



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

EMISIONES DE GASES DE EFECTO
INVERNADERO (CH_4 Y N_2O) EN SUELOS DE
HUMEDALES URBANOS CON DIFERENTE
VEGETACIÓN EN VERACRUZ, MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

ANEL VARGAS SANTIAGO

DIRECTORA DE TESIS: DRA. MARIA ELIZABETH HERNÁNDEZ ALARCÓN

MORELIA, MICHOACÁN

SEPTIEMBRE, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

EMISIONES DE GASES DE EFECTO
INVERNADERO (CH_4 Y N_2O) EN SUELOS DE
HUMEDALES URBANOS CON DIFERENTE
VEGETACIÓN EN VERACRUZ, MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

ANEL VARGAS SANTIAGO

DIRECTORA DE TESIS: DRA. MARIA ELIZABETH HERNÁNDEZ ALARCÓN

MORELIA, MICHOACÁN

SEPTIEMBRE, 2022



ESCUELA
NACIONAL
de ESTUDIOS
SUPERIORES
UNIDAD MORELIA
10
años
(2011-2021)

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

MTRA. IVONNE RAMÍREZ WENCE
DIRECTORA
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 09** del **Comité Académico** de la **Licenciatura en Ciencias Ambientales** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **18 de octubre de 2021**, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional de la alumna **Anel Vargas Santiago** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **416094394**, con el trabajo titulado: **"Emