes de la temporada climática, por lo que la segunda hipótesis planteada para este gas es aceptada. Las más altas emisiones de bióxido de carbono se presentaron durante la temporada de secas, lo cual está ligado a que es en esa misma temporada es cuando los niveles de agua están debajo del nivel del suelo (Figuras 2 d-f) y condiciones menos reducidas predominan, es decir, hay presencia constante de oxígeno necesario para oxidar a la materia orgánica; algunos datos de campo han indicado que en regiones templadas y boreales, los suelos arbóreos actúan principalmente como sumideros de CO_2 (Goulden et al. 1996), de acuerdo a lo observado en este trabajo, los suelos de humedales tropicales costeros de agua dulce de Veracruz, actúan principalmente como fuentes emisoras del gas sin importar si hay diferente comunidad de plantas, las emisiones de CO_2 se favorecieron durante la temporada de secas y éstas fueron menores durante la temporada de lluvias y nortes, (en las primeras,) en época de secas las emisiones del CO_2 son mayores porque los valores redox indican condiciones de mayor disponibilidad de oxígeno y bajo estas condiciones el carbono es descompuesto y se produce el gas.

3.4.3 Comparación de las emisiones de CH_4 en humedales de diferentes regiones del planeta

Las emisiones promedio de metano estimadas en este estudio (679.1 y 535.5 $mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ en humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente) caen dentro del rango de las emisiones de CH_4 reportadas para humedales naturales y creados, de regiones tropicales y subtropicales obtenidos usando el método de la cámara cerrada (Tabla 3). Comparando las

emisiones de CH₄ de humedales herbáceos y arbóreos de regiones templadas y boreales, con los valores de metano observados en los sitios tropicales estudiados, son mayores a las de las primeras regiones mencionadas (Tabla 3), sin embargo los valores de CH₄ de los humedales con vegetación herbácea y arbórea de la planicie costera de Veracruz, son hasta 30% menores a las emisiones de CH₄ reportadas para humedales arbóreos y humedales herbáceos de agua dulce de Costa Rica. Utilizando la emisión promedio de metano encontrada en este estudio (579.5 mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) y considerando que el estado de Veracruz, México tiene una superficie aproximada de 3021.02 km⁻² de humedales (INEGI 2008 en Landgrave y Moreno-Casasola 2012), nosotros estimamos que los humedales de Veracruz producen 0.85 Tg CH₄ año⁻¹, dicho valor representa el 0.62% de las recientes estimaciones de CH₄ emitidas por todos los humedales tropicales (138 Tg CH₄ año⁻¹), obtenidas mediante sensores remotos satelitales por Bergamaschi et al. (2007); considerando que el 58% de las emisiones de metano se llevan a cabo en los humedales tropicales (Bloom et al. 2010), estimamos que la contribución global de metano a la atmósfera de los humedales en estudio es del 0.36%. Cabe mencionar que los valores estimados en este trabajo incluyen el área de todos los tipos de humedales presentes en el estado, debido a que no existe un inventario sobre los diferentes tipos de humedales de México. El valor estimado de producción de CH₄ de los humedales de Veracruz México, es similar al reportado para humedales de agua dulce de Costa Rica 0.80 Tg CH₄ año⁻¹ (Nahlik y Mitsch 2011), los valores más altos de flujos de CH₄ han sido reportados en Brasil, donde Marani y Avalá (2007) estimaron 3.3 Tg CH₄ año⁻¹, en su trabajo, ellos incluyeron emisiones del gas de planicies inundables (humedales lacustres) temporal y permanente inundadas. En humedales de agua dulce de la zona central de Brasil, humedales cuya fuente de agua es el río Amazonas, Devol et al. (1981) reportaron emisiones de 10 Tg CH₄ año⁻¹.

Tabla 3. Emisiones de metano (CH₄) de humedales similares a los estudiados en este trabajo en diferentes regiones del planeta.

Ubicación del sitio de estudio	Tipo de región	Tipo de humedal	Emisiones de C-CH ₄ (mg m ⁻² d ⁻¹)	Referencia
Humedales naturales				
Veracruz, México	Tropical	Herbáceo	(679.1 ± 177) -500 a 3500	Este estudio
		Arbóreo	(535.5 ± 132) -200 a 3000	
Costa Rica	Tropical	Herbáceo	(719) 4.8 a 9312	Nahlik y Mitsch (2011)
		Arbóreo	(601) -67.2 a 7124	
Luisiana, USA	Subtropical	Herbáceo	(251) 48 a 679	Alford et al. (1997)
		Arbóreo	(110) ≤2 a 444	
Lucknow, India	Subtropical	Herbáceo	270 a 630	Singh et al. (2000)
		Arbóreo	18 a 450	
Delhi, India	Subtropical	Herbáceos	0 a 180	Mallick y Dutta (2009)
		Herbáceos	0 a 90	
Norte de Taiwan	Subtropical	Herbáceos	8 a 900	Chang y Yang (2003)
Sureste de Finlandia	Boreal	Herbáceos	0 a 77	
Bélgica	Templado	Herbáceos	0 a 77	Kankaala et al. (2004)
		Herbáceos	(523)	
China	Subtropical	Herbáceos	(155) 7.5 a 600	Jiang et al. (2009)
Liminganlahti, Finlandia	Boreal	Herbáceo		
Canadá	Templado	Herbáceo	17 a 179	Bellisario et al. (1999)
		Herbáceos	330	
U.S.A		Herbáceos	144	Smith et al. (1982)
Vargem Grande, Brasil	Tropical	Arbóreo		
Región del pantanal, Brasil	Tropical	Arbóreo	0.75 a 93	Marani y Alvalá (2007)
Missisipi, USA	Subtropical	Arbóreo	18 a 180	
Quebec, Canadá	Templado	Arbóreo	-7.5 a 23	Koh et al. (2009)
		Arbóreo		
Luisiana, USA	Subtropical	Arbóreos	234 a 502	Yu et al. (2008)
Africa	Tropical	Arbóreo	7.5 a 413	
Virginia, USA.	Templado	Arbóreo	3 a 754	Wilson et al. (1989)
Panamá	Tropical	Arbóreo	(284)	
Humedales creados				
Ohio, USA	Templado	Herbáceo	0 a 336	Altor y Mitsch (2006)
Lucknow, India	Subtropical	Herbáceo	0 a 288	
Sur de Kalimantan, Indonesia	Tropical	Herbáceo	234 a 504	Hadi et al. (2005)
Ohio, USA	Templado	Herbáceo	2.4 a 297	
Ohio, USA	Templado	Herbáceos	0.48 a 492	Nahlik y Mitsch (2010)
				Sha et al. (2011)

Ubicación del sitio de estudio, tipo de región, tipo de humedal, y emisiones de CH₄, son reportados para cada uno de los estudios. Todos los estudios utilizaron técnica similar a la utilizada en este estudio para la obtención del CH₄ en los humedales. Los datos son representados como rangos y entre paréntesis como promedios.

3.4.4 Comparación de las emisiones de N₂O con humedales de diferentes regiones del planeta

Las emisiones promedio de N-N₂O obtenidas en este trabajo (1.47 ± 0.96 y 2.41 ± 0.9 mg m⁻² d⁻¹ en humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente; Tabla 4) se encuentran dentro de los rangos de emisiones reportados para humedales naturales de Holanda y Alemania (Augustin et al. 1998; Hefting et al. 2006), sin embargo, dichas emisiones son más altas que para otros humedales naturales de zonas templadas (Yan et al. 2000; Dhondt et al. 2004; Maljanen et al. 2006; Zhu et al. 2008), pero inferiores a los observados en arrozales fertilizados (Yan et al. 2000; Xing et al. 2009), en los humedales de Alemania y Holanda, se tenían concentraciones de nitratos en agua (Holanda) y suelo (Alemania) altos, al igual que en este estudio, por las razones ya explicadas anteriormente, aunque las emisiones de N-N₂O fueron altas y constantes durante el estudio, cuando estas fueron convertidas a equivalentes de CO₂, la contribución en las emisiones de N₂O a la atmósfera fue de menos del 7% en comparación a las del CH₄ o CO₂, con lo anterior, se confirma que la contribución de este gas al calentamiento global por los humedales es mínima. Estudios previos han reportado que las principales fuentes de óxido nitroso son los suelos agrícolas (Bøckman et al. 1998; Hickman et al. 2011).

Para propósitos de estimar la contribución a la atmósfera del gas N₂O de los suelos de humedales en estudio en relación al estimado global que es de 17.7 Tg N año⁻¹ (IPCC 2007), utilizamos el valor promedio de las emisiones de N₂O (1.94 mg N-N₂O m⁻² d⁻¹) y considerando que el estado de Veracruz, México tiene una superficie aproximada de 3021.02 km² de humedales (INEGI 2008 en Landgrave y Moreno-Casasola 2012), nosotros estimamos que los humedales de Veracruz producen 2.14×10^{-4} Tg N año⁻¹, dicho valor representa el 0.0012% del presupuesto global de emisiones de N₂O, aunque el valor estimado es hecho con datos que se extrapolan a los humedales de todo el estado de Veracruz, por la falta de datos de área de humedales de agua dulce, la poca contribución en las emisiones globales de N₂O de los humedales estudiados, coincide con los bajos aportes de N₂O cuando es convertido a equivalentes de CO₂ como se describió previamente. El valor estimado de producción de N-N₂O de los humedales de Veracruz México, es inferior

al reportado para la zona de humedales del pantanal Brasil ($1.7 \text{ Tg N año}^{-1}$, Liengaard et al. 2013).

3.4.5 Comparación de emisiones de CO_2 con humedales de diferentes regiones del planeta

Las emisiones promedio de C-CO_2 medidos en los humedales costeros de agua dulce de Veracruz (5.1 y $5.4 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente) caen dentro del rango de emisiones del gas reportados para humedales similares de diversas regiones climáticas. Los estudios de emisiones de dióxido de carbono incluyen emisiones monitoreadas en planicies inundables y humedales costeros con flujos de 0.30 a $11 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nykanen et al. 1995; Silvennoinen et al. 2008; Yu et al. 2008), de humedales lacustres y rivereños dominados por vegetación herbácea, en los que reportan emisiones de 0.3 a $5.2 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Hirota et al. 2007; Silvennoinen et al. 2008; Huth et al. 2012) y de humedales con vegetación arbórea en los que han reportado emisiones de hasta $10.5 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en humedales rivereños de Luisiana (Krauss et al. 2012).

3.5 CONCLUSION

En suelos de humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce de la planicie costera de Veracruz, México, se encontró que el tipo de comunidad de plantas no provocó ningún efecto significativo en las emisiones de GEI, sin embargo, diferencias significativas en las emisiones de CH_4 y CO_2 fueron observadas con respecto a las temporadas climáticas características de la región, mientras que las emisiones de N_2O fueron independientes de la temporada climática. La temporada de lluvias (agosto-octubre) favoreció condiciones más reducidas en los suelos y altas emisiones de CH_4 , contrariamente, las emisiones de CO_2 incrementaron durante la temporada de secas (abril-junio). Las variables nivel de agua y Eh mostraron una relación significativa con las emisiones de los GEI estudiados, los resultados identificados en el presente estudio pueden ayudar a entender las emisiones de GEI como consecuencia de las variaciones climáticas en el trópico, basados en las mediciones de GEI, se estimó que los suelos de humedales de Veracruz contribuyen con el 0.36 y 0.0012% de las emisiones globales de CH_4 y N_2O , respectivamente, y tales valores son inferiores a los

datos reportados para humedales de Sudamérica. Estimaciones futuras de GEI en otros humedales tropicales de Veracruz son recomendadas para tener un panorama integral del proceso de éstas de emisiones de GEI a la atmósfera y las variables que las favorecen.

Tabla 4. Comparación de emisiones de óxido nitroso y concentraciones de nitratos en agua y suelo entre los humedales en estudio y humedales naturales y creados de otros países.

Sitio de estudio	Tipo de humedal	N-NO ₃ (mg l ⁻¹)	N-NO ₃ (mg Kg ⁻¹ b.s)	Emisiones N ₂ O (mg m ⁻² d ⁻¹)	N- Referencias
Humedales naturales					
Veracruz, México	H. arbóreo	0-3	0 – 60	-5 – 8	Este estudio
	H. herbáceo	0-5	0 – 90	-5 – 16	
Norte de Copenhagen, Dinamarca	H. herbáceo		0-10	-4.8 - 7.2	Jorgensen et al. (2012)
Antártida	H. herbáceo		23.4 - 32.7	-0.024 - 1.22	Zhu et al. (2008)
	H. herbáceo		15.9 -21.4	-0.49 - 2.05	
Finlandia	H. herbáceo	0.309-0.687		-1.19 - 1.42	Liikanen et al. (2009)
China	H. herbáceo		3.7 – 9.1	0-4.8	Chen et al. (2010)
Alemania	Turbera		0-300	0 - 28.8	Augustin et al. (1998)
Inglaterra	Zonas riparianas	0-5		0-25	Burt et al. (1999)
Holanda	Arbóreo ripariano	7.4-26.3		2.58-18.57	Hefting et al. (2006)
Bélgica	Arbóreo ripariano			-1 – 2.0	Dhondt et al. (2003)
Reino Unido	H. herbáceo	0 – 1		-0.2 – 0.4	Kang et al. (1998)
Humedales creados y artificiales					
China	Mesocosmos humedales herbáceos		0.00031-0.00064	0 - 0.48	Cheng et al. (2007)
USA	Humedales creados		1-10	-0.48 – 2.4	Hernández y Mitsch. (2006)
China	Humedales contruidos		1.18-1.85	0-2.88	Xhiong et al. (2007)
China	Experimento laboratorio	0-23	0-100	16.4 - 25.3	Yan et al. (2000)
China	Experimento con suelo de arrozales	7-8		4.6 – 16.2	Xing et al. (2009)
Francia	Experimento laboratorio		25-30	100-200	Hneult et al. (1998)
Suecia	Humedales contruidos	0.006 – 24		-12 – 12	Johanson et al. (2003)

Ubicación del sitio de estudio, tipo de humedal, concentraciones de N-NO₃ en agua y suelo, y emisiones de N₂O son reportados para cada uno de los estudios. Todos los estudios utilizaron técnica similar a la utilizada en este estudio para la obtención del gas en los humedales. Los datos son representados como rangos.

3.6 AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) Ciencia Básica con el proyecto No. 081942, Fondo Sectorial CONACYT-SEMARNAT Proyecto No. 107887 y la beca doctoral No. 229637. Los autores agradecen a Alejandro Hernández, Monserrat Vidal, J. Alejandro Marín y Carmelo Maximiliano por su ayuda en el trabajo de campo. Los autores también agradecen a los guías locales (Tomas León Rodríguez y Eduardo Lauranchet) quienes nos acompañaron durante el trabajo de campo.

3.7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Aitkenhead JA. y McDowell W. 2000. Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochemical Cycles*. 14(1): 127-138.
- Alford D., DeLaune R., Lindau C. 1997. Methane flux from Mississippi river deltaic plain wetlands. *Biogeochemistry*. 37:227-236.
- Altor A. y Mitsch W. 2006. Methane flux from created riparian marshes: Relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecological Engineering*. 28: 224-234.
- Altor A. y Mitsch WJ. 2008. Pulsing hydrology, methane emissions and carbon dioxide fluxes in created marshes: a 2-year ecosystem study. *Wetlands*. 28(2): 423-438.
- Aselmann I. y Crutzen P.J. 1989. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry* 8:307-358.
- Augustin J., Merbach W. y Rogasik J. 1998. Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biology and Fertility of Soils*. 28:1-4.
- Bai J., Ouyang H., Deng W., Zhu Y., Zhang X. y Wang Q. 2005. Spatial distribution characteristics of organic matter and nitrogen of marsh soils in river marginal wetlands. *Geoderma*. 124: 181-192.

- Bergamaschi P., Frankenberg C., Meirink JF., Krol M., Dentener F., Wagner T., Platt U., Kaplan JO., Koerner S., Heimann M., Dlugokencky EJ., Goede A. 2007. Satellite cartography of atmospheric methane from SCIAMACHY on board ENVISAT: 2. Evaluation based on inverse model simulations. *J Geophys Res* 112: D02304. doi: 10.1029/2006JD007268
- Beauchamp E.G., Trevors J.T. y Paul J.W. 1989. Carbon sources for bacterial denitrification. *Advanced Soil Science*. 10:113-134.
- Bellisario LM., Bubier JL. y Moore TR. 1999. Controls on CH₄ emissions from a northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 81–91.
- Bubier JL., Moore TR. y Roulet N.T. 1993. Methane emissions from wetlands in the midboreal region of northern Ontario, Canada. *Ecology*. 74(8): 2240-2254.
- Bøckman O.C. y Olf H.W. 1998. Fertilizers, agronomy and N₂O. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 52(2/3): 165-170.
- Burt T., Matchett L., Goulding K., Webster y Haycock N. 1999. Denitrification in riparian buffer zones: the role of flooding hydrology. *Hydrological processes*. 13: 1451-1463.
- Chang C. y Yang S. 2003. Methane emission from wetlands in Taiwan. *Atmospheric Environment*. 37:4551-4558.
- Cheng X., Peng R., Chen J., Luo Y., Zhang Q., An S., Chen J. y Li B. 2007. CH₄ and N₂O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms. *Chemosphere*. 68: 420-427.
- Chimner R. y Ewel K. 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetlands Ecology and Management*. 13:671-684.
- Corsi, S., Friedrich, T. Kassam, A. Pisante, M. y de Moraes J. 2012. Soil organic carbon accumulation and greenhouse gas emission reductions from Conservation Agriculture: A literature review. Rome: Plant Production and Protection Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Vol. 16. Pp. 89.
- Couwenberg J., Dommain R. y Joosten H. 2010. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology*. 16: 1715-1732.
- Dalal R., Allen D., Livesley S., y Richards G. 2008. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant soil*. 309:43-76.

- Davidson E., Keller M., Erickson H., Verchot L. y Veldkamp E. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*. 50(8): 667-680.
- DeLaune R. y Reddy K. 2005. Redox potential. *In: Encyclopedia of Soils in the Environment*. D. Hillel (ed). Academic Press. Pp. 366-371.
- Desai A., Moorcroft P., Bolstad P. y Davis K. 2007. Regional carbon fluxes from an observationally constrained dynamic ecosystem model: Impacts of disturbance, CO₂ fertilization, and heterogenous land cover. *Journal of Geophysical Research*. 112: 1-21.
- Devol A., Richey J., Clark W. y King S. 1988. Methane emissions to the troposphere the Amazon floodplain. *Journal of Geophysical Research*. 93(2): 1583-1592.
- Dhondt K., Boeckx P., Hofman G. y Cleemput O. 2004. Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones. *Biology and Fertility of Soils*. 40: 243-251.
- Duan X., Wang X. y Ouyang Z. 2009. Influence of common reed (*Phragmites australis*) on CH₄ production and transport in wetlands: Results from single-plant laboratory experiments. *Water Air and Soil Pollution*. 197: 185-191.
- Elberling B., Askaer L., Jorgensen C. Joensen H., Kuhl M., Glud R. y Lauritsen F. 2011. Linking soil O₂, CO₂, and CH₄ concentrations in a wetland soil : Implication for CO₂ and CH₄ fluxes. *Environmental Science and Technology*. 45 : 3393-3399.
- Fiedler S. y Sommer M. 2000. Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. *Global Biogeochemical Cycles*. 14(4):1081-1093.
- Goreau T.J y Mello W.M. 2007. Minimizing net greenhouse gas sources from mangrove and wetland soils. *In: Greenhouse gas and carbon balance in mangrove coastal ecosystems*. Tateda et al. (Eds.). Maruzen, Tokyo, Japón. 239-248.
- Grunfeld S. y Brix H. 1999. Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*. 64: 63-75.
- Hadi A., Inubushi K., Furukawa Y., Purnomo E., Rasmadi M. y Tsuruta H. 2005. Greenhouse gas emissions from tropical peatlands of Kalimantan, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 71: 73-80.

- Hefting M., Bobbink R. y Janssens M. 2006. Spatial variation in denitrification and N₂O emissions in relation to nitrate removal efficiency in a N-stressed riparian buffer zone. *Ecosystems*. 9(4): 550-563.
- Hernandez M.E. y Mitsch W.J. 2006. Influence of hydrologic pulses and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes in Midwestern USA. *Wetlands*, 26 (3): 862-877.
- Hernandez M.E. y Mitsch W.J. 2007. Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality*. 36: 333-342.
- Hickman J., Havlikova M., Kroeze C. y Palm C. 2011. Current and future nitrous oxide emissions from African agriculture. *Environmental Sustainability*. 3:370-378.
- Hou A., Chen G., Wang Z., Cleemput V. y Patrick Jr W. 2000. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. *Soil Science Society American*. 64: 2180-2186.
- Huang GH., Li XZ., Hu YM., Shi Y. y Xiao DN. 2005. Methane (CH₄) emission from a natural wetland of northern China. *Journal of Environmental Science and Health*. 40: 1227-1238.
- Huth V., Jurasinski G. y Glatzel S. Winter emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from a minerotrophic fen under nature conservation management in north-east Germany. *Mires and Peat*. 10: 1-13.
- Inglett K., Inglett P., Reddy K. y Osborne T. 2012. Temperature sensitivity of greenhouse gas production in wetland soils of different vegetation. *Biogeochemistry*. 108: 77-90.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Solomon S, Qin D, Manning M et al.), Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Jorgensen C., Struwe S. y Berling B. 2012. Temporal trends in N₂O flux dynamics in a Danish wetland –effects of plant-mediated gas transport of N₂O and O₂ following changes in water level and soil mineral N availability. *Global Change Biology*. 18: 210-222.
- Kankaala P., Ojala A. y Kaki T. 2004. Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake. *Biogeochemistry*. 68: 297-311.
- Kao-Kniffin J., Freyre D. y Balsler T. 2010. Methane dynamics across wetlands plant species. *Aquatic Botany*. 93:107-113.
- Khalil M., Rasmussen R. y Shearer M. 1998. Factors affecting emissions from rice fields. *Journal of Geophysical Research*. 103(19): 25,219-25,231.
- Kirk G, Solivas JL, Alberto Mc, 2003, Effects of flooding and redox conditions on solute diffusion in soil. *European Journal of Soil Science*. 54, 617-624.
- Klemedtsson L., Arnold K., Weslien P. y Gundersen P. 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology*. 11: 1142-1147.
- Koh H., Ochs C. y Yu K. 2009. Hydrologic gradient and vegetation control son CH₄ and CO₂ fluxes in a spring-fed forested wetland. *Hydrobiologia*. 630: 271-286.
- Kögel-Knabner I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*. 34: 139-162.
- Koné Y., Abril G., Delille B. y Borges A. 2010. Seasonal variability of methane in the rivers and lagoons of Ivory Coast (West Africa). *Biogeochemistry*. 100: 21-37.
- Krauss K., Whitbeck J. y Howard R. 2012. On the relative roles of hydrology, salinity, temperature, and root productivity in controlling soil respiration from coastal swamps (freshwater). *Plant Soil*. Doi. 10.1007/s11104-012-1182-y.
- Laanbroek H. 2010. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany*. 105: 141-153.
- Landgrave R. y Moreno-Casasola P (2012) Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental*. 4(1):19-35.
- Lal R, Kimble J., Levine E. y Whitman C. World soils and greenhouse effect: An overview. 1995. In: Lal R, Kimble J, Levine E, y Stewart BA (Eds) Soils and global change. Jhon Wiley and Sons, New York, pp 1-8.

- Lanza G., Flores F., Hernández S. y Penié I. 2011. Concentration of nutrients and C:N:P ratios in surface sediments of a tropical coastal lagoon complex affected by agricultural runoff. *Universidad y Ciencia*. 27(2): 145-155.
- LeMer J. y Roger P. 2001. Production, oxidation, emissions and consumption of methane by soils: A review. *European Journal Soil biology*. 37: 25-50.
- Lewis W. 2000. Wetlands: Characteristics and boundaries (2th edn). National Academy of Sciences. U.S.A.
- Liblik L.K., Moore T.R., Bubier J.L. y Robinson S.D. 1997. Methane emissions from wetlands in the zone of discontinuous permafrost: fort Simpson, northwest territories, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*. 1(4): 485-494.
- Lienggaard L., Nielsen L., Revsbech N., Priemé A., Elberling B., En Rich A. y Kul M. 2013. Extreme emission on N₂O from tropical wetland soil (Pantanal, South America). *Frontiers in Microbiology*. 3: doi: 10.3389/fmicb.2012.00433.
- Liikanen A., Silvennoinen H., Karvo A., Rantakokko P. y Martikainen P. 2009. Methane and nitrous oxide fluxes in two coastal wetlands in the northeastern Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Boreal Environment Research*. 14:351-368.
- Liu D., Ding W., Jia Z. y Cai Z. 2011. Relation between methanogenic archea and methane production potential in selected natural wetland ecosystems across China. *Biogeosciences*. 8: 329-338.
- Machacova K., Papen H., Kreuzwieser J. y Rennenberg H. 2012. Inundation strongly stimulates nitrous oxide emissions from stems of the upland tree *Fagus sylvatica* and the riparian tree *Alnus glutinosa*. *Plant and Soil*. DOI 10.1007/s11104-012-1359-4
- Mallick S. y Dutta V. 2009. Estimation of methane emissions from a north-Indian subtropical wetland. *Journal of sustainable Development*. 2(2): 125-132.
- Maljanen M., Jokinen H., Saari A., Strommer R. y Martikainen P. 2006. *Soil and Management*. 22. 151-157.
- Marani L. y Alvala P.C. 2007. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. *Atmospheric Environmental*. 41: 1627-1633.
- Mitsch, W.J., y J. Gosselink. 2007. Wetlands. Cuarta edición. Jonh Wiley and Sons Inc. Nueva York 581pp.

- Mitsch W.J., Nahlik A., Wolski P., Bernal B., Zhang L. y Ramberg L. 2010. Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetland Ecology management*. 18: 573-586.
- Moore T.R. y Knowless R. 1990. Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Qubec. *Biogeochemistry*. 11(1): 45-61.
- Morse J., Megonigal P. y Walbridge R. 2004. Sediment nutrient accumulation and nutrient availability in two tidal freshwater marshes along the Mattaponi river, Virginia, USA. *Biogeochemistry*. 69: 175-206.
- Morse J., Ardón M. y Bernhardt E. 2012. Greenhouse gas fluxes in southeastern U.S. coastal plain wetlands under contrasting land uses. *Ecological Applications*. 22(1): 264-280.
- Nahlik A. y Mitsch W. 2010. Methane emissions from created riverine wetlands. *Wetlands*. 30: 783-793.
- Nahlik A. y Mitsch W. 2011. Methane emissions from tropical freshwater wetlands located in different climatic zones of Costa Rica. *Global Change Biology*. 17: 1321-1334.
- Nykanen H., Alm J., Lang K., Silvola J. y Martikainen P. 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*. 22(2/3): 351-357.
- Pant H., Rechcigl J. y Adjei M. 2003. Carbon sequestration in wetlands: concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*. 1: 308-313.
- Patrick WH, Reddy KR. 1976. Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and water bottoms – dependence on oxygen-supply and ammonium diffusion. *Journal of Environmental Quality*. 5: 469–472.
- Pennock D., Yates T., Bedhard-Haughn A., Phipps K., Farell R. y McDougal R. 2010. Landscape control on N₂O and CH₄ emissions from freshwater mineral soilwetlands of the Canadian prairie Photole region. *Geoderma*. 155: 308-319.
- Philippot L, Hallin S., Börjesson G. y Baggs E.M. 2009. Biochemical cycling in the rhizosphere having an impact on global change. *Plant and Soil*. 321: 61-81.
- Pihlatie M. 2007. Nitrous oxide emissions from selected natural and managed Northern ecosystems. University of Helsinki, Faculty of Biosciences. Finland.

- Rush H. y Rennenberg H. 1998. Black alder (*Alnus Glutinosa* (L.) Gaertn.) trees mediate methane and nitrous oxide emission from the soil to the atmosphere. *Plant and Soil*. 201: 1-7.
- Segers R. 1998. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*. 41: 23-51.
- Sha C., Mitsch W., Mander U., Lu J., Batson J., Zhang L. y He W. 2011. Methane emissions from freshwater riverine wetlands. *Ecological Engineering*. 37: 16-24.
- Silvennoinen H., Liikanen A., Rintala L. y Martikainen P. 2008. Greenhouse gas fluxes from the eutrophic Temmesjoki river and its estuary in the Liminganlahti bay (the Baltic sea). *Biogeochemistry*. 90: 193-208.
- Sing S., Kulshretha K. y Agnihotri S. 2000. Seasonal dynamics of methane emission from wetlands. *Chemosphere: Global Change Science*. 2:39-46.
- Smialek J. Bouchard V., Lippmann B., Quigley M., Granata T., Martin J. y Brown L. 2006. Effect of a woody (*Salix nigra*) and an herbaceous (*Juncus effusus*) macrophyte species on methane dynamics and denitrification. *Wetlands*. 26(2): 509-517.
- Smith K., Ball T., Conen F., Dobbie K., Massheder J. y Rey A. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*. 54: 779-791.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning., R.B. Alley., et al. 2007: Technical Summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Strickland M., Lauber C., Fierer N. y Bradford M. 2009. Testing the functional significance of microbial community composition. *Ecology*. 90(2): 441-451.
- Strom L., Mastepanov M. y Christensen TR. 2005. Species-specific effects of vascular plants on carbon turnover and methane emissions from wetlands. *Biogeochemistry* 75:65–82.

- Tauchnitz N., Brumme R., Bernsdorf S., y Meissner R. 2008. Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the german national park harz mountains. *Plant and Soil*. 303:131-138.
- Torres R., Ramírez F., Fernández F. y Barriga I. 2005. Methanogenesis and methane oxidation in wetlands. Implications in the global cycle. *Hidrobiológica*. 15(3): 327-349.
- Ullah S. y Zinati G. 2006. Denitrification and nitrous oxide emissions from riparian forest soils exposed to prolonged nitrogen runoff. *Biogeochemistry*. 81: 253-267.
- Van A. 2012. Methane. A review. *Journal of Integrative Environmental Sciences*. 9:5-30.
- Van den Pol-Van Dasselaar A. y Oenema O. 1999. Methane production and carbon mineralisation of size and density fractions of peat soils. *Soil Biology Biochemistry*. 31: 877-886.
- Vann C. y Megonigal P. 2003. Elevated CO₂ and water depth regulation of methane emissions: Comparison of wody and non woody wetland plant species. *Biogeochemistry*. 63: 117-134.
- Venterink H., Davidsson T.E., Kiehl K. y Leonardsson L. 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and soil*. 243: 119-130.
- Vitousek P.M. y Sanford R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17: 137-167.
- Whiting G. y Chanton J. 1993. Primary production control of methane emissions from wetlands. *Nature*. 364: 794-795.
- Whiting G. y Chanton J. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus*. 53: 521-528.
- Wilson J., Crill P., Bartlett K., Sebacher D., Harris R. y Sass R. 1989. Seasonal variation of methane emissions from a temperate swamp. *Biogeochemistry*. 8(1): 55-71.
- WMO. 1985. Atmospheric Ozone 1985: Assessment of our understanding of the processes controlling its present distribution and change. Global Ozone Research and Monitoring Project: Report No. 16. World Meteorological Organization, Geneva.
- Xiong Z.Q., Xing G.X. y Zhu Z.L. 2007. Nitrous oxide and methane emissions as affected by water, soil and nitrogen. *Pedosphere*. 17(2): 146-155.

- Yavitt J., Williams C. y Wieder R. 1997. Production of methane and carbon dioxide in peatlands ecosystems across North America: Effects of temperature, aeration, and organic chemistry of peat. *Geomicrobiology Journal*. 14(4): 299-316.
- Yan X., Du L., Shi S. Xing G. 2000. Nitrous oxide emission from wetland rice soil as affected by the application of controlled availability fertilizers and mid season aeration. *Biology fertilizers soils*. 32: 60-66.
- Yu K., Faulkner SP. y Baldwin MJ. 2008. Effect of hydrological conditions on nitrous oxide, methane, and carbon dioxide dynamics in a bottomland hardwood forest and its implication for soil carbon sequestration. *Global Change Biology*. 14, 798–812.
- Zhu R., Liu Y., Ma J, Xu H. y Sun L. 2008. Nitrous oxide flux to the atmosphere from two coastal tundra wetlands in eastern Antarctica. *Atmospheric Environment*. 42:2437-2447.

Capítulo 4

BALANCE DE CARBONO EN HUMEDALES TROPICALES DE AGUA DULCE DE LA PLANICIE COSTERA DEL GOLFO DE MÉXICO

RESUMEN

Los humedales son ecosistemas que proveen una gran variedad de servicios ambientales como el secuestro de carbono. Sin embargo, también son ecosistemas que contribuyen en la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono, metano y óxido nitroso. En este estudio, se determinó un balance neto de carbono en humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce de la zona costera del estado de Veracruz, considerando el potencial de calentamiento global (PCG) de los gases de efecto invernadero, mediante un balance de masa sin considerar el PCG y también se estimó la función como sumidero o emisor de carbono de los humedales en estudio, mediante un modelo dinámico a diferentes horizontes de tiempo (20, 100 y 500 años). Se encontró que sin considerar el PCG de los GEI, los suelos de humedales dulceacuícolas estudiados funcionan como sumideros de carbono. Cuando el PCG de los GEI es considerado, la emisión de carbono en forma de GEI es hasta 7 veces mayor que el carbono secuestrado, sin embargo, la metodología utilizada no considera la dinámica de los gases en la atmósfera (vida media). Cuando se utilizó un modelo dinámico para evaluar la función de los humedales y el cual es un modelo más representativo del ciclo del carbono en los humedales ya que integra productividad, respiración y carbono fijado, y además involucra la vida media de los gases, se encontró que dichos ecosistemas son sumideros netos de carbono a horizontes de tiempo de 500 años. Lo anterior implica la necesidad de conservar y restaurar humedales, los cuales además de otros servicios, demuestran su función como sumideros de carbono sin tener la preocupación de ser fuentes emisoras de GEI.

Palabras clave: selvas inundables, humedales herbáceos, secuestro de carbono, emisión de carbono, balance neto de carbono.

4.1 INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas reconocidos por sus múltiples servicios ambientales, ya que dichos ecosistemas sirven de hábitat para una gran variedad de especies de aves, fauna terrestre y acuática, mejoran la calidad del agua y juegan un papel importante en el ciclo del carbono (Mitsch y Gosselink 2007). El papel de los humedales dentro del ciclo del carbono resulta complejo de entender, considerando la variedad de humedales que existen en el planeta, el tipo de vegetación presente en estos, y los climas característicos de las regiones en que dichos ecosistemas se encuentran. La función neta de los humedales dentro del ciclo del carbono, ha sido pocas veces estudiada y por lo tanto difícilmente entendida. Cuando el carbono atmosférico es fijado en las plantas a través de la fotosíntesis y los residuos de las plantas caen al suelo de los humedales por senescencia, dichos residuos se descomponen lentamente por las condiciones anaerobias que dominan en los suelos de tales ecosistemas y por lo tanto el carbono queda almacenado o secuestrado en el suelo. Sin embargo, un humedal se considera fuente emisora de gases de efecto invernadero (GEI) cuando el carbono almacenado en el suelo del ecosistema es liberado a la atmósfera en forma de GEI, y la cantidad de carbono liberada resulta superior a la cantidad de carbono almacenada en el suelo (Mitsch y Gosselink 2007; Hernández 2010). Muchos estudios han sobreestimado el funcionamiento del servicio ambiental de secuestro o almacenamiento de carbono que los suelos de humedales poseen, debido a que no consideran la cantidad de carbono que en forma de GEI es liberado a la atmósfera (Webb 2002; Brevik y Homburg 2004; Cerón-Bretón et al. 2010). Contrariamente, existen estudios que sólo reportan las emisiones de GEI, en donde se concluye que los humedales actúan como fuentes emisoras, pero estos no estiman la cantidad de carbono que dichos ecosistemas almacenan (Sun et al. 2012; 2013). Pocos son los estudios (Brix et al. 2001; Mitsch et al. 2012) en que se estiman tanto la función de los humedales como almacenadores de carbono, así como la función de éstos como emisores de GEI. Para conocer la función neta del humedal, Whiting y Chanton (2001) reportaron que existen dos factores que deben ser considerados. El primer factor, la tasa de metano emitido y el dióxido de carbono fijado (mol/mol) dentro del sistema, el cual provee un índice de gases de efecto invernadero (carbono) intercambiable con la atmósfera. El segundo factor compara el potencial relativo de los GEI para absorber radiación

infrarroja en la atmósfera, el índice es llamado potencial de calentamiento global (PCG), dicho potencial incorpora el efecto radiactivo, la vida media de los gases en la atmósfera y el efecto indirecto provocado por el retorno químico (Rodhe et al. 1991; Lelieveld et al. 1993). El PCG ha sido usado como un índice estándar de 25:1 por el panel internacional de cambio climático (IPCC 2007) para comparar el metano y el dióxido de carbono sobre un periodo de 100 años. Para periodos más largos (100-500 años) se han elaborado modelos dinámicos en los que se estima la función que los suelos de humedales desempeñan en el ciclo del carbono, considerando los procesos a través de los cuales hay entrada o liberación de carbono dentro del humedal, lo cual involucra el carbono fijado por las plantas reflejado en la productividad y respiración (suelo y planta), carbono secuestrado en el suelo y el carbono liberado en forma de metano (Figura 1) (Whiting y Chanton 2001; Mitsch et al. 2012).

En el presente estudio, nosotros estimamos el balance de carbono en ecosistemas de humedales tropicales de agua dulce. A partir de datos de secuestro de carbono y de gases de efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O) muestreados en humedales naturales de la planicie costera del Golfo de México, de acuerdo al CO_2 equivalente de cada uno de los gases. Basados en un modelo de simulación, también se calculó la función como sumideros o fuentes emisoras de GEI de los humedales estudiados en horizontes de tiempo de 20, 100 y 500 años.

4.2 METODOLOGÍA

Los datos de emisiones de GEI son datos promedio anuales obtenidos de un monitoreo bimestral durante 2 años para CH_4 y N_2O y de un año para CO_2 en tres humedales herbáceos y arbóreos localizados en la planicie costera del golfo de México, en el estado de Veracruz. Los sitios muestreados incluyeron humedales de Estero Dulce, Tecolutla ($20^{\circ}17'53''\text{N}$, $96^{\circ}52'19''\text{W}$), Laguna Chica, Vega de Alatorre ($20^{\circ}05'47.8''\text{N}$ $96^{\circ}41'23.8''\text{W}$) y Boquilla de Oro, alto Lucero ($19^{\circ}49'47''\text{N}$, $96^{\circ}26'59''\text{W}$) (Figura 2) (para detalles de caracterización de los sitios, ver capítulo 3). Los datos de carbono secuestrado, son datos promedio obtenidos en los mismos sitios de estudio donde se midieron los GEI

(ver detalles en capítulo 2). Se realizaron balances de carbono, primeramente mediante un balance de masas, comparando el carbono secuestrado y emitido solamente en forma de metano (Mitra et al. 2005; Mitsch y Gosselink 2007). Un segundo balance para comparar las emisiones de los GEI con el carbono secuestrado en los humedales estudiados se realizó considerando las emisiones de los GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) utilizando un PCG; 25 para CH_4 , 298 para N_2O y 1 para CO_2 (Solomon et al. 2007). Para realizar dicho balance, los datos en unidades de $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ se convirtieron a unidades de $\text{Kg C m}^{-2} \text{año}^{-1}$. Para estimar si los humedales estudiados son considerados como fuentes o sumideros de carbono en diferentes horizontes de tiempo, nos basamos en el modelo reportado por Whaiting y Chanton (2001), en dicho modelo, los valores de potencial de calentamiento global (PCG) utilizados son de 21.8, 7.6 y 2.5 mol CH_4 / mol CO_2 , a horizontes de tiempo de 20, 100 y 500 años, respectivamente. La reducción del PCG es debido al mayor tiempo de vida media del CO_2 en la atmósfera en relación al CH_4 . El modelo propuesto resulta en un gráfico donde el eje x representa la relación molar del metano emitido y el dióxido de carbono fijado en los humedales estudiados. En el eje de las y se indican los datos del PCG expresado como CO_2 equivalente. Los datos utilizados para el modelo mencionado, incluyeron las emisiones de metano y el carbono fijado. El carbono fijado incluye la respiración del suelo (valores de emisión de CO_2 reportados en el capítulo 3) más la respiración de la planta (21% de la productividad aérea; Neubauer et al. 2000), restadas a la productividad de los ecosistemas. El dato de productividad de los humedales fue obtenido en base a la productividad aérea en humedales similares que incluyen algunos de los sitios estudiados y otros humedales cercanos en los sitios estudiados tanto herbáceos ($1.84 \text{ kg biomasa m}^{-2} \text{año}^{-1}$; datos no publicados) como arbóreos ($1.75 \text{ kg hojarasca m}^{-2} \text{año}^{-1}$; Infante et al. 2011), considerando que el porcentaje de carbono de la biomasa tanto en los humedales herbáceos como arbóreos de los sitios en estudio es del 44% (Hernández 2010b). La productividad subterránea considerada para obtener el dato neto de productividad se determinó de acuerdo a la tasa de productividad aérea/subterránea (1:2) reportada en la literatura para humedales herbáceos (Scarton et al. 1999; Asaeda et al. 2005; Murphy et al. 2009) y arbóreos (Briggs 1977; Giraldo 2005). El carbono fijado fue expresado como dióxido de carbono intercambiable en moles como el modelo mencionado lo requiere (Tabla 1).

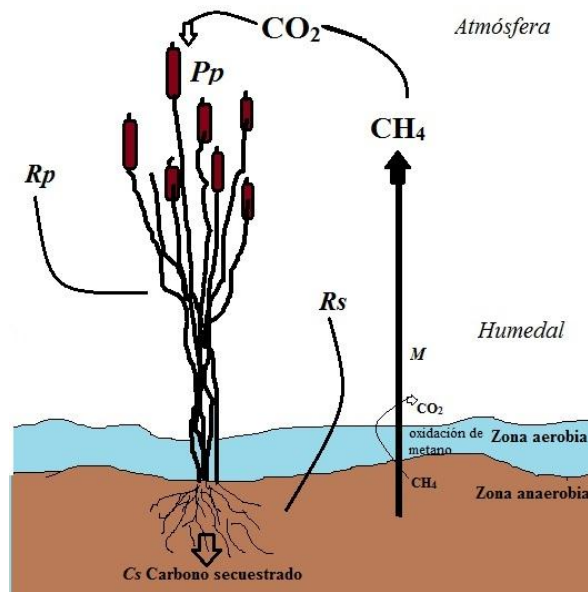


Figura. 1 Modelo conceptual de secuestro de carbono en humedales y su intercambio con la atmósfera. *Cs* carbono secuestrado; *M* emisión de metano; *Pp* productividad; *Rp* respiración de la planta; *Rs* respiración del suelo.

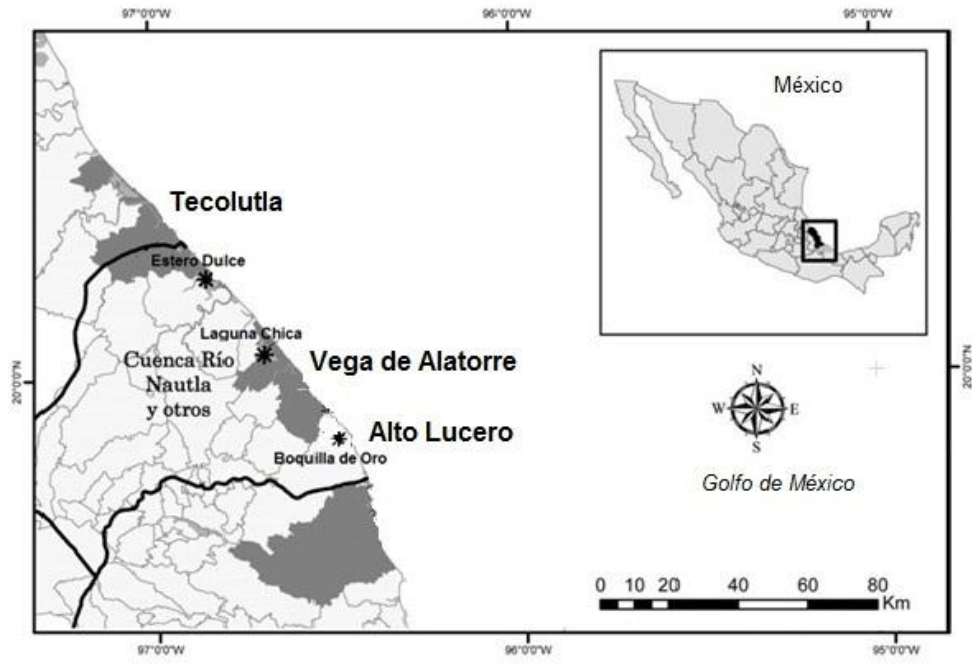


Figura. 2 Ubicación de los sitios de muestreo de gases de efecto invernadero y secuestro de carbono.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Balances de carbono

4.3.1.1 Balance de masas

Los humedales tropicales estudiados secuestraron de 0.29 a 1.17 Kg C m⁻² año⁻¹, con una tasa de secuestro de carbono promedio de 0.42 y 1.09 Kg C m⁻² año⁻¹ en los suelos de humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente (Figura 3 a y b). La diferencia promedio de la tasa de carbono secuestrado entre los dos tipos de humedales fue del 38.5%, con diferencias significativas en el carbono almacenado entre los dos tipos de humedales como se describió en el capítulo 2. Cuando comparamos sobre una base molecular, sin considerar los potenciales de calentamiento global (Figura 3 a y b), encontramos que los valores promedios de carbono secuestrado en los humedales herbáceos (0.42 Kg Cm⁻² año⁻¹) y en el suelo de los humedales arbóreos (1.09 Kg Cm⁻² año⁻¹) fueron de aproximadamente 2 y 6 veces más carbono del que fue liberado a la atmósfera en forma de metano (0.238 y 0.184 Kg Cm⁻² año⁻¹ en los suelos de humedales herbáceos y arbóreos) y con tasas de CH₄:CO₂ menores que la del potencial de calentamiento global del metano con respecto al dióxido de carbono (25:1) tanto en los humedales herbáceos (4.85:1) como arbóreos (16.29:1). Por la razón de observar mayor carbono secuestrado que emitido, se remarcaron los datos en color verde como indicador del potencial del ecosistema para el secuestro de carbono.

4.3.1.2 Balance de C incluyendo el potencial de calentamiento global de los gases medidos

En segundo balance de carbono, pero considerando los potenciales de calentamiento global, las emisiones de los GEI medidos, se convirtieron a CO₂ equivalentes. Las emisiones de C-CH₄ oscilaron de 1.09 a 2.87 Kg C m⁻² año⁻¹, con valores promedio de 2.17 Kg C m⁻² año⁻¹ en los humedales herbáceos y 1.68 Kg C m⁻² año⁻¹ en los humedales arbóreos (Figura 3 c y d). Para el gas N₂O, la emisión en equivalentes de CO₂ osciló de 0 a 2.3 Kg C m⁻² año⁻¹, siendo 81% mayor en los humedales arbóreos (1.34 Kg C m⁻² año⁻¹) en comparación con los suelos de humedales herbáceos (0.74 Kg C m⁻² año⁻¹). Haciendo un balance de carbono en los humedales estudiados con respecto a CO₂ equivalentes, el carbono secuestrado fue de 0.42 y 1.09 Kg C m⁻² año⁻¹ en los humedales herbáceos y arbóreos, respectivamente

(Figura 2 c y d). Sin embargo, al convertir las emisiones de metano y óxido nitroso a equivalentes de dióxido de carbono, el carbono emitido por el suelo de los humedales a la atmósfera fue 7.6 veces más alta de lo que secuestraron en los humedales herbáceos ($3.2 \text{ Kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y 3.3 veces mayor en los humedales arbóreos ($3.6 \text{ Kg C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Por la razón de observar mayor emisión de carbono del que los humedales secuestraron, los datos fueron remarcados en color rojo, como un indicador de alerta.

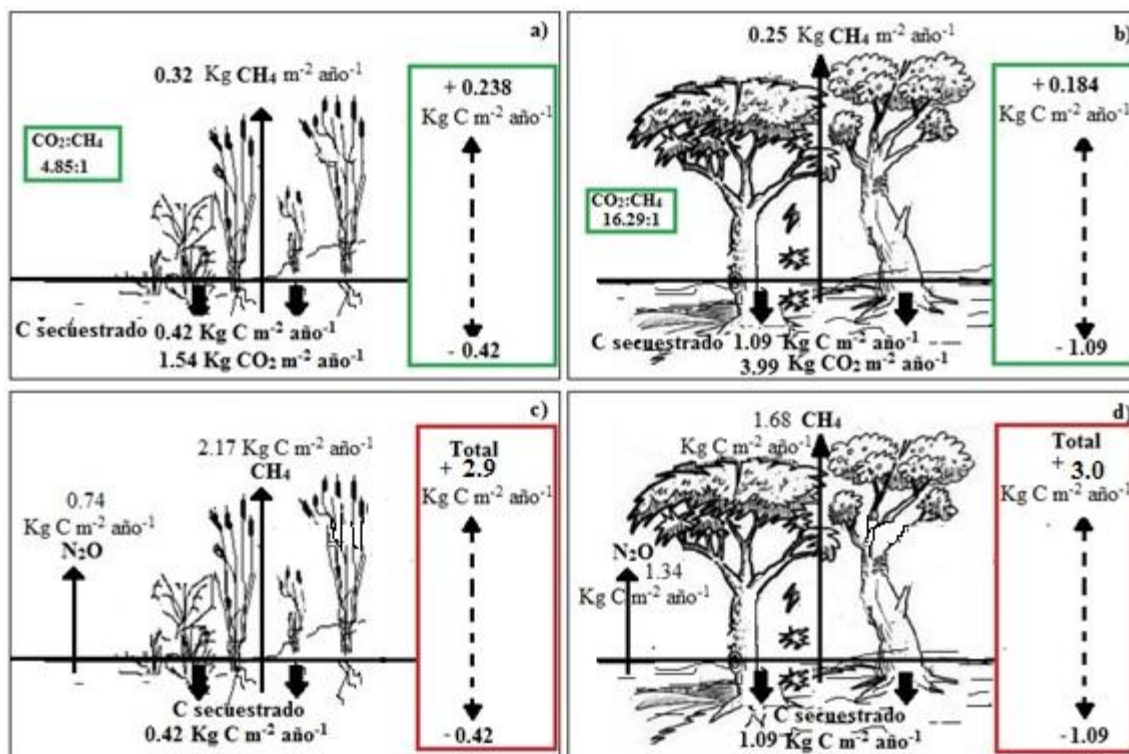


Figura 3. Diagrama de las concentraciones de carbono de acuerdo a una base molecular entre el carbono secuestrado y emitido considerando solo el gas metano (a: humedal herbáceo y b: arbóreo) y gases (N_2O y CH_4) en forma de carbono emitidas a la atmósfera de acuerdo a su potencial de calentamiento global y carbono secuestrado en el suelo de humedales herbáceos (c) y arbóreos (d) de los sitios estudiados. Las flechas hacia arriba y signos positivos indican emisión. Flechas hacia abajo y signos negativos indican secuestro de carbono.

4.3. 1.3 Modelo de carbono en los humedales estudiados a diferentes horizontes de tiempo.

Un balance de carbono entre el carbono secuestrado y la emisión de metano en forma de carbono tomando en cuenta un horizonte de tiempo corto (pocas décadas; PCG_M : 21.8) calculado para un período de integración de 20 años, y la relación del PCG con la tasa CH_4/CO_2 medida en nuestros sitios de estudio (Tabla 1) sugieren que los dos tipos de humedales pueden ser considerados como fuentes emisoras de GEI (Figura 4, círculos y cuadros). Cuando consideramos un horizonte de tiempo mayor (100 años), como para observar cambios en la temperatura atmosférica o en los niveles de agua de mar asociados al calentamiento global, el GWP utilizado fue de 7.6 y a éste período de tiempo también se observó que los dos tipos de humedales siguieron comportándose como fuentes emisoras de carbono (Figura 4, círculos y cuadros). Con un horizonte de tiempo más extendido (500 años), donde el GWP considerado es de 2.6, la función de los suelos de humedales herbáceos y arbóreos resultó claramente como sumidero neto de carbono (Figura 4, círculos y cuadros). Cada humedal recibe un punto de balance entre los equivalentes de CO_2 secuestrados y CH_4 emitidos, expresado aquí como punto de compensación (Tabla 1).

Tabla 1. Biomasa, productividad, respiración, carbono neto e intercambio anual de CH₄ y CO₂ en los humedales tropicales de agua dulce estudiados.

Tipo de humedal	Biomasa aérea (kg m ⁻² año ⁻¹)	Productividad		Respiración			Emisión C-CH ₄	CH ₄	CO ₂	CH ₄ /CO ₂ (mole/mole)	Punto de compensación	
		(g C m ⁻² año ⁻¹)										(mol m ⁻² año ⁻¹)
		Aérea ¹	Subterránea ²	Suelo ³	Planta ⁴	Total						
Herbáceo	1.84	809.6	1619.2	1868.8	170.02	390	238	19.8	32.5	0.61	0.59	
Selva Inundable	2.05*	902.0	1804.0	1985.6	192.57	528	184	15.33	44	0.35	1.9	

*1.75 kg hojarasca m⁻² año⁻¹ (Infante et al. 2011) mas 17% para obtener la biomasa aérea total de acuerdo a Brown (1981).

¹ PA: Biomasa x (44% C) de acuerdo a Hernández (2010b); ² PS: Productividad aérea x 2; ³ R_{suelo}: Emisión de CO₂ (detalles en capítulo 3); ⁴ R_{planta}: 21% de la productividad aérea (Neubauer et al. 2000). C neto fijado: (P. aérea + P. subter.) - (R_{suelo} + R_{planta}); CO₂: (mol m⁻² año⁻¹): [(C neto)*(44/12)]/44

4.4 DISCUSIÓN

En los humedales, las emisiones de GEI y la función de sus suelos como almacenadores de carbono, son procesos que ocurren de forma natural, resultado de las diferentes condiciones físico-químicas que prevalecen en los suelos, éstas últimas, influenciadas a su vez por las condiciones climáticas que permiten desarrollar cierta hidrología y diferencias en la vegetación de los ecosistemas (Pant et al. 2002; Dalal et al 2008). Como se describió en el capítulo de gases (Capítulo 3), las emisiones de metano encontradas en los suelos de humedales en estudio son menores a las reportadas en otros países templados y subtropicales (Mitsch et al. 2012; Sun et al. 2012), además, estos mismos suelos de humedales también han sido reportados como secuestradores de carbono con valores superiores a los reportados en suelos de humedales de otras regiones (Campos et al. 2011; Marín-Muñiz et al. 2011), lo cual es atribuido a la alta productividad que tienen los humedales tropicales en comparación con otras regiones y otros tipos de ecosistemas (Pant et al. 2002; Chimmer y Ewel 2005). Debido a la importancia que los ecosistemas de humedales tienen por los múltiples servicios que estos proveen (Drew et al. 2005) y a que es poca la información existente sobre el ciclo de carbono en humedales de agua dulce, estudios como este son pertinentes, ya que los resultados aquí reportados, son de los primeros obtenidos para los humedales costeros de agua dulce del estado de Veracruz, zona de la región tropical que no había sido explorada en cuanto a su funcionamiento como secuestrador o emisor de carbono. En México, las zonas costeras más vulnerables al cambio climático se ubican en Veracruz (www.greanpeace.org). Aunque el efecto del cambio climático sobre los humedales es incierto, varios escenarios que amenazan la presencia de humedales y especies asociadas a dichos ecosistemas han sido descritos (Root et al. 2003; Hulme 2005; Erwin 2009). Gran atención se ha puesto al considerar que los humedales también emiten GEI, sin embargo, poco se ha investigado en cuanto a la función neta de los humedales como emisores de GEI, si se toma en cuenta también su función como almacenador de carbono y como dicha función varía con respecto al tiempo. El carbono almacenado en el suelo de los humedales estudiados fue hasta 7 veces

menos que lo observado como emitido hacia la atmósfera. Con el mismo tipo de cálculo, Mitra et al (2005) usando valores de metano y carbono de humedales del mundo, reportaron 1.5 t C ha^{-1} de producción de metano como carbono equivalente y 1.4 t C ha^{-1} de carbono secuestrado sugiriendo un impacto mínimo de los humedales sobre el cambio climático. Mientras que en humedales creados de Ohio, Mitsch y Gosselink (2007), reportaron que los suelos de los humedales almacenaron más carbono del que estos emitieron en forma de C-CH_4 . En ambos estudios mencionados, no se consideraron las emisiones de óxido nitroso, como en nuestro estudio, por lo que a esto se atribuye la mayor cantidad de carbono emitida en comparación a la secuestrada obtenida en este trabajo. Sin embargo, cuando comparamos sobre una base molecular, sin considerar los potenciales de calentamiento global, el carbono secuestrado resulta mayor al carbono emitido y con tasas de $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ menores que la del potencial de calentamiento global (25:1) en los dos tipos de humedales. Al igual que en este estudio, y usando el mismo tipo de metodología, Mitsch et al (2012) encontraron tasas de $\text{CH}_4:\text{CO}_2$ con valores \geq a 25:1, para humedales naturales tropicales de Costa Rica, Botswana y Ohio. Mientras que una tasa de secuestro de dióxido de carbono a metano emitido de 50:1 fue observada en un humedal creado en Ohio. Cuando se hace uso de la metodología donde se consideró el potencial de calentamiento global de los gases (Mitra et al. 2005; Mitsch y Gosselink 2007), y en donde nuestros resultados implican mayor carbono emitido que secuestrado, no se toma en cuenta el contexto del calentamiento global ni el ciclo completo de carbono en los humedales, ya que se que considera el PCG de cada gas, pero no se considera la vida media de los gases. En la atmósfera el PCG es dinámico y no fijo como lo involucra la metodología seguida, porque 25:1 para CH_4 , y 300:1 para N_2O cambian con respecto al tiempo, por lo que el balance realizado puede considerarse sobre estimado.

Por lo anterior, el modelo dinámico a diferentes horizontes de tiempo es un modelo más preciso del intercambio de carbono. De acuerdo al modelo utilizado en este estudio, se demuestra que los humedales resultan sumideros de carbono cuando se considera la vida media del metano en la atmósfera, ya que a horizontes de tiempo de

500 años, la función como sumidero de los humedales es clara. Al igual que en este estudio, Mitsch et al (2012) mostraron mediante un modelo dinámico de flujos de carbono, que las emisiones de metano medidas en humedales templados y tropicales empiezan a ser despreciables a partir de períodos de tiempo de 300 años en comparación con el carbono que secuestran. Aunque en dicho estudio se usó un método diferente al nuestro para calcular la función neta de los suelos de humedales como secuestradores o emisores de carbono, su estimación resulta similar a lo encontrado en este trabajo. Similarmente, un balance de carbono realizado con datos de humedales boreales, templados y subtropicales, mostraron que considerando un horizonte de tiempo de 500 años, los humedales funcionan como sumideros de carbono y por lo tanto cesan las emisiones de GEI a la atmósfera (Whiting y Chanton 2001). Contrario a nuestros resultados, Bridgham et al. (2006), basado en un análisis de balance de carbono con datos de diferentes humedales obtenidos en la literatura, reportaron que los humedales pueden no ser sumideros netos de carbono, si acaso, éstos ecosistemas podrían dar un balance cero entre emisiones de metano y carbono secuestrado, y que los humedales creados podrían incrementar la fuerza radiactiva neta. Sin embargo, los mismos autores describen que la incertidumbre en los resultados tanto de emisión como de secuestro de carbono es mayor al 100%, debido a la escasez de datos sobre tasas de acreción de suelo y la necesidad de usar factores de conversión para muchos de sus datos utilizados. Aunque no todos los datos utilizados para la realización del modelo utilizado fueron obtenidos en este estudio, los resultados obtenidos en este trabajo son una estimación de lo que sucede en los humedales costeros de agua dulce de la planicie costera de Veracruz, porque tanto las mediciones de secuestro como de gases se realizaron en los mismos sitios y porque considera la dinámica de carbono que ocurre en los humedales; que incluye productividad, respiración planta suelo, secuestro y emisión de carbono y la vida media de los GEI en la atmósfera. Tomando en cuenta que la vida media de los ecosistemas naturales de humedales, que de acuerdo a Thompson y Hamilton (1983), ocurre entre cientos y miles de años y retomando los resultados obtenidos en este estudio, la función promedio de los humedales es como sumideros y no como fuentes emisoras de GEI. Para este estudio, los horizontes de tiempo y la función como

sumideros o fuentes emisoras de carbono de los humedales, se consideraron humedales herbáceos y arbóreos de agua dulce, sin embargo, el cambio climático puede afectar de forma diferente a los distintos tipos de ecosistemas de humedales existentes, alterando las diferentes características de los ecosistemas y afectando así de distinta forma el ciclo del carbono. Por ejemplo, la hidrología puede variar, y esta a su vez influencia cambios en las condiciones redoximórficas del suelo. Condiciones aerobias favorecen la reducción de emisiones de metano pero a su vez intensifica la producción de dióxido de carbono, lo cual ocasiona pérdida del carbono que había estado almacenado en el suelo (Goreau y Mello 2007; Dalal et al. 2008). De acuerdo a lo obtenido en este estudio, consideramos que el hecho de referirse a los humedales como contribuidores al calentamiento global por estudios previos (Torres et al. 2005; Altor y Mitsch 2006; Sun et al. 2013), ha sido consecuencia de la escala de corto tiempo de la mayoría de los estudios de intercambio gaseoso en humedales y al uso inapropiado de la hidrología, como describió Lloyd (2006) quien mediante un balance anual de carbono en humedales del Reino Unido, encontró mayor pérdida de carbono en comparación a lo que el sitio secuestró en sus suelos, lo cual atribuyó a los bajos niveles de agua que originaban oxidación y por consecuencia, liberación de carbono.

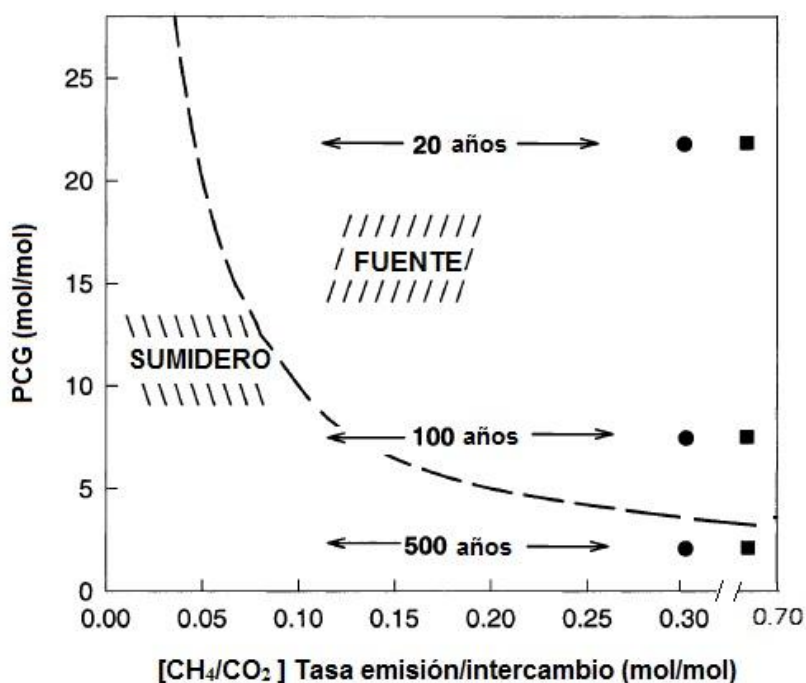


Fig. 4. Tasa de intercambio anual de los datos de CH₄/CO₂ presentados en la tabla 1, expresados sobre el modelo propuesto por Whiting y Chanton 2001. Los círculos y cuadros representan a los humedales arbóreos y herbáceos, respectivamente a horizontes de tiempo de 20, 100 y 500 años.

4.5 CONCLUSIÓN

Los humedales herbáceos y arbóreos en estudio son considerados como fuentes emisoras de GEI cuando son evaluados por períodos de tiempo relativamente cortos (<100 años). Sin embargo, se consideran sumideros de GEI, y por lo tanto atenuantes del calentamiento global si éstos son evaluados por horizontes de tiempo largos (>100 años). Con lo anterior, se demuestra la importancia de proteger, y restaurar los humedales existentes, y que sumado a la función de almacenamiento de carbono, los múltiples servicios ecosistémicos que proporcionan los humedales en beneficio de los seres humanos continuarán a futuro si éstos son protegidos.

4.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altor A. y Mitsch W. 2006. Methane flux from created riparian marshes: relationship to intermittent versus continuous inundation and emergent macrophytes. *Ecological Engineering*. 28: 224-234.
- Asaeda T., Hai D., Manatunge J., Williams D. y Roberts J. 2005. Latitudinal characteristics of below and aboveground biomass of *Typha*: a modeling approach. *Annals of Botany*. 96: 299-312.
- Brevik E., y Homburg J. 2004. "A 500 year record of carbon sequestration from a coastal lagoon and wetland complex, Southern California, USA", *Catena*. 57: 221-232.
- Bridgham SD., Megonigal JP., Keller JK., Bliss NB., Trettin C. 2006. The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*. 26:889-916.
- Briggs SV. 1977. Estimates of biomass in a temperate mangrove community. *Austin Journal Ecology*. 2:369-373.
- Brix H., Sorell BK. y Lorenzen B. 2001. Are pragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic botany*. 69:313-324.
- Brown S. 1981. A comparison of the structure, primary productivity, and transpiration of cypress ecosystems in Florida. *Ecological Monographs*. 51(4):403-427.
- Campos A, Hernández ME, Moreno-Casasola P, Cejudo E, Robledo A, Infante D (2011) Soil water retention and carbon pools in tropical forested wetlands and marshes of the Gulf of Mexico. *Hydrological Science Journal*, 56:8, 1388-1406.
- Cerón-Bretón JG., Cerón-Bretón RM., Rangel -Marrón M., Estrella-Cahuich A. 2010. Evaluation of carbon sequestration potential in undisturbed mangrove forest in Términos Lagoon, Campeche. *Development, Energy, Environment, Economics*. ISBN: 978-960-474-253-0. 295-300.
- Chimner RA. y Ewel KC. 2005. A tropical freshwater wetland: II. Production, decomposition, and peat formation. *Wetlands Ecology Management*, **13**, 671–684.

- Dalal R.C., Allen D.E., Livesly S.J. y Richards G. 2008. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. *Plant and Soil*. 309: 43-76.
- Erwin K. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetland Ecology and Management*. 17: 71-84.
- Giraldo B. 2005. Belowground productivity of mangrove forests in southwest Florida. Tesis de doctorado. Universidad de Luisiana, USA.
- Goreau T.J y Mello W.Z. 2007. Minimizing net greenhouse gas sources from mangrove and wetland soils. In: Greenhouse gas and carbon balance in mangrove ecosystems. Y. Tateda (eds.) Maruzen, Tokyo, Japan. 239-248.
- Hernández M.E. 2010. Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*. 28(2):139-147.
- Hernández M.E. 2010b. Descomposición de biomasa aérea y raíces en humedales costeros dulceacuícolas en el estado de Veracruz. XXIII Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y II del Trópico Mexicano 2010. Colegio de postgraduados Campus Veracruz. 17-20 Noviembre 2010.
- Hulme PE. 2005. Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal Application Ecology*. 42:784–794
- Infante D., Moreno-Casasola P., Madero-Vega C., Castillo-Campos G. y Warner B. 2011. Floristic composition and soil characteristics of tropical freshwater forested wetlands of Veracruz on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262, 1514-1531.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Pachauri RK, Reisinger A). IPCC, Geneva, Switzerland
- Lelieveld J., Crutzen PJ. y Dentener FJ. 1998. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*. 50b, 128-150.

- Marín-Muñiz JL., Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. 2011. Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz. *Tropical and subtropical Agroecosystems*. 13:365-372.
- Mitsch WJ y Gosselink JG (2007) *Wetlands* (4thedn). John Wiley & Sons, New York. NY.
- Mitra S, Wassmann R, Vlek PLG. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*. 88:25–35.
- Mitsch WJ., Bernal B., Nahlik A., Mander U., Zhang L., Anderson C., Jorgensen S. y Brix H. 2012. Wetlands, carbon and climate change. *Landscape Ecology*. DOI 10.1007/s10980-012-9758-8.
- Murphy MT., McKinley A. y Moore T.R. 2009. Variations in above and below ground vascular plant biomass and water table on a temperate ombrotrophic peatland. *Botany*. 87:845-853.
- Neubauer S., Miller W., Cofman I. 2000. Carbon cycling in a tidal freshwater marsh ecosystem: a carbon gas flux study. *Marine Ecology Progress Series*. 199:13-30.
- Pant H., Rechigl J. y Adjei M. 2003. Carbon sequestration in wetlands: Concept and estimation. *Food, Agriculture and Environment*. 1(2): 308-313.
- Rodhe H. 1990. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science*. 248:1217-1219.
- Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*. 421:57–60.
- Scarton F., Day J. y Rismondo A. 1998. Above and belowground production of *Phragmites australis* in the Po Delta, Italy. *Boll. Mus. Civ. St. nat. Venezia*. 49: 213-222.
- Sun Z., Jiang H., Wang L., Mou X y Sun W. 2012. Seasonal and spatial variations of methane emissions from coastal marshes in the northern Yellow River estuary, China. *Plant and Soil*. DOI 10.1007/s11104-012-1564-1.
- Sun Z., Wang L., Tian H., Jiang H., Mou X y Sun W. 2013. Fluxes of nitrous oxide and methane in different coastal salt marshes of the Yellow River estuary, China. *Chemosphere*. 90:856-865.

- Thompson K. y Hamilton, A.C. 1983. Peatlands and swamps of the African continent. In: Gore, A.J.P. (Ed.), *Ecosystems of the World 4B: Mires, Swamp, Bog, Fen and Moor — Regional Studies*. Elsevier, Amsterdam, pp. 331–373.
- Torres R., Ramírez F., Fernández F. y Barriga I. 2005. Methanogenesis and methane oxidation in wetlands. Implications in the global carbon cycle. *Hidrobiológica*. 15(003): 327-349.
- Webb A. 2002. “Pre-clearing Soil Carbon Levels in Australia”. National Carbon Accounting System Technical Report No. 12. Australian Greenhouse Office, Canberra, pp.204.
- Whiting J. G. y Chanton J. P. 2001. “Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration”. *Tellus*. 53: 521-528.
- www.greenpeace.org. Veracruz: vulnerabilidad frente al cambio climático. 2

Capítulo 5
**“CADA VEZ HAY MENOS HUMEDALES”. PERCEPCIONES SOBRE
SERVICIOS AMBIENTALES DE HUMEDALES EN MONTE GORDO,
VERACRUZ, UN ELEMENTO CLAVE PARA EDUCAR
AMBIENTALMENTE.**

RESUMEN

Este estudio indagó las percepciones sobre los servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas de humedales en habitantes de Monte Gordo, Veracruz, se recogieron datos de informantes clave mediante entrevistas semi-estructuradas, los datos se analizaron y reforzaron con las percepciones obtenidas durante una prueba piloto, y éstos últimos se categorizaron de acuerdo a la población económicamente activa y jóvenes estudiantes. El análisis de percepciones incluyó las reflexiones de jóvenes y adultos. Los entrevistados percibieron a los productos alimenticios, materia prima para construcción, y la actividad turística como los principales servicios ambientales que los humedales proveen, aunque los servicios percibidos son servicios reconocidos de provisión y el de actividades turísticas como culturales, servicios importantes para el buen funcionamiento del ambiente y la salud como lo son los de soporte (ciclo de nutrientes, biodiversidad) y de regulación (regulación de clima, agua, provisión de agua, etc), no fueron reconocidos por la población entrevistada. La pérdida de humedales en la comunidad de estudio es una situación actual y preocupante, las respuestas de la población en cuanto a las situaciones que lo han provocado y su importancia a nivel local fueron dependientes del tipo de población (Jóvenes y adultos), los jóvenes se mostraron menos perceptores de los servicios ambientales que los ecosistemas de humedales proveen, resultado de su poca relación o desapego con dichos ecosistemas. Las diferencias generacionales de percepción observadas resaltan la importancia de conocer y diferenciar lo que la gente local conoce y percibe sobre el funcionamiento y servicios de los humedales, y el diseño de programas educativos que integren dichas percepciones y las diferentes formas de persuadir en cuanto a la importancia del funcionamiento de los humedales y sus

servicios ambientales entre las diferentes generaciones, sin dejar de incluir a las autoridades locales, quienes juegan un papel importante en la toma de decisiones.

Palabras clave: *Percepciones; humedales; servicios ambientales; informantes clave; educación ambiental.*

5.1 INTRODUCCIÓN

Las diversas actividades que para subsistir han desarrollado las poblaciones humanas, han modificado profundamente la estructura y funcionamiento de los humedales (Abarca y Herzig, 2002; Moreno-Casasola, 2006). Los humedales son sitios de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos que se caracterizan porque sus suelos permanecen saturados de agua ya sea de forma temporal o permanente y con vegetación la mayor parte del año adaptada a dichas condiciones (Mitsch y Gosselink, 2007: 29). El valor de los humedales radica en las múltiples funciones naturales que realizan y que resultan en servicios ambientales en beneficio para los seres humanos, ejemplo de éstos son: la producción de materia prima para construcción (madera), recursos alimenticios (peces y mariscos) y ornamentales (flores), mejoramiento de la calidad del agua, hábitat de especies terrestres, acuáticas y de aves, entre otros. Además, los humedales juegan un papel primordial en los ciclos hidrológicos y de otros nutrientes como el nitrógeno, fósforo, y carbono (Manson y Moreno-Casasola, 2007), sin embargo la intensa presión de las actividades humanas sobre los humedales, que incluye la sobre explotación de los componentes de estos ecosistemas y el avance de la mancha urbana sobre el hábitat, son algunas amenazas para la conservación de los mismos. En general las poblaciones que hacen un uso directo de los humedales o que habitan en áreas cercanas a ellos, no conocen a profundidad los procesos ecológicos de los humedales o su funcionamiento como reguladores de ciclos vitales, sumado a lo anterior, los educadores ambientales desconocen lo que la gente sabe sobre dichos ecosistemas,

como consecuencia, las acciones para la protección de los humedales y para la atención de problemas ambientales asociados que los afectan, son muy limitadas.

A través del análisis de las experiencias, algunos autores han descrito la necesidad de fomentar en los ciudadanos acciones de educación ambiental, orientadas a generar cambios de actitud y fortalecer la autonomía comunitaria en beneficio de los ecosistemas costeros (Carmona-Díaz et al., 2004; Carrero y García, 2008; Moreno-Casasola, 2009). Muchos de los trabajos de educación ambiental que se han generado a lo largo de más de tres décadas, han iniciado con la idea de que la educación basada en la transmisión de contenidos, logrará generar los deseados cambios en las actitudes y comportamientos que llevarán a la conservación de los ecosistemas. Dieleman y Juárez-Nájera (2008: 145) señalan que una de las razones por la que los programas de educación ambiental no contribuyen a alcanzar los objetivos que llevarán a la transformación en actitud y comportamiento, es porque desde la etapa del diseño de estos programas, no se incluyen la aplicación de conocimiento en situaciones reales de vida, ni las interpretaciones que los participantes le dan a los ecosistemas en base a su saber empírico.

Partiendo de la visión anterior, argumentaremos que antes de proponer y elaborar programas de educación ambiental o manejo sustentable de los humedales, un paso esencial es conocer cómo los individuos conviven e interactúan con ellos. Dentro de las investigaciones sociales, y en el contexto de los humedales, una forma de poder entender o interpretar el significado que la gente le da a dichos ecosistemas, de acuerdo a sus experiencias de vida y de contacto directo con tales sitios, es haciendo uso de las percepciones y su interpretación.

Vargas (1994: 47), define a la percepción como un proceso biocultural, en otras palabras, dicho proceso es resultado de las experiencias culturales e ideológicas aprendidas desde la infancia y éstas son moldeadas por las interacciones con el mundo que le rodea. Lo anterior se refuerza con lo planteado por Neisser (citado en Fernández 2008: 183), cuya definición de percepción hace referencia a una continua

interacción con el ambiente natural y social. Refiriéndose a los modelos de representación social que propone Moscovici (citado en Mora, 2002: 18) la percepción social se describe como una instancia mediadora entre el estímulo, el objeto exterior y el concepto que de él nos hacemos, es decir, no es resultado sólo de características físicas observables, si no de los rasgos que cada persona atribuye como blanco de sus vivencias y experiencias.

Con base en las definiciones de percepción descritas en este estudio, el concepto de percepción se considera como la interpretación de las sensaciones y emociones basadas en la experiencia y los recuerdos previos, en conjunto con la interacción con su entorno natural y social.

El conocer las percepciones de los seres humanos, permitirá interpretar con mayor precisión el significado de sus acciones y determinar aquellos aspectos que influirán en la toma de decisiones futuras, en este caso, con relación a la protección de los humedales estrechamente conectada hacia un desarrollo más sustentable.

En este sentido argumentamos que conocer la percepción sobre humedales, de gente que convive y obtiene recursos de dichos ecosistemas, puede servir como una base efectiva para proponer un proyecto de educación ambiental, un programa de restauración o de manejo, entre otros.

5.1.1 Antecedentes sobre el estudio de humedales

A continuación se hace una revisión analítica de algunos estudios sobre humedales y la interacción de la gente con dichos ecosistemas y sus principales hallazgos; por su condición de zonas pantanosas, los humedales han sido poco apreciados, incluso mucha gente llega a pensar que no tienen uso y no prestan servicio alguno, más bien, se tiene la idea de que son sitios hostiles y peligrosos (Velázquez y Hoffman, 1994; Moreno-Casasola et al., 2009). En los últimos 20 años, los estudios sobre el funcionamiento y composición de los humedales en México se han incrementado (Dugan, 1992; Velasco, 2008; Peralta-Peláez y Moreno-Casasola, 2009). Sin

embargo, pocas veces se evalúa la forma en que la gente percibe sus recursos, la percepción de los ecosistemas depende del contexto en el que desarrollan sus modos de vida (Carvajal, 1994; Chávez, 2007).

En Halifax, Nueva Escocia, Canadá, Manuel (2003), investigó cual era la percepción de la gente sobre los humedales en vecindarios locales, el 52% de la población mencionó que consideraba importante y benéfica la presencia de humedales, mientras que el 42% de la población proporcionó una respuesta opuesta, en dicho trabajo los autores sugieren que el conocimiento sobre los ecosistemas favorece el nivel de concientización y por lo tanto provee mayores posibilidades de modificación de comportamientos. Sin embargo, como se apunta en este estudio, el conocimiento no es el único factor que induce a que los individuos actúen en favor de la protección de un ecosistema, o que determine cambios de comportamiento, algunos autores hacen referencia a otras características individuales como las creencias, la moral, y los hábitos adquiridos por el ser humano en el entorno que vive, los cuales también influyen en la modificación de actitudes (Harris, 1996; Blázquez, 2001). En otro estudio en el que se investigó la percepción sobre humedales en maestros de primaria en Kenya, África, se encontró que los humedales fueron principalmente valorados por su función como suministro de agua para diversos usos (Ndaruga e Irwin 2003), las principales amenazas en los humedales que fueron percibidas por los maestros fueron: la presión de la población; erosión del suelo; deforestación y sobrepastoreo y sugieren que éstas percepciones sean consideradas dentro de los programas de formación para profesores, quienes suelen tener un papel de liderazgo en las comunidades.

La utilización de los recursos y la forma como se relaciona la gente con los humedales no en todos los lugares es igual, ya que los contextos culturales y biogeográficos varían e involucran necesidades específicas en los diferentes grupos o comunidades existentes, por ejemplo: en México existen muchas poblaciones costeras en las que sus habitantes dependen en gran parte de los recursos que los humedales les proveen; por lo tanto esto debe ser considerado antes de asumir que la

educación por sí sola, o la prohibición del uso de los ecosistemas resolverán el problema de deterioro de los humedales.

Kaplowitz y Kerr (2003), mediante encuestas telefónicas investigaron la percepción sobre humedales en residentes de Michigan, Estados Unidos; el estudio reveló un interés por proteger y conservar los humedales por parte de los entrevistados. Los autores señalan que al menos el 60% de los encuestados piensa que la presencia de humedales es de vital importancia para los seres vivos, el análisis sugiere que los encuestados más jóvenes, y los habitantes con mayor nivel de educación mostraron mayor interés por la existencia de los humedales; observaron también que había diferencias menores al comparar las respuestas obtenidas por entrevistados de sitios rurales y urbanos, estudios como este se realizan en otros contextos para observar las tendencias sobre lo que los ciudadanos opinan en cuanto a un problema determinado, y ofrecen una visión muy parcial de la realidad. Sin embargo, en las investigaciones sociales resulta de vital importancia la convivencia y observación directa con la población, porque al entrevistar a una persona cara a cara, se lleva a cabo un diálogo más fluido en el que posiblemente surgirán preguntas o ideas que no son consideradas en una guía de preguntas, asimismo, al utilizar el teléfono como vía de comunicación, se deja de lado la posibilidad de incluir en el análisis a las personas sin teléfono, quienes podrían tener una visión o percepción totalmente diferente. Mediante las entrevistas realizadas cara a cara, se puede generar una confianza mayor que por teléfono, así mismo, algunas de las respuestas que el entrevistado esté proporcionando se pueden constatar mediante observación directa.

5.1.2 La conservación de humedales en el contexto mexicano

Aunque los resultados obtenidos en los trabajos previamente citados resultan importantes para los fines propuestos por sus respectivos autores, es evidente que los países desarrollados tienen características culturales y sociales muy distintas a las de los países en vías de desarrollo, como sería el caso de México, en nuestro país, la percepción está relacionada de forma directa con el uso y consumo de los productos que se obtienen del humedal y que son parte vital para su sobrevivencia, por lo cual

la indagación sobre percepciones de la gente de comunidades con presencia de humedales en México es especialmente pertinente.

Es escasa la literatura que explore las percepciones y actitudes sobre humedales en México, los trabajos existentes han iniciado a partir de conflictos propiciados por la expansión de las poblaciones humanas, poniendo en riesgo la biodiversidad de los humedales, igualmente, en varios casos se han implementado proyectos buscando influenciar la toma de decisiones, y transformar las actitudes y el comportamiento de las personas, sin conocer la problemática social y económica local, ni lo que la gente percibe sobre dichos ecosistemas. En La Mancha-El Llano, Ver. México, ante un conflicto observado entre ganaderos y pescadores en la zona de humedales por querer tener más extensión de tierras para el ganado, perjudicando las áreas de humedales donde crecen una gran cantidad de peces y mariscos, Moreno-Casasola inició en 1998 un programa en el cual se incluían acciones de conservación, educación ambiental y proyectos productivos sustentables; a más de una década se ha logrado que actualmente el sitio La Mancha-El Llano se haya decretado como un sitio Ramsar (No. 1336). RAMSAR, (es un convenio internacional firmado en Ramsar Irán en 1971 para proteger los humedales), del cual México es miembro (Moreno-Casasola, 2006). Con el decreto como sitio RAMSAR, se establecieron compromisos de diferentes actores (gobierno municipal, estatal, federal, sector social y técnico) para participar en un plan de manejo, con el cual se han logrado mejoras en las actitudes en algunos sectores de la población, el reflejo del cambio de actitud en beneficio de la conservación de los humedales de la zona La Mancha-El Llano, se observa en que las áreas de humedales son protegidas, cuidadas y respetadas por los mismos habitantes, además, los habitantes se han organizado y han iniciado un vivero (La mujer campesina), un jardín botánico comunitario (Hugo Bruyére); una asociación de pobladores de la zona de humedales para ecoturismo comunitario (La Mancha en movimiento); campañas de conservación del cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*) y la creación de un comité de vigilancia comunitaria de flora y fauna del municipio de Actopan, además la frontera ganadera se ha mantenido estable, sin extenderse a las áreas de humedales (López et al., 2006; Moreno-Casasola, 2006).

En la zona de Alvarado Veracruz se ha desarrollado un proyecto para la conservación del manatí y su hábitat (humedales), por siete años, se han organizado talleres de educación ambiental y una serie de diversas actividades dirigidas niños, jóvenes y adultos de los mismos habitantes de la comunidad. Cortina (2008), autora del proyecto, reportó que durante la aplicación de dichos talleres hubo una notable participación en la protección de los humedales de Alvarado y sus recursos y resalta la preocupación por la conservación de especies amenazadas y la protección de los recursos naturales en los habitantes, y así como la intención de que se prohíba la matanza de los manatíes, los cuales son apreciados por su carne. Aunque los talleres promovieron la importancia de los humedales y su fauna, y generaron preocupación por la conservación de los mismos en los habitantes, el documento no hace explícito un análisis sobre las percepciones en los grupos o sobre cambios en las actitudes y comportamientos, es decir, no existen datos documentados en los que se reflejen los productos que las actividades educativas hayan generado. Considerando que es fundamental entender el significado que las personas le dan a dichos ecosistemas de acuerdo a sus experiencias de vida y por tener contacto directo con los humedales, se hace evidente realizar estudios que permitan conocer al grupo con el que se va a trabajar, ayudar a determinar sus inquietudes y elaborar en conjunto propuestas de solución a los problemas locales, Asimismo, con dicho ejemplo se enfatiza la importancia de sistematizar acciones y proyectos educativos y de conservación de recursos, los propósitos son varios, entre los más importantes está, el que otras comunidades y regiones en contextos semejantes puedan conocer y aprender de estas experiencias y aplicar las estrategias determinadas ya probadas, que permitan atender problemas particulares.

El objetivo de este trabajo es partir de conocer la percepción que tienen los habitantes de Monte Gordo sobre los humedales. Argumentamos que estudiar las percepciones es un paso fundamental para implementar herramientas educativas para el manejo y aprovechamiento sustentable de los mismos, es decir, los resultados de las percepciones podrían ser útiles como una herramienta interpretativa clave para el

diseño de propuestas de educación ambiental en beneficio de los ecosistemas de humedales, en el que se consideren las necesidades, inquietudes y conocimientos empíricos de los habitantes que interactúan con y depende de los humedales

5.1.3 El lugar de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la comunidad rural Monte Gordo, municipio de Tecolutla (Figura 1). Se ubica en la planicie costera del estado de Veracruz a los 20° 17' 38" N, 96° 50' 21" W, cuya altitud corresponde a 5 msnm, al norte de la comunidad se encuentra La Vigueta, al sur colinda con la localidad de Casitas, la parte este corresponde al Golfo de México y la oeste a zona de esteros y humedales, el clima es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con temperaturas de 24 a 26 °C, los grupos edáficos predominantes en la zona son el regosol y gleysol (INEGI, 2009), las calles de Monte Gordo no están pavimentadas, sólo la que les da acceso (carretera federal Veracruz-Poza Rica). En la comunidad, más del 70 % de la población cuenta con servicios de agua entubada y luz eléctrica. La localidad cuenta con niveles educativos de nivel preescolar, primaria, y secundaria. De acuerdo al censo INEGI (2000), Monte Gordo, es una población de 608 habitantes; en cuanto a la estructura de la población, que se refiere a la población por grupos de edad, el Censo de Población y Vivienda del 2000 muestra que en Monte Gordo un 7.2% de la población tiene entre 0 y 4 años de edad, 25.8 % de la población total son estudiantes (tienen entre 5 y 18 años), el 53% es potencialmente productiva (tienen entre los 19 y los 59 años de edad), y finalmente el 14 % es mayor de 59 años, es decir hay un predominio importante de población potencialmente productiva y de jóvenes estudiantes.

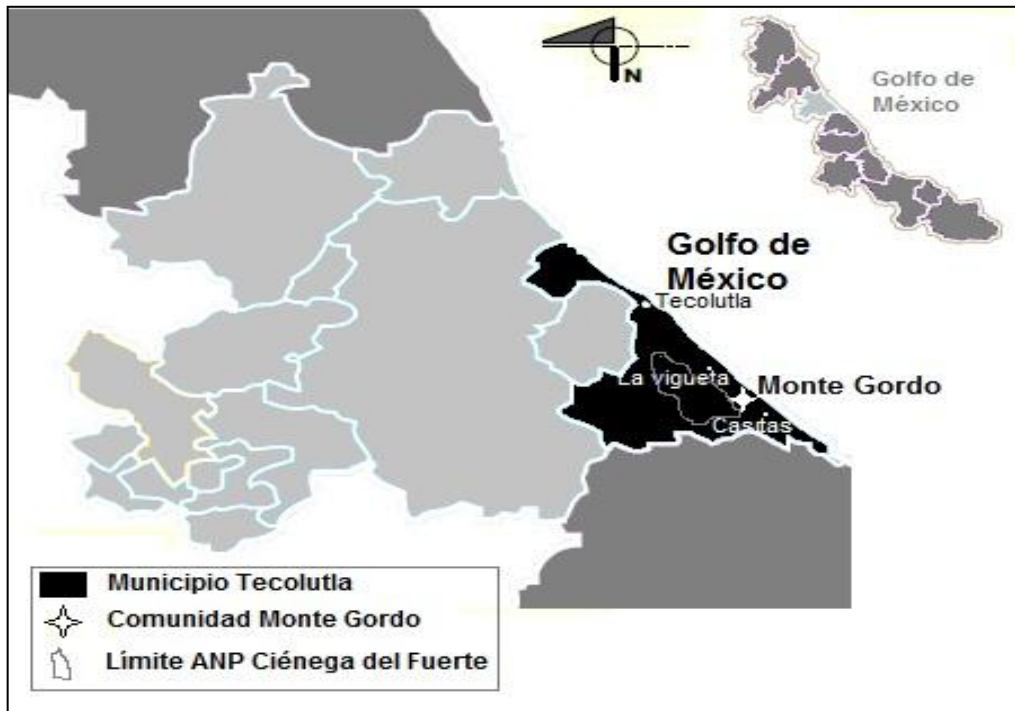


Figura1. Ubicación del sitio de estudio.

5.1.3.1 Principales actividades de subsistencia en la comunidad de Monte Gordo.

Las comunidades rurales poseen un alto grado de autosuficiencia alimentaria y si bien el cultivo de tierra tiende a ser la actividad principal, por lo regular hacen una combinación de diversas prácticas de sustento (Toledo, 1993). Monte Gordo no es la excepción, en esta comunidad la población productiva se dedica a la pesca, que además de ser parte de su alimentación, constituye una fuente de ingresos, dentro del poblado existe un grupo reciente de personas que formaron una cooperativa con el fin de reproducir peces, la mayoría de los que pescan, tanto para consumo particular como para venta local, complementan dicha actividad con la agricultura, la cual es principalmente de auto subsistencia a escala familiar, o de venta en la propia localidad, esta última comprende el cultivo de productos alimenticios como el maíz, frijol, sandía y jitomates.

Tanto la pesca como la agricultura están directamente relacionadas con los humedales, pues éstos actúan como zonas de refugio y crecimiento de peces y mariscos, lugar en el que los pescadores realizan la mayoría de su pesca. En el caso

de los agricultores, la mayoría de sus zonas de cultivo están contiguas a los humedales. Un estudio reciente en esta comunidad señala que Monte Gordo mantiene 26% de sus tierras dentro del área de ecosistemas de humedales (Rodríguez-Luna et al., 2011). El cuidado del ganado es otra actividad combinada con las anteriores, por algunas familias de la comunidad, por lo que áreas de pastizales para ganado son parte del uso de suelo en la región (INEGI, 2009; Mendoza, 2009), aunado a lo anterior, Monte Gordo forma parte del corredor turístico “Costa Esmeralda” por lo que otra de las actividades de subsistencia en la comunidad se centran en las labores turísticas (Mendoza et al., 2012), además de la pesca y la ganadería, la gente también trabaja en hoteles, restaurantes o negocios de artículos playeros, es decir, son prestadores de servicios turísticos.

5.1.3.2 Recursos naturales

En el municipio de Tecolutla, existen más de 5000 ha de humedales (López-Portillo et al., 2010). En dicho municipio se encuentra “Ciénega del Fuerte”, una de las áreas más extensas de humedales en el estado de Veracruz y que fue denominado como área natural protegida en 1999, por el gobierno estatal. A unos pocos kilómetros al sur del área natural protegida se encuentran las zonas de humedales de Estero Dulce, cuya área de estos ecosistemas se ubican al oeste de la comunidad de Monte Gordo. La zona de humedales en Monte Gordo mantiene tanto especies arbóreas como herbáceas desarrollados principalmente a lo largo de la zona de borde de los esteros que se conectan con el mar a ~3 Km en la comunidad de Casitas (Figura 1). Las especies arbóreas predominantes en los humedales son: *Rhizophora mangle* L., *Laguncularia racemosa* L. y *Pachira aquatica* (Moreno-Casasola e Infante, 2009) y la vegetación herbácea de mayor abundancia corresponde a especies de *Thalia geniculata* L., *Cyperus giganteus* Vahl, *Echinochloa pyramidalis* (Lam.), y *Leersia* sp. (Moreno et al., 2010). La zona de humedales de la región ha sido una importante fuente de recursos pesqueros que ha sido amenazada por la extensión de la frontera agrícola, desecación del suelo y sobreexplotación de los recursos (Rodríguez et al., 2011), se ha reportado que por lo menos de 1995 a 2006 ha habido una pérdida de ecosistemas de humedales del 6% (Mendoza, 2009). La importancia de este sitio en

términos de biodiversidad, la pérdida de humedales en la zona debido al crecimiento poblacional y el desarrollo económico fueron los principales criterios que sirvieron para elegir a Monte Gordo como sitio de estudio.

5.2 METODOLOGÍA

Partimos de que la investigación daría una visión parcial de la realidad sin integrar análisis que aborden desde la complejidad, las interrelaciones entre los elementos de un sistema. Por lo tanto, en este estudio hacemos uso de una metodología donde se hibridizan lo cualitativo y lo cuantitativo. El trabajo está organizado en tres etapas: 1) Trabajo piloto para indagar la percepción sobre humedales en los habitantes de la comunidad, 2) Colecta de información cualitativa con informantes clave de la comunidad, 3) Análisis de las percepciones cuantitativa y cualitativamente.

5.2.1 Herramientas de investigación social

Para cumplir con los objetivos establecidos se hizo una aproximación etnográfica a la comunidad, ésta consistió inicialmente en la descripción de la vida cotidiana, destacando principalmente las actividades de subsistencia de los habitantes (descritas anteriormente), para lo anterior se hizo uso de la observación participante, registrando la información en una bitácora de campo, mediante un muestreo intencional inducido (Pérez, 1994), se entrevistó al 12% de los individuos (n=38) generadores de ingreso familiar (Población económicamente activa –PEA), en donde se incluyó a los trabajadores de servicios turísticos y a los pescadores y agricultores. Lo anterior es porque éstos también venden parte de sus productos a pequeña escala, con lo que obtienen ingresos económicos, también se entrevistó el 12% de jóvenes estudiantes (n=18) entre 13 y 17 años de la escuela secundaria de la comunidad, quienes representan a los habitantes que no son generadores de ingreso familiar (Población estudiantes –PE-) como unidades de muestreo. La categorización de la muestra como población potencialmente productiva y población de estudiantes se basó en las cifras INEGI, de estructura de población mencionadas al inicio de la sección. Entre julio y septiembre de 2010, haciendo uso de la entrevista semi-

estructurada, se obtuvo información sobre las percepciones sobre los humedales. Previa autorización, se aplicaron los cuestionarios semi-estructurados a manera de entrevistas, las cuales consistieron en 41 preguntas divididas en cuatro secciones:

- a) Ubicación y uso de humedales: para indagar de qué forma se relacionan con ellos.
- b) Afirmaciones sobre ventajas y desventajas de los humedales: para conocer su postura, mediante una escala de tipo Lickert. Los datos se agruparon de acuerdo a la población potencialmente productiva y población de estudiantes.
- c) Identificación de las principales afectaciones de origen social, económico y productivo que amenazan la integridad de los humedales locales.
- d) Acciones a favor de los humedales: para identificar la disposición en el uso sustentable de dichos ecosistemas.

El tiempo en que se resolvieron los cuestionarios semi-estructurados fue variable, dependiendo de los entrevistados y las circunstancias, como mínimo se respondieron en 40 minutos y como máximo en una hora. Como se señala arriba, se aplicaron a la población de estudiantes en el aula, y a la población potencialmente productiva (amas de casa, pescadores, agricultores y prestadores de servicios turísticos); al inicio se les explicó de manera breve el proyecto y los objetivos de este, también se les pidió su autorización para poder ser audiograbados.

Para reforzar los datos obtenidos, también se entrevistó a 17 informantes clave (Cuadro 1) haciendo uso de la indagación deductiva mediante una entrevista semi-estructurada con la técnica ‘cara a cara’. La entrevista se sustentó por una guía general o conjunto de aspectos que respondieran a los objetivos de investigación trazados (Taylor y Bogdan, 1984; Delgado y Gutiérrez, 1995), se utilizó una guía de preguntas que se complementó con otras que fueron surgiendo durante la conversación. La entrevista fue transcrita y audiograbada en la mayoría de los casos, previa autorización del entrevistado. La guía general se diseñó basada en la entrevista piloto, con el fin de conocer la historia del lugar, cómo han cambiado los humedales y cuáles son los usos que le dan a los mismos.

La entrevista semi-estructurada realizada a informantes clave consistió de 16 preguntas aplicadas en noviembre del 2011, partiendo de la ubicación y conocimiento de la presencia de humedales en la comunidad, mostrándoles

inicialmente fotos de humedales, para conocer también la forma en que ellos nombran a dichos ecosistemas.

5.2.2 Procesamiento y análisis de resultados

En la entrevista piloto las respuestas con categoría de selección (respuestas si/no y selección de escala Lickert) fueron codificadas y almacenadas en una base de datos de Excel 2007. Las preguntas de respuesta abierta requirieron análisis de texto para su posterior organización en la base de datos. Para la sección B, el análisis de los datos se organizó mediante gráficos. Para el procesamiento y análisis de resultados de los datos obtenidos mediante respuesta abierta, éstas se volvieron a leer y a escuchar para su transcripción y organización, el mismo criterio se utilizó para las notas de campo, el análisis reflexivo de los datos encontrados se comparó entre la población económicamente activa y de jóvenes estudiantes.

Para la estimación de la confiabilidad de la sección de preguntas de tipo Licker del instrumento, se aplicó la medida de consistencia interna denominada alfa de Crombach (α), el cálculo mostró un coeficiente de 0.652, para 10 items, puntaje aceptable en estudios de validación de instrumentos de encuesta (Vargas y Hernández, 2010), dicha estimación, así como la estadística descriptiva se obtuvo mediante la utilización del programa estadístico SPSS v19 para Windows.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Hallazgos: los principales servicios ambientales que proveen los humedales, percibidos por los entrevistados.

Existen diferentes beneficios que los ecosistemas de humedales aportan de forma natural a las poblaciones humanas, tales como el ser zonas de refugio y crecimiento de fauna acuática, terrestre y de aves, mejoran la calidad del agua y proveen de recursos ornamentales y medicinales, entre otros, que resultan en servicios ambientales, es decir, servicios que de forma natural realizan los ecosistemas en un estado saludable y que resultan en un beneficio para los seres humanos (MEA 2005). En este sentido, una constante entre las respuestas de los informantes clave fue

apuntar a la importancia de conservar a los humedales, destacando el servicio ambiental que proveen para la obtención de materia prima para construcción, alimento, productos medicinales y sitios de atracción turística (Figura 2). A excepción del servicio cultural de ser sitio turístico, los servicios percibidos por los entrevistados, son servicios de provisión (MEA 2005). Los servicios ambientales de soporte, que incluyen biodiversidad, ciclo de nutrientes y producción primaria o los servicios de regulación como son el de los gases, regulación del clima, prevención de disturbios o regulación y provisión de agua, no fueron percibidos, quizá porque estos no son tan palpables, pero son éstos los que implican mejor salud y bienestar tanto ambiental como humano; de acuerdo a los entrevistados, diversas actividades han modificado la función natural de los ecosistemas de humedales y éstas han repercutido en la disminución de los servicios ecosistémicos del humedal. El presente trabajo muestra los hallazgos obtenidos en cuanto a cómo una muestra de una población que convive con un humedal, percibe los servicios ambientales de éste ecosistema y los usos que realizan del mismo. Los resultados obtenidos a través de los informantes clave son analizados y discutidos de acuerdo a las diferencias encontradas durante las entrevistas piloto. Asimismo, se realiza un análisis sobre las percepciones de los informantes clave de acuerdo al nivel generacional y por división de género.

5.3.2 Cambios en la vegetación y ecosistemas de humedales

Según la historia oral de los pobladores, la comunidad de Monte Gordo se originó hace más de 80 años y se le dio el nombre de Monte Gordo debido a la alta diversidad de vegetación. En los años cuarenta y cincuenta, con la construcción de carreteras asfaltadas se inició el desmonte y se observaron los primeros deterioros de la vegetación y de las zonas inundables de la región. Lo anterior fue incrementando con el aumento de población que se fue asentando en la comunidad, la escasez de vegetación con el paso de los años es clara para los pobladores de mayor edad y que han vivido en la comunidad toda su vida y comentan:

“Ahora cada vez hay menos árboles, antes lo único que se veía a lo lejos eran los árboles y el monte, ahora se distinguen fácilmente las casas, los potreros, cultivos y el mar porque ya no hay vegetación, yo recuerdo que aquí había tigres y venados y ahora solo se ven en libros o la televisión” (ama de casa, 71 años).

“Cada vez tenemos menos árboles y plantas, ya algunas de las que antes había ni existen, mis nietos me preguntan qué plantas había y les tengo que platicar porque ya ni hay como enseñárselas y todo por querer tener más terrenos” (ama de casa, 66 años)

La pérdida de vegetación generada en la comunidad incluye zonas de humedales, los manglares o ciénagas, que son la forma más común por la cual los habitantes de Monte Gordo se refieren a humedales con vegetación arbórea y herbácea, han ido disminuyendo a lo largo de los años según la percepción de los pobladores en general. El joven presidente de una cooperativa piscicultora, originario de la comunidad, con grado de estudio de nivel de educación media superior y además con una extensa experiencia como pescador, apunta que:

“Los manglares y ciénegas se han ido perdiendo como en un 60% principalmente por querer tener más terreno para el ganado, ya que es lo más prioritario para los ganaderos, tumban, queman los árboles, y tratan de secar los terrenos, ya que si no el ganado se atasca y puede ser pérdida.”

La gente está consciente de la pérdida de humedales en la zona, de hecho señalan que en el estero, una de sus zonas de borde ya solo posee una franja con árboles, lo cual comprende a las selvas inundables, en las que mencionan, predomina el zapote reventador (*Pachira aquatica*), cuyo fruto es comido por las aves. Hay varios pobladores que siguen dejando pequeños áreas sin talar dentro de sus parcelas, porque están conscientes de los beneficios que provee la presencia de manglares o selvas inundables de agua dulce.

“Los manglares y ciénagas sirven para que tengamos agua y para que la podamos tomar de los pozos de forma dulce, si los seguimos tumbando nuestros pozos ya no van a tener agua dulce sino salada y así no la podemos tomar, por eso yo en mi parcela tengo una parte en la que dejo que retoñen los mangles y otros árboles y ya la otra parte pues es para el ganado” (comisariado ejidal, 58 años)

“Yo creo que debemos preservar lo poco que queda, en las parcelas de mi esposo, tenemos un área en la que seguimos dejando crecer la vegetación como los mangles y otros árboles que crecen por el estero porque después nos van a servir para sacar postes para las cercas, y si no de cemento salen muy caros” (maestra, 50 años)

“Si es importante que cuidemos y conservemos las ciénagas, los pantanos y los manglares porque eso ayuda a que hayan muchos peces y camarones, antes bien fácil los agarraba uno a simple vista, ahora ya casi ni hay, no tienen donde crecer” (delegado comunitario, 47 años)

Estos relatos y fragmentos de la vida y las percepciones de la gente de Monte Gordo, indican que conocen algunas de las problemáticas generadas por la pérdida de humedales, y además realizan esfuerzos para mantener la presencia de dichos ecosistemas; en sentido contrario, la percepción sobre humedales obtenida de los estudiantes entrevistados (PE) durante la prueba piloto, deja ver que desconocen la importancia por los servicios ambientales que tiene la presencia de humedales (Figura 3), solo el 50% de los estudiantes entrevistados consideran a los humedales como hábitat de vida silvestre pero el resto no, mientras que más del 90% de la población productiva si están conscientes de la importancia de hábitat para fauna de los humedales. En cuanto al servicio de los humedales como sitios de crecimiento de peces, ~90% de la población productiva perciben al ecosistema como tal, y ~30% de los jóvenes estudiantes no perciben el servicio ambiental de criadero de peces que proveen los humedales. La función de los humedales como tratamientos naturales de

agua no es percibida en más del 50% de los estudiantes entrevistados, pero si por más del 68% de la población potencialmente productivas.

Los humedales no son percibidos de igual manera entre los diferentes habitantes de Monte Gordo, cerca de un 35% de la población de estudiantes ha percibido que los humedales han sido utilizados como tiraderos de basura y lo consideran como normal, esta misma situación ha sido percibida normal sólo por un 14% de la población potencialmente productiva. Las características de los humedales de ser sitios inundables (50 y 68 %) la mayor parte del año, la cuestión de seguridad en los sitios (78 y 71%) y la alta diversidad de mosquitos (89 y 97%) en este tipo de ecosistemas fueron percibidas en porcentajes similares por la población potencialmente productiva y de estudiantes, respectivamente.

Otro aspecto importante en la comunidad por el que los entrevistados mencionan relevante preservar a los humedales, es porque Monte Gordo se ubica dentro del corredor turístico Costa Esmeralda, el cual comprende desde el municipio de Nautla hasta Tecolutla, por lo que es común que Monte Gordo tenga visitas constantes de turistas. A través de la entrevista a los informantes claves, mencionaron que los turistas son atraídos hacia Monte Gordo no sólo por la presencia de playas, si no también, por la presencia de los esteros y humedales a los que los turistas recurren como sitios de recreación.

Cuando en la etapa piloto se analizó la percepción sobre la función de los humedales como sitios de diversión/recreación (Figura 3) entre la población entrevistada, 56% de los estudiantes entrevistados no percibieron a los humedales por dicha función, pero si fue percibido dicho servicio de los humedales por el 68% de los entrevistados potencialmente productivos, éstos últimos son los más beneficiados con tal valor intrínseco de los humedales. A pesar de la importancia descrita, cada vez son más notorias las causas que la contaminación y los daños a la naturaleza han provocado a

las zonas con paisajes naturales turísticos como Monte Gordo, comentan los pobladores.

“La atracción de turistas a la zona de Monte Gordo se debe básicamente a sus playas y las ciénegas, ya que la gente disfruta de los paseos en lancha a los manglares, pero esos sitios son explotados cada vez más y eso es dañino para el ambiente y por eso luego tenemos muchos cambios de clima y así los turistas ya no frecuentan estos sitios, además hace falta divulgación”. (hotelero, 37 años)

“Las playas y los manglares son los lugares por los que aquí hay turistas, pero el hecho de que se estén perdiendo los paisajes naturales, provoca el desinterés por seguir viniendo a nuestra zona turística, ya que cada vez hay menos zona de playa y más contaminación, falta concientización y cultura en todos para mantener limpios y bonitos nuestros sitios” (hotelero, 35 años).

“Aunque en la comunidad tenemos manglares, esteros y playas que son lugares que los turistas disfrutaban, esos sitios han disminuido con el paso del tiempo, porque los terrenos los cambian a pastizales [...] es muy difícil ver la cantidad de cangrejos o aves que existían antes” (profesor, 63 años)

Ante los problemas ocasionados por el deterioro de los humedales y la consciente percepción de la gente en que los daños han sido provocados por los humanos, también se les preguntó qué recomendaciones o sugerencias podrían dar para conservar las zonas de humedales que aún existen y cuáles serían las formas en que contribuirían a la conservación de los mismos.

“Hace falta concientización a la gente y respetar las vedas para que los peces se desarrollen bien, pero no se puede decir no pesques, si no hay otras opciones de trabajo, ya que existen familias que dependen solo de esas pescas y pues no tendrían qué comer.”(comisariado ejidal, 58 años)

“Para conservar lo que queda hace falta que ya no tumben los árboles, las autoridades no le dan mucha importancia al cuidado de la naturaleza y menos en Monte Gordo, a veces escuchamos cosas en la tele pero por acá no hay nada para cuidar los manglares y las ciénagas, aunque quisiéramos ayudar a hacer algo por cuidar, ya por mi edad sería difícil, pero los jóvenes es importante que los enseñen a cuidar” (ama de casa, 80 años)

“si es importante proteger la naturaleza, hacen falta apoyos económicos y talleres o cursos para organizar grupos de protección a los paisajes, además si se sigue deforestando podríamos perder agua dulce y a mi si me gustaría participar de la forma que fuera, ya sea concientizando a la gente en general y aprendiendo más sobre la conservación para enseñárselo a mis alumnos” (maestra primaria, 30 años).

“Es importante que los jóvenes se interesen en cuidar la naturaleza, ustedes que están jóvenes y saben deben de compartir lo que saben para ver si hay un poco de concientización e interés por cuidar lo que queda” (maestra primaria, 50 años).

“Falta difusión por el cuidado de la naturaleza y por los beneficios que la presencia de humedales tiene en la comunidad y el medio ambiente en general, yo creo poder ayudar si fuese posible en hacer razonar a las personas, en impartir información e inculcarlo igual en los jóvenes, pero hacen falta también tener la información justa de lo que se quiere informar” (maestro secundaria, 44 años)

Es notorio el interés en algunos pobladores de la comunidad, principalmente de los maestros, por la conservación de los humedales y de la necesidad de promover información necesaria para concientizar sobre el beneficio de la presencia de humedales y los daños que se generarían con la ausencia de éstos. En general, son los habitantes de mayor edad que proponen que a los jóvenes les resulte a prioritario

cambiar actitudes en beneficio de los ecosistemas, porque son quienes muestran el menor interés por la naturaleza y por continuar con las actividades de campo o pesca. De acuerdo a los adultos, en la actualidad, los jóvenes se dedican a actividades como la albañilería, chofer de taxi o empleo en las zonas urbanas, son los adultos quienes no se deslindan de la tarea de promover o inculcar la conservación de los recursos naturales como los humedales.

Se deja ver también el uso y aprovechamiento de los humedales por los habitantes. Los entrevistados reconocen la presencia de humedales donde aún existen lagartos, peces, garzas, patos, tortugas y cangrejos, la pesca y captura de cangrejo azul, conocido en la comunidad como guanaja (*Cardisoma guanhumi*) son algunos de los recursos alimenticios que los habitantes obtienen de los humedales. Sin embargo, la diversidad de las especies descritas es dudosa y sería necesario realizar estudios sistemáticos para lograr una evaluación más precisa sobre el comportamiento de las poblaciones en el ecosistema., dichas evaluaciones podrían realizarlas los mismos pescadores o estudiantes, en este sentido, los científicos dedicados a la investigación sobre humedales cumplirían una función especialmente importante y de gran utilidad.

Varias son las situaciones percibidas por los mismos informantes clave que de no atenderse en la actualidad en la comunidad, generarán descuido de los ecosistemas de humedales y eso a su vez traerá posible disminución en las extensiones de los mismos en el futuro, entre las cuales destacan: cambios en el uso de uso suelo, contaminación de los humedales y uso excesivo de los recursos ecosistémicos. El desinterés o desconexión de las nuevas generaciones por los ecosistemas de humedales también es un punto negativo para los ecosistemas, porque al no haber un uso directo entre los habitantes y el humedal, escasamente habrá una apropiación de los mismos por parte de los habitantes y no habría interés por preservarlos o usarlos apropiadamente, es por ello que resulta prioritario fomentar desde los jóvenes una educación ambiental que integre los servicios ambientales que los ecosistemas de humedales proveen y que resultan en un beneficio para los seres vivos.

Por otro lado, la deforestación y la contaminación permanecieron como amenazas identificadas por los entrevistados desde el inicio del estudio, Una de las amenazas constantes relatada por los habitantes es la descarga continua de desechos de una fábrica de jugos en la zona alta del estero.

“Hay una juguera más arriba que descarga lo que le sobra de los cítricos y desde entonces el agua se ve más oscura, más sucia” (campesino, 76 años)

Cuando se les preguntó si creen que los humedales mitigan o favorecen la disminución de desastres naturales y si la conservación de dichos ecosistemas resulta importante, el 98% de los encuestados considera pertinente la conservación de los humedales; el 92% los percibió como sitios en desaparición, y que forman parte de la naturaleza, pero sin tener claro su función (zonas de amortiguamiento, barreras de defensa contra huracanes, almacenamiento de carbono, etc.) ante los desastres naturales, sólo 8% de los encuestados argumentó que el cuidado de los humedales es pertinente por los servicios que prestan. Cuando se les pregunta sobre su interés por conocer más sobre el funcionamiento y los procesos que de forma natural ocurren en los humedales, 98% de la población se muestra interesada.

Los entrevistados consideran necesaria la concientización sobre las afectaciones que conlleva a la pérdida de los ecosistemas y el manejo inadecuado de los humedales, pero a la vez dejan ver la importancia de que los aplicadores de normas o estrategias que inhiban el uso de los recursos de humedales, proporcionen a su vez opciones de actividades que permitan el sostenimiento familiar, es decir, considerar los requerimientos de sobrevivencia de las personas que viven directamente de los humedales.

De acuerdo a las percepciones observadas, la falta de cultura, trabajo en equipo, integración entre las autoridades y campesinos y pescadores, aplicación de normas a fábricas que desechan residuos a los humedales, cambio de uso de suelo y hoteleros que promocionan paseos turísticos por la zona de humedales, han propiciado en gran parte a la devastación de los humedales en Monte Gordo. De acuerdo al análisis

anterior, resalta lo importante de entablar procesos de diálogo entre quienes generan información científica sobre la función de los humedales como reguladores de los ciclos globales y las personas que dependen de ellos cotidianamente para su supervivencia. Los maestros destacan lo necesario de inculcar en los jóvenes la responsabilidad por el cuidado de los humedales y su importancia, partiendo de los problemas que en la comunidad se observan.

Del análisis de las expresiones textuales de los informantes se puede inferir también que uno de los grandes problemas en el ambiente, resultado de las consecuencias de deforestación, contaminación y cambio de uso de suelo, es el cambio climático. Lo relacionan con el incremento frecuente de tormentas y huracanes, que han impactado últimamente con mayor intensidad, en comparación con décadas atrás; el calor excesivo y penetrante es otro de los efectos que reconocen que se ha incrementado en los últimos años en comparación a 10 o 20 años atrás.

Carvajal (1994), evaluó la percepción sobre el uso de suelo de Costa Rica y señala que el suelo es percibido de diferente forma, según los recursos que se obtienen de del mismo. Lo anterior, es similar a lo observado en este trabajo, donde la percepción cambia con respecto a las actividades de subsistencia de los pobladores, es decir, con respecto al uso que cada quien le da al humedal y el valor económico, y por lo tanto los beneficios de los humedales no son visualizados de la misma manera. Las actividades dentro de la comunidad juegan un papel importante en la forma de percibir a los humedales, y dicho papel puede ser el principal factor por el cual se evidencian cambios de percepción hacia los recursos naturales; esta afirmación coincide con el estudio de Chávez (2007), quien observó que los habitantes percibieron a los recursos agua, suelo y vegetación según la actividad de los habitantes y la remuneración que obtenían haciendo uso de tales recursos. El papel que los diferentes grupos desempeñan dentro de la sociedad, genera cambios de percepción atribuidos al modo de vida y etapa generacional en una misma población (Mahan et al., 2000; Delgado et al., 2009; Seidl et al. 2011).

En este estudio se observó que los jóvenes estudiantes tuvieron diferencias de percepción más frecuentes sobre el uso y funciones de los humedales, con respecto al grupo de la población económicamente activa, lo cual puede ser atribuido a la edad o a la poca interacción que dicho grupo encuestado tiene con los humedales. Este tiene relación con el estudio de Natori y Chenoweth (2008), quienes evaluaron la percepción sobre arrozales (humedales) entre campesinos y naturalistas en Japón. Los autores observaron que las características de ser sitios abiertos y de apropiación fueron variables primordiales para los campesinos y no para los naturalistas: para estos últimos, la variable naturaleza y biodiversidad fueron más relevantes, quizá porque ellos no hacían uso de los humedales y porque las edades de los naturalistas eran entre 18 y 29 años y la de los campesinos alrededor de 60 años.

Son los jóvenes (grupo de edad entre 13 y 17 años) quienes han perdido el interés de continuar con las actividades locales como la pesca o la agricultura, y por conservar la vegetación que aún existe en la comunidad, lo anterior se debe a que como muchos, en la actualidad, sus intereses se centran más en actividades fuera de la población o en actividades como la albañilería o choferes de taxis. La pesca o los cultivos en zonas de humedales son actividades menos comunes hoy en día, aún por los propios adultos. Hay vedas constantes que impiden la captura de peces o mariscos, y por lo tanto son más comunes otras actividades como taxistas, albañilería o prestador de servicios de hoteles y restaurantes, lo que ha propiciado que haya una desvinculación de los jóvenes, con los humedales y esto a su vez ha generado un escaso sentido o representación social sobre dichos ecosistemas y los procesos que en ellos se originan. Aunado a esto, si no existe un sentido de apropiación de los ecosistemas que los rodean, hay una lógica detrás de la falta de una interpretación clara sobre qué son y cuál es el papel de los humedales. Consideramos por lo tanto, que los jóvenes son el grupo más apropiado para iniciar un programa de educación ambiental para la conservación de los humedales, que en el diseño, enfatice los contenidos sobre las consecuencias de la pérdida de diversidad observadas en la comunidad.

Por lo anterior, es necesario que la población con las características del grupo de jóvenes que formaron parte de este estudio, conozcan primero las características y beneficios que proveen los humedales y después las problemáticas locales en cuanto al deterioro y consecuencias que se generarían por la pérdida de dichos ecosistemas. Es prioritario además promover que esto no es sólo de importancia para los propietarios de terrenos donde hay humedales o para los pescadores.

Otro aspecto importante por atender, es otorgarles la posibilidad de participar activamente en las propuestas para el buen uso y conservación de los ecosistemas de humedales, ellos necesitan sentirse también responsables de las problemáticas observadas y se debe animarles a que realicen propuestas que permitan lograr la conservación y protección de los humedales en el mediano y largo plazo.

Freire (1985) hace hincapié en esta reflexión. El educador brasileño critica a los métodos de enseñanza rutinarios que se han utilizado a lo largo de los años, en los que el maestro es quien decide qué temas o palabras se proponen a los educandos, éstos. Los educandos a su vez, son vistos como seres pasivos, incapaces de generar sus propias ideas y conocimientos. Para Freire, lograr que la educación genere un cambio social o concientización requiere ser implementada partiendo de las necesidades o problemas propios de vida, para con ello, generar el interés de leer su propia identidad y crear la capacidad en los individuos de reflexionar y tomar acción en las problemáticas o situaciones que alrededor de ellos se generan.

Los problemas ambientales y sus posibles causas han sido identificados entre los habitantes de Monte Gordo, en los últimos años, varios autores han enfatizado que los problemas ambientales son de origen cultural y económico (Zamorano et al., 2009); por lo tanto, el diseño de estrategias de educación ambiental debe orientarse a la solución de problemas, sin dejar de considerar los criterios de una educación acción-reflexión-acción por parte del educando descritos por Freire (1985) previamente. Visto desde la óptica de Carmen (2004), para que haya una participación creativa y una asimilación real, en la implementación de programas educativos con características similares, debe haber una información fluida, clara y

concisa que conlleve a la cooperación, integración compromiso y confianza entre los educandos y educadores.

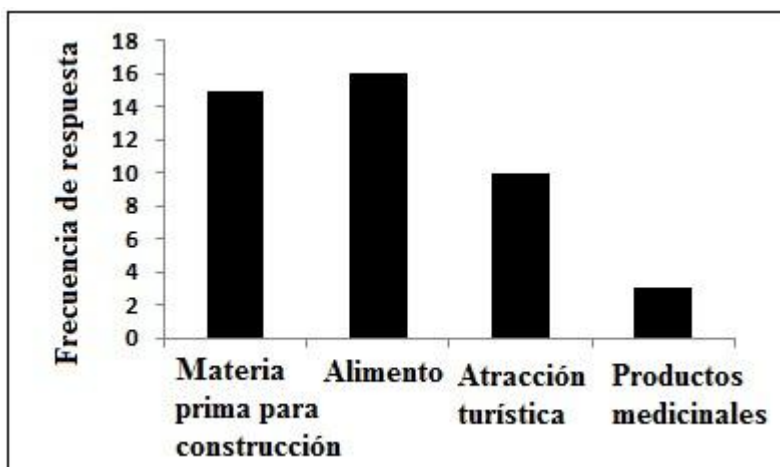


Figura 2. Servicios ambientales de los humedales percibidos por los informantes clave.

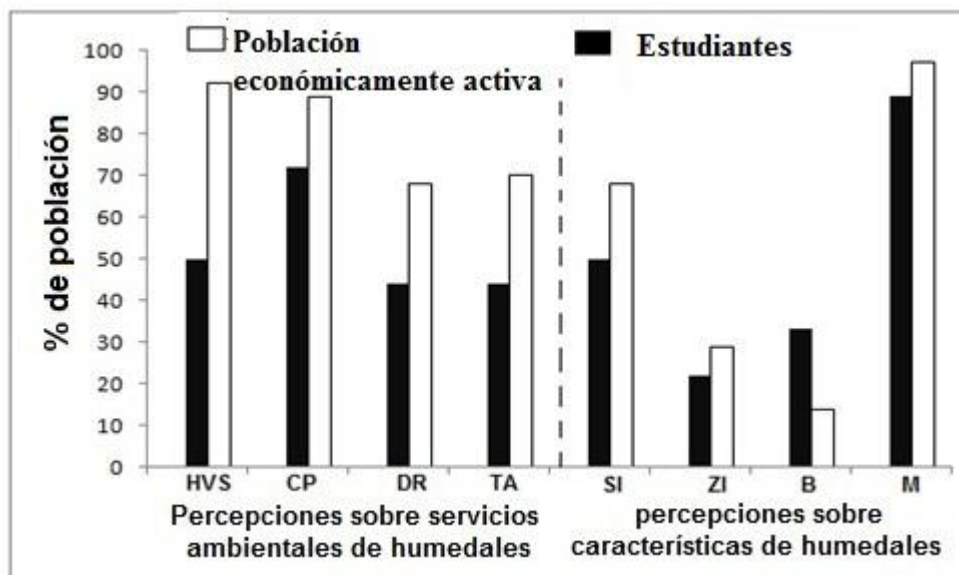


Figura 3. Percepciones sobre servicios ambientales (HVS: Hábitat de vida silvestre, CP: Crecimiento de peces y mariscos, DR: Sitios para diversión y recreación, TA: Tratamientos naturales de agua) y características de los humedales (SI: Sitios inundables, ZI: Zonas inseguras, B: áreas de basurero, M; área de crecimiento de mosquitos) obtenidas por la población económicamente activa y estudiantes de Monte Gordo.

5.3.3 Reflexiones entre percepciones de jóvenes y adultos (generacional)

Análisis de percepciones de adultos (generación anterior)

De acuerdo al análisis de las entrevistas realizadas en adultos, en la comunidad de Monte Gordo existen problemas económicos, políticos y sociales que están afectando directa o indirectamente el bienestar de los ecosistemas de humedales; se percibe que la escasez ingreso económico en los pescadores e interés de los dueños de terrenos adyacentes a los humedales, por tener más área para ganado, son algunos de las situaciones que han propiciado la pérdida y mal uso de los humedales en la comunidad. Se observaron respuestas contradictorias en los adultos, al indicar que se saben alertas de las consecuencias que se originan con el mal uso de los humedales, por lo que manifiestan realizar pequeñas acciones para preservar las áreas de humedales y su vegetación, pero al mismo tiempo pescan en temporadas de vedas, talan sin permisos pertinentes y desecan áreas de humedales para extensión de terreno para ganado por las necesidades económicas que son las que principalmente originan tales acciones. De no atender las problemáticas encontradas en la comunidad con respecto a los humedales, se visualiza que en tan solo una o dos décadas, los humedales dejarían de ser menos productivos debido al intenso daño por descargas de contaminantes a los ecosistemas, escasez de pesca por la baja tasa de crecimiento y producción de peces, agua de menor calidad para los habitantes y la fauna, deslave de las zonas de borde de los esteros por la disminución de vegetación debido a la tala excesiva y posibles periodos prolongados de inundación.

5.3.4 Problemática de pérdida de humedales y su relación con las generaciones actuales (jóvenes)

Ante las problemáticas observadas en la comunidad de Monte Gordo por el uso excesivo de los humedales, es necesario atender los conflictos que han propiciado la pérdida de dichos ecosistemas, para evitar que las generaciones futuras no puedan disfrutar de los servicios ambientales que los ecosistemas de humedales proveen. Ante tal alarma, los jóvenes pueden tener una función de gran importancia para atenuar las problemáticas del presente, y evitar problemáticas futuros. Sin embargo, se deja ver que de acuerdo a las percepciones analizadas en los jóvenes, en la

comunidad existe una gran desvinculación entre los intereses y actividades cotidianas de la población de jóvenes con respecto a los humedales. Se observa una clara desconexión entre las generaciones anteriores y las actuales, tal desvinculación se debe principalmente al hecho de considerar que para tener una mejor calidad de vida, para acceder a mejores opciones de trabajo y lograr superarse educativamente, es necesario salir de la comunidad, ante la situación descrita, resulta pertinente vincular y ligar a los jóvenes con las problemáticas de su entorno para que sean ellos los posibles actores que moldeen el futuro de su comunidad; resulta crucial promover en ellos acciones que les permitan canalizar su energía e intereses para solucionar los problemas de sus ecosistemas y visualizarse en el futuro con sus recursos naturales, lo cual no debe estar desconectado con los intereses de superación y de mejor calidad de vida. Los programas que se inicien deben encaminar a los jóvenes para ser los propios líderes de la comunidad de la mano con el conocimiento empírico de las generaciones anteriores, para generar en los jóvenes sus propias propuestas con acciones de beneficio colectivo.

5.4 CONCLUSIÓN

Las percepciones sobre los servicios ambientales de los humedales difirieron entre la población económicamente activa y los jóvenes estudiantes de Monte Gordo, resultado de las experiencias directas con los ecosistemas y necesidades individuales. Los servicios ambientales de los humedales fueron menos reconocidos por los estudiantes que por la población económicamente activa. Las percepciones observadas por los informantes clave, destacan las principales problemáticas locales que afectan a los humedales como la contaminación, cambio de uso de suelo y deforestación, actividades que repercuten en problemáticas ecológicas, económicas, sociales y hasta de salud. De acuerdo a las éstas percepciones observadas, se considera que la obtención de recursos alimenticios y otros servicios de los humedales les atañen colectivamente, por lo que se resalta la necesidad de iniciativas locales en donde se integre no solo a los habitantes de la localidad, sino también a las autoridades municipales y a los habitantes y dueños de terrenos de áreas de la cuenca de la comunidad cuyas actividades también repercuten en la situación actual de los

humedales de Monte Gordo. Se debe de fortalecer la acción colectiva entre los habitantes para un bien común. Dentro de las estrategias educativas que se promuevan en los jóvenes, se deben considerar el conocimiento de las problemáticas locales y funcionamiento de los humedales no percibidos. La investigación realizada muestra cómo el uso e interpretación de las percepciones puede encaminar de forma más directa al diseño de estrategias educativas específicas para los actores involucrados en los problemas locales, en este caso la pérdida por mal uso de los humedales, aún en sectores con heterogeneidad de población. Se concluye que el hecho de conocer las percepciones individuales permite tener una idea más clara o de sustento para establecer propuestas educativas a nivel colectivo sin dejar de considerar que las necesidades ecológicas que se promuevan en los futuros programas de educación ambiental se vuelven en necesidades económicas para las personas que sí dependen de los humedales para sobrevivir, por lo que el uso de las percepciones como herramienta de investigación resulta un elemento clave a considerar para establecer, diseñar y mejorar los programas de educación ambiental, ya que con dicha herramienta se analizan los significados, necesidades y problemáticas para darle una solución más guiada.

5.5 AGRADECIMIENTOS

Al fondo sectorial CONACYT-SEMARNAT, por el financiamiento otorgado para la realización del proyecto No. 107887. Al CONACYT pro la beca de doctorado No. 229637. A la familia Marín Mejía por su apoyo y cofacilitación para la convivencia y comunicación con los habitantes de Monte Gordo, Ver. A Víctor Manuel Tress, J. Alejandro y B. Eduvina Marín por su apoyo en la aplicación de encuestas y entrevistas. A todas las personas de Monte Gordo, quienes compartieron información importante para el proyecto a través de las entrevistas.

Tabla 1. Relación de informantes clave

No. Informante	Edad (años)	Ocupación
1	58	Comisariado ejidal
2	47	Delegado
3	39	Presidente de cooperativa de cultivo de peces
4	47	Presidente junta de mejoras
5	30	Profesor de primaria (vigente)
6	63	Profesor de primaria (jubilado)
7	50	Profesor de primaria (jubilado)
8	44	Profesor secundaria (vigente)
9	71	Ama de casa (primeros habitantes)
10	55	Ama de casa (primeros habitantes)
11	66	Ama de casa (primeros habitantes)
12	76	Campesino (primeros habitantes)
13	80	Campesino (primeros habitantes)
14	71	Ama de casa (primeros habitantes)
15	29	Hotelero-restaurantero
16	35	Hotelero-restaurantero
17	37	Hotelero-restaurantero

Fuente: Trabajo de campo, noviembre 2011

5.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abarca J., y Herzig M. 2002. Manual para el manejo y conservación de los humedales en México. Publicación especial. Tercera edición. Arizona Game & Fish, Dumac, Environment Canada, NAWCC, Pronatura, RAMSAR, SEMARNAT, SWS, U.S. Fish & Wildlife Service.
- Blázquez F. 2001. Sociedad de la información y la educación. Consejería de educación ciencia y tecnología. Mérida: Ed. Junta de Extremadura. 240 pp.
- Carrero A. y García M. 2008. Impacto de un programa educativo ambiental aplicado para promover la participación ciudadana en la zona costera del estado de Miranda. *Revista de Investigación*. 64:103-133.
- Carmona-Díaz G., Morales-Mávil J. y Rodríguez-Luna E. 2004. Plan de manejo para el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México: una estrategia para la conservación de sus recursos naturales. *Madera y Bosques*. 10(2):5-23.
- Carvajal G. 1994., Clima, suelo, boque y sus interrelaciones en la percepción de los Talamaqueños, Costa Rica, en *Anuario de Estudios Centroamericanos*. Universidad de Costa Rica. 20(1):43-64.
- Chávez G. 2007. Percepción del ecosistema por la comunidad de San Crisanto en Yucatán de acuerdo con su actividad. *Cuiculco*. 14(39):99-114.
- Cortina B. 2008. Educación Ambiental para la conservación de los recursos naturales. Una experiencia de gestión y participación en Alvarado, Veracruz, México (1999-2005). Reporte para obtener el título de Licenciado en Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz.
- Delgado J. y Gutiérrez J. 1995. Métodos y técnicas cualitativas de investigación en ciencias sociales, España: Ed. Síntesis.
- Delgado L. et al. 2009. Conceptual models for ecosystem management through the participation of local social actors: the río cruces wetland conflict. *Ecology and Society*. 14(1)50.
- Dieleman H. y Juárez-Nájera M. 2008. ¿Cómo se puede diseñar educación ambiental para la sustentabilidad? *Revista internacional de contaminación ambiental*. 24(4):131-147.

- Dugan P. (ed.). 1992. Conservación de humedales. Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. UICN. Gland. Suiza. 100 pp.
- Fernández Y. 2008. ¿Porqué estudiar las percepciones ambientales? Una revisión de la literatura mexicana con énfasis en áreas naturales protegidas. *Espiral, Estudios sobre Estado y Sociedad*. 15(43):179-202.
- Freire, Paulo .1985. The politics of education: Culture, power, and liberation. South Hadley, MA: Bergin and Garvey. 209 pages. 0897890434 (paperback). Location: Dallas SIL Library 370 F866p. Interest level: lay specialist.
- Harris M. 1996. Antropología cultural. España : Ed. Alianza, pp. 428-429.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2000. Censo de población y vivienda.
- INEGI 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tecolutla, Veracruz de Ignacio de la Llave. Clave 30158.
- Kaplowitz M y Kerr J. 2003. “Michigan residents’ perceptions of wetlands and mitigation”. *Wetlands*. 23(2):267-277.
- López H., Moreno-Casasola P. y Mendelssonhn I. 2006. Effects of experimental disturbances on a tropical freshwater marsh invaded by the African grass *Echinochloa pyramidalis*. *Wetlands*. 26(2):593-604.
- López-Portillo J.A et al. 2010. Humedales. En: Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Tomo 1. Patrimonio natural. Comisión del Estado de Veracruz para la conmemoración de la independencia nacional y la revolución Mexicana. 227-248.
- Mahan B., Polasky S. y Adams R. 2000. Valuing urban wetlands: a property Price approach. *Land Economics*. 76(1):100-113.
- Manson R. y Moreno-Casasola P. 2007. Los servicios ambientales que proporciona la zona costera, Pp. 319-348, En: Estrategias para el manejo costera integral: el enfoque municipal. P. Moreno Casasola, E. Peresbarbosa y A.C. Travieso Bello (eds.). INECOL-Gobierno del Estado de Veracruz.
- Manuel P. 2003. Cultural perceptions of small urban wetlands: cases from the Halifax regional municipality, Nova Scotia, Canadá. *Wetlands*. 23(4): 921-940.
- Mendoza-González G., Martínez M.L., Lithgow D., Pérez-Maqueo O. y Simonin P. 2009. Análisis del cambio de uso del suelo y valoración de los servicios

- ecosistémicos en tres sitios turísticos costeros del estado de Veracruz. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México.
- Mendoza-González G. et al. 2012. Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecological Economics*. 82:23-32.
- Mitsch W.J. y Gosselink J. 2007. Wetlands. Cuarta edición. Nueva York: Ed. John Wiley and Sons, 581pp.
- Mora M. 2002. Lateoría de las representaciones sociales de Serge Moscovici. *Athenea Digital*. 2:1-25.
- Moreno-Casasola P. (Ed.) 2006. Entornos veracruzanos: la costa de La Mancha, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México, 576 pp.
- Moreno-Casasola P. et al. (2009) Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz, México. *Plant and Ecology*. 200:37-52.
- Moreno Casasola P. 2009. La educación ambiental como un instrumento hacia la creación de un desarrollo costero sustentable. (35-70) En: Castillo, A. y González Gaudiano, E. (coord.) Educación ambiental y manejo de ecosistemas en México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 268 p.
- Moreno-Casasola P. y Infante D. 2009. Manglares y selvas inundables. Instituto de Ecología A.C. CONAFORT Y OIMT. Xalapa, Ver. México. 150 pp.
- Moreno-Casasola, P. et al. 2010. Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 87:29-50.
- Ndaruga A. e Irwin P. 2003. Cultural perceptions of wetlands by primary school teachers in Kenya. *International Research in Geographical and Environmental Education*. 12(3):219-230.
- Natori Y. y Chenoweth R. 2008. Differences in rural landscape perceptions and preferences between farmers and naturalist. *Journal of Environmental Psychology*. 28(3): 250-267.

- Peralta-Peláez L. y Moreno-Casasola P. 2009. Composición florística y diversidad de la vegetación de humedales en lagos interdunarios de Veracruz. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 85(85):89-101.
- Pérez G. 1994. Investigación cualitativa, Retos e interrogantes. Madrid, La Muralla.
- Carmen R. 2004. Desarrollo autónomo. Humanización del paisaje: una incursión en el pensamiento y la práctica radical, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Rodríguez-Luna E. et al. 2011. Atlas de los espacios naturales protegidos de Veracruz. Gobierno del Estado de Veracruz, Secretaría de Educación del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Centro de Investigaciones Tropicales, ISBN: 978-607-502-084-6.
- Seidl G. et al. 2011. Ya no hay agua ni árboles. Perspectivas de los cambios ambientales en comunidades de Zinacantán, Chiapas. *Liminar, Estudios Sociales y Humanísticos*. 9(1):98-119.
- Taylor S. y Bogdan R. 1984. Introduction to qualitative research methods: the search for meanings, New York: Ed. John Wiley & Sons, 302 pp.
- Toledo M. 1993. La racionalidad ecológica de la producción campesina, en Toledo V., N. Barrera, F. Eccardi y C. Carrillo (eds.), Introducción a la ecología humana, México, pp. 197-217.
- Vargas C. y Hernández L. 2010., Validez y confiabilidad del cuestionario practicas y cuidado que realizan consigo las mujeres del posparto. *Avances en Enfermería*. 28(1):96-106.
- Vargas LM. 1994. Sobre el concepto de percepción. *Alteridades*. 4(8):47-53.
- Velasco J. 2008. La ciénega de Chiconahuapan, estado de México: un humedal en deterioro constante. *Contribuciones desde Coatepec*. 15:101-125.
- Zamorano B. et al. 2009. Percepción ambiental en estudiantes de secundaria. *Actualidades Investigativas en Educación*. 9(3):1-19.

Capítulo 6

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este capítulo integra los hallazgos encontrados sobre el balance de carbono en los humedales costeros de Veracruz, sus implicaciones ecológicas y las percepciones sociales

Se encontró que la comunidad de plantas es un factor importante para la cantidad de carbono que se acumula en los suelos de humedales. Los suelos de las selvas inundables secuestraron mayor carbono que los humedales herbáceos, por lo anterior, resulta relevante proponer que las selvas inundables se protejan, ya que proporcionan un sumidero de carbono importante para el planeta; si estos ecosistemas se alteran pudieran perder su capacidad de mitigación del calentamiento global.

A continuación se describen algunos escenarios de alteración de las selvas y sus implicaciones sobre el carbono almacenado en los suelos.

1. Interrupción de la hidrología, al evitar las condiciones inundadas en los suelos de humedales, se inhiben las condiciones anaerobias que favorecen el almacenamiento de carbono en el suelo y se favorecen las condiciones aerobias, lo cual favorece la oxidación de materia orgánica con consecuente liberación de C en forma de dióxido de carbono, esto último demostrado también en este estudio, al observar que durante la temporada de secas, cuando los niveles de agua se encontraban por debajo de los 20 cm del suelo, las emisiones del dióxido de carbono se favorecieron. Por lo tanto, bajo este escenario, habría un giro y los humedales pasarían de ser sumideros a ser fuentes de CO₂.
2. Tala de árboles, al eliminar la vegetación arbórea se pierde el principal aporte del carbono al suelo, la pérdida de tal vegetación, posiblemente implicaría el crecimiento de especies herbáceas si aún siguen habiendo

condiciones adecuadas para las hidrófitas, esto implicaría una disminución del secuestro de carbono como se demostró en este trabajo entre las dos comunidades de plantas estudiadas.

3. Cambio de uso de suelo (potrerización), si se logra desecar completamente el humedal, se favorecen las condiciones oxidadas y la liberación de carbono como ya se describió previamente, si la hidrología no se interrumpe y sólo se quita la vegetación de humedales para tener pasto para ganado, el sitio sería un potrero inundable, el cual posiblemente seguiría teniendo carbono almacenado, pero en menores cantidades que los suelos de las selvas inundables, además la presencia de ganado, provocaría más emisiones de gases como el metano, por el estiércol del ganado.

Cuando se realizó un balance estequiométrico de carbono, los humedales herbáceos y arbóreos estudiados resultaron ser sumideros de carbono, aun cuando las emisiones de metano fueron tomadas en cuenta dentro del estudio. Cuando se consideró la vida media del gas metano en la atmósfera, ambos tipos de humedales estudiados también fueron sumideros netos de carbono a largo plazo (500 años), dicho hallazgo resalta el valor e importancia de los humedales en función de los ciclos globales de intercambio de carbono, además de los otros servicios ambientales que proveen. Sin embargo, los hallazgos de este estudio entre los informantes clave de Monte Gordo, Ver, indicaron que ellos reconocen sólo los servicios ambientales de provisión que ofrecen los humedales, tales como la obtención de materia prima (madera), alimento (peces y mariscos), y productos medicinales (hojas, hierbas o ramas para infusiones medicinales o curaciones cutáneas. Los servicios de soporte y regulación no fueron percibidos por los lugareños. Lo anterior, es preocupante, ya que si sólo se percibe a los humedales como minas donde extraer recursos, es muy probable que se altere la ecología de dichos ecosistemas con las repercusiones descritas anteriormente. Por lo tanto existe la urgencia de difundir en un lenguaje sencillo y entendible los hallazgos de este estudio entre las comunidades que hacen uso de los humedales, a las

autoridades y el público en general, con el fin de construir estrategias de conservación de los humedales. La clave para construir estrategias de conservación será encontrar un valor económico a la función de los humedales costeros como sumideros de carbono, dicho valor tiene que ser similar al que se obtiene por la explotación de los recursos de estos ecosistemas. Esta idea se deriva de lo encontrado en el estudio de percepciones, ya que los informantes clave, comentaron que están consientes de lo erróneo que es destruir a los humedales, pero que a la vez ellos requieren de un sustento económico para vivir y que alterar a los humedales, les da mejores ganancias que conservarlos. El hecho de que el secuestro de carbono provea un servicio a nivel global de mitigación del cambio climático pudiera explotarse para obtener financiamiento para programas de conservación de los humedales costeros, instrumentos como el pago de servicios ambientales y los mercados de bonos de carbono podrían explorarse.

También se encontró que los jóvenes en la comunidad de Monte Gordo, lugar donde existen humedales, tienen un vago conocimiento sobre el funcionamiento de los humedales y no perciben a los ecosistemas por los servicios que éstos proveen. Las nuevas generaciones consideran que no dependen de manera directa de los humedales, puesto que la tendencia es abandonar las labores de la pesca y la agricultura para incorporarse al trabajo remunerado en ambientes urbanos. Los jóvenes por lo tanto tienen poca interacción con dichos ecosistemas. Lo anterior, demostró como el indagar la percepción en la población sobre los humedales es una actividad necesaria previa a la implementación de cualquier programa educativo, ya que no se sabía la poca interacción de los jóvenes con sus ecosistemas y que su percepción sobre los humedales no estaba relacionada con los servicios ambientales que éstos proveen. De allí que una estrategia de educación ambiental para los jóvenes de Monte Gordo, tendría que iniciar con una conexión con los humedales.

Por otro lado, otro hallazgo importante de este estudio, fue que la contribución de las emisiones de óxido nítrico fueron bajas en comparación con las de metano y bióxido

de carbono. Sin embargo, de acuerdo a la literatura, éstas son comparables a las encontradas en sitios con alta carga de nitratos y también este estudio demostró que dichos nutrientes son uno de los factores importantes en las emisiones de este gas. Lo anterior implica que las perturbaciones de los humedales costeros por exceso de nitratos provenientes de fertilizantes, no sólo puede afectar la diversidad biológica, sino también las emisiones de este gas con alto potencial de calentamiento global, por lo tanto el control de los escurrimientos de los campos agrícolas es una buena práctica que debiera de implementarse para evitar el aumento y/o mitigar las emisiones de óxido nítrico.

Finalmente, en este estudio se encontró que los humedales costeros son importantes sumideros de carbono y por lo tanto contribuyen a la mitigación del cambio climático. Sin embargo, paradójicamente, estos ecosistemas son altamente vulnerables a los efectos que pueden causar la alteración de la temperatura climática, a continuación se describen las posibles repercusiones en balance de carbono en los humedales en los diferentes escenarios del cambio climático.

1. Incremento y frecuencia de lluvias: Esto pudiera ocasionar hidroperíodos más largos en los humedales, incrementando las emisiones de metano y consecuentemente alterando el balance de carbono.
2. Aumento del nivel del mar: Para el caso de los humedales costeros de agua dulce, quizás este cambio se vea reflejado en un aumento de la salinidad, lo cual ocasionaría cambios en la estructura de la vegetación y como se observó en este trabajo, la comunidad de plantas es un factor importante para el almacenamiento de carbono en el suelo, el hecho de aumentar la intrusión de agua de mar, implica aumento de la concentración de sulfatos, el cual es un aceptor de electrones que se puede utilizar antes del CO_2 y por lo tanto las emisiones de metano pudieran disminuir.
3. Bajo un escenario de sequía: Se favorecerían las condiciones aerobias en los suelos de humedales, lo que provocaría la oxidación de la materia

orgánica, es decir, la liberación del carbono que estaba almacenado en el suelo y entonces el ecosistema estaría funcionando más como fuente emisora de carbono que como secuestrador, como se observó en la época de secas en este estudio.

ANEXO A

CURRICULUM VITAE

José Luis Marín Muñiz

Agosto, 2013

1. DATOS GENERALES

1.1 Nombre:	José Luis Marín Muñiz
1.2 Dirección y teléfono:	Fray Andres de Olmos, 1212. Col. Rafael Lucio C.P. 91110. Xalapa, Ver. Tel. 2282004091, cel. 2281624680
1.3 Fecha y lugar de nacimiento:	25 de febrero de 1983. Pastorias municipio Actopan, Veracruz, México.
1.4 Correo electrónico	soydrew@hotmail.com

2. FORMACION ACADEMICA

2.1 Grados:

- ❖ Doctor en Ecología Tropical. Universidad Veracruzana. Centro de Investigaciones Tropicales. Xalapa, Veracruz (en formación).
- ❖ Maestro en Ciencias Ambientales. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 20 de agosto de 2009
- ❖ Ingeniero Químico. Universidad Veracruzana. Orizaba, Veracruz. 26 de junio del 2008.
- ❖ Operador de microcomputadoras. Instituto de computación Colón. Cd. Cardel, Veracruz. 03 de octubre del 2001.
- ❖ Auxiliar de laboratorio. Escuela de bachilleres “Agustín Yáñez” (2001), Cd. Cardel, Veracruz.

2.2 Cursos de especialización:

- "Contaminación Ambiental y Biorremediación", en el Instituto Nacional de Ecología, Xalapa, Veracruz (del 30 de julio al 22 de agosto del 2007).
- "Estrategia en el llenado de guías SEMARNAT para la elaboración de manifestaciones de impacto ambiental" que se llevó a cabo en la Facultad de Ingeniería y Ciencias Químicas de la Universidad Veracruzana (18 y 19 de Octubre del 2007). Xalapa, Veracruz.
- "Biotechnology and Petroleum" realizado en el Instituto de estudios avanzados (IDEA), Caracas, Venezuela (2 al 6 de febrero 2009)

2.3 Estancias de Investigación

Instituto de Ecología, A.C. Estancia de Investigación (Octubre, 2007 a Enero, 2008).

3. EXPERIENCIA PROFESIONAL

Colegio Xalli de Xalapa A.C. Profesor de enseñanza media superior. (2007).
Asistente de investigador en el Instituto de Ecología A.C. (2009).

4. RECONOCIMIENTOS Y DIPLOMAS

- Diploma por haber obtenido las mejores calificaciones en el ciclo escolar 1999-2001 en el Instituto de computación Colón.
- Reconocimiento en virtud de haber obtenido el mayor promedio en el área técnica (2000-2001) en la escuela de bachilleres "Agustín Yáñez", de Cd. Cardel, Veracruz.
- Reconocimiento por haber concluido satisfactoriamente 400 horas de opción

tecnológica correspondiente a la especialidad de: Auxiliar de laboratorio (200-2001). En la escuela de bachilleres “Agustín Yáñez”, de Cd. Cardel, Veracruz.

- Reconocimiento por haber obtenido una calificación sobresaliente en el curso de posgrado “Contaminación Ambiental y Biorremediación” (Del 30 al 17 de agosto del 2007). INECOL, Xalapa, Veracruz.

- Reconocimiento por la presentación del trabajo libre “Dinámica del potencial redox durante el proceso de biorremediación de hidrocarburos en sedimentos de microcosmos de manglares bajo diferentes frecuencias de inundación” en el I Congreso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental, llevado a cabo del 5 al 10 de octubre de 2008. Xalapa, Ver. México.

- Reconocimiento a los mejores trabajos en la modalidad de cartel, por la presentación del estudio “Dinámica del potencial redox durante el proceso de biorremediación de hidrocarburos en sedimentos de microcosmos de manglares bajo diferentes frecuencias de inundación” en el I Congreso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental, llevado a cabo del 5 al 10 de octubre de 2008. Xalapa, Ver. México.

- Constancia por la participación como ponente del trabajo “Crecimiento de *Avicennia germinans* en microcosmos contaminados con hidrocarburos bajo diferentes condiciones de inundación y nutrientes” en la XXI Reunión Científica Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y I del Trópico Mexicano, llevado a cabo del 13 al 15 de noviembre de 2008. Peñuela, Veracruz, México.

- Reconocimiento por la presentación en la modalidad de cartel del trabajo “Efecto de la frecuencia de inundación y la bioestimulación en la biorremediación de hidrocarburos en microcosmos de manglares” en el XIV SIMPOSIO de la red latinoamericana de Ciencias Biológicas, llevado a cabo del 23 al 25 de febrero del 2009. Cuernavaca, Morelos, México.

5. TALLERES IMPARTIDOS

- “No es magia ni ciencia ficción, son plantas en acción” (2008). XI Festival de aves y humedales. La Mancha municipio de Actopan, Veracruz, México.
- “Conociendo a los habitantes del humedal” (2012). XV Festival de aves y humedales. La Mancha municipio de Actopan, Veracruz, México.
- “Educación ambiental: Humedales y carbono” (2012). Taller financiado por fondo sectorial CONACYT-SEMARNAT, proyecto No. 081942 (Secuestro de carbono y emisión de gases de efecto invernadero en suelos con diferente uso en la zona central norte del estado de Veracruz). 26-29 mayo 2012. Casitas, Tecolutla, Ver.
- “Educación ambiental: Humedales y carbono” (2012). Taller financiado por fondo sectorial CONACYT-SEMARNAT, proyecto No. 081942 (Secuestro de carbono y emisión de gases de efecto invernadero en suelos con diferente uso en la zona central norte del estado de Veracruz). 26-29 mayo 2012. Monte Gordo, Tecolutla, Ver.

6. PUBLICACIONES

6.1 Presentaciones en congresos y simposios nacionales e internacionales

- **Marín-Muñiz** J.L., Hernández M.E. y Olguín E.J. 2008. Dinámica del potencial redox durante el proceso de bioremediación de hidrocarburos en sedimentos de microcosmos de manglares bajo dos frecuencias de inundación. I Congreso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental, II Congreso Latinoamericano de Biotecnología Algal y V Symposium Internacional sobre Bioprocesos más limpios y Desarrollo Sustentable. Xalapa, Ver. 5-10 de Octubre de 2008.
- **Marín-Muñiz** J.L., Hernández M.E. y Olguín E.J. 2008. Crecimiento de *Avicennia germinans* en microcosmos contaminados con hidrocarburos bajo diferentes condiciones de inundación y nutrientes. XI Reunión Científica-

Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y I del Tropicó Mexicano. Córdoba, Ver. 12-13 de Noviembre de 2008.

- **Marín-Muñiz J.L.**, Hernández M.E. y Olguín E.J. 2009. Efecto de la frecuencia de inundación y la bioestimulación en la biorremediación de hidrocarburos en microcosmos de manglares. XIV SIMPOSIO de la red latinoamericana de Ciencias Biológicas. Cuernavaca, Morelos, México. 23-25 de Febrero de 2009.
- **Marín M.** José Luis., Ruelas Monjardin Laura C., Landeros Gutiérrez César., Pozos Morales E. Diseño y construcción de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas: Una propuesta de múltiples barreras en Los pescados, Mpio. Perote, Ver. Congreso Gobernanza Ambiental para el manejo Sustentable de Recursos. La experiencia de Canadá en México. Xalapa, Veracruz, México, 22 al 24 septiembre 2010. Cartel.
- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Moreno-Casasola, B, P. 2010. Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz. XXIII Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y II del Trópico Mexicano 2010. Colegio de postgraduados campus Veracruz. 17-20 Noviembre 2010. Oral.
- **Marín Muñiz JL.**, Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. Emisión de metano en humedales arbóreos y herbáceos dulceacuícolas en la planicie costera Veracruzana. III Congreso Mexicano de Ecología. Boca del Río Ver. del 3 al 7 de abril 2011. Oral.
- **Marín Muñiz JL**, Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. Dinámica espacial y estacional de emisiones de metano en humedales arbóreos y herbáceos de agua dulce de la planicie costera de Veracruz. Primer foro de intercambio de experiencia estudiantil. Xalapa, Ver., 8 de abril 2011. Cartel.
- **Marín M.** J.L. Uso y aprovechamiento del tule en Rafael Lucio Veracruz: ¿Valor cultural en decaimiento? X Congreso Internacional y XVI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Santiago de Querétaro, 17 al 19 de agosto 2011. Cartel.

- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Silva, R, E., Moreno-Casasola, B, P. Percepciones sobre humedales en Monte Gordo, Veracruz: Un primer paso para diseñar estrategias de educación ambiental. X Congreso Internacional y XVI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. Santiago de Querétaro, 17 al 19 de agosto 2011. Oral.
- Hernández-Alarcón ME, **Marín-Muñiz JL**, Moreno-Casasola P, Briones O, Rodríguez K, Montealegre-Mendoza B, y Sánchez-Ríos G. Emisiones de metano en humedales del Estado de Veracruz. III simposio internacional del carbono. 12-14 Octubre 2011. Centro de Investigación en Química Sustentable. San Cayetano, México. Oral.
- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Moreno-Casasola, B, P. 2011. Acreción de suelo y técnicas para su obtención en humedales herbáceos y selvas inundables dulceacuícolas Veracruzanos. XXIV Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y III del Trópico Mexicano 2011. Facultad de Ciencias Agrícolas, U.V. Xalapa, Ver., 16-19 Noviembre 2011. Oral.
- María Elizabeth Hernández Alarcón, José Luis **Marín Muñiz**, Patricia Moreno Casasola Barcelo, Beatriz Montealegre Mendoza. Efecto del cambio de uso de suelo sobre el almacenamiento de carbono y la emisión de metano en selvas inundables. XXIV Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria Veracruz y III del Trópico Mexicano 2011. Facultad de Ciencias Agrícolas, U.V. Xalapa, Ver., 16-19 Noviembre 2011. Oral.
- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Silva, Rivera, E. Educación ambiental en Monte Gordo, Veracruz. Segundo Foro Estudiantil CITRO-UV., 11 Mayo 2012. Cartel.
- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Moreno-Casasola, B, P. Methane and nitrous oxide emissions in freshwater swamps and marshes in southeastern Mexico. 9th INTECOL International Wetlands conference scheduled. Orlando Florida, USA. Del 3 al 8 de junio 2012. Oral.

- **Marín M. J.L.**, Hernández, A, ME., Silva, Rivera, E. Educación ambiental sobre humedales en estudiantes de telesecundaria de la comunidad de Casitas, Veracruz. III Foro nacional de Educación Ambiental para la Sustentabilidad. Boca del Río, Ver., 20-23 Octubre 2012. Oral.

6.2 Artículos científicos (publicados-enviados y en preparación)

Marín-Muñiz JL., Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. 2011. Secuestro de carbono en suelos de humedales costeros de agua dulce en Veracruz. *Tropical and subtropical Agroecosystems*. 13:365-372.

Marín-Muñiz JL., Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. 2012. Green house gas emissions from tropical coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Biogeochemistry* (enviado).

Marín-Muñiz JL., Hernández Alarcón, ME, Moreno-Casasola P y Silva Rivera Evodia. 2012. Cada vez hay menos humedales. Persepciones sobre servicios ambientales de humedales en Monte Gordo, Veracruz, un element clave para educar ambientalmente. *LiminaR: Estudios sociales y humanísticos* (enviado)

Marín-Muñiz JL., Hernández Alarcón, ME y Moreno-Casasola P. 2012. Comparing carbon sequestration in coastal freshwater wetlands with different geomorphic features and plant communities in Veracruz, Mexico. *Plant and soil* (En preparación).

6.3 Artículos de divulgación.

Marín Muñiz José Luis., Hernández Alarcón María Elizabeth y Ruiz Bello Romeo. 2013. Si piso me hundo: Los humedales. *La ciencia y el hombre*. 26(1): 29-32. ISSN: 0187-8786.

Marín Muñiz José Luis y Hernández Alarcón María Elizabeth. Los humedales, sus funciones y su papel en el almacenamiento de carbono atmosférico. 2013. *Diario de Xalapa*, 25 de Febrero, 2013.

Marín Muñiz José Luis y Hernández Alarcón María Elizabeth. 2013. Los humedales y el ciclo de carbono: fuentes emisoras o almacenadores de carbono. Asociación Mexicana de Limnología acuática. <http://www.amlac.mx/>

Marín Muñiz José Luis y Hernández Alarcón María Elizabeth. Selvas inundables de agua dulce: valor y amenazas. *Biodiversitas*.108: 7-11. ISSN: 1870-1760.

6.4 Capítulos de libros

Marín Muñiz José Luis, Hernández Alarcón María Elizabeth. 2009. Crecimiento de *Avicennia germinans* en microcosmos contaminados con hidrocarburos bajo diferentes condiciones de inundación y nutrientes. En: INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; UV (Universidad Veracruzana), CP (Colegio de Postgraduados); UACH (Universidad Autónoma CHapingo); ITUG (Instituto Tecnológico de úrsulo Galván); ITBOCA (Instituto tecnológico de Bocal del Río). 2009. *Avances en la investigación agrícola, pecuaria, forestal y acuícola en el trópico Mexicano 2009. Libro científico N0. 6. Veracruz, México. 416 p. Veracruz, Diciembre, 2009. ISBN: 97-607-425-214-9.*

Marín Muñiz, J.L., L. C. Ruelas Monjardín, C. S. Landeros Gutiérrez y E. D. Pozos Morales. 2010. Diseño y construcción de un humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas: Una propuesta para Los Pescados, Municipio de Perote, Veracruz. En: Ruelas Monjardin, L.C., A.C. Travieso-Bello, O. Sánchez Sánchez y A. Piñar Alvarez (Eds) *Gobernanza ambiental para el manejo sustentable de recursos: la experiencia de Canadá en México*. El Colegio de Veracruz, Universidad Veracruzana, Colegio de Postgraduados-Campus Veracruz, Embajada de Canadá en

México y la Asociación Mexicana de Estudios sobre Canadá. Xalapa, Ver., México.

ISBN: 978-607-8040-07-0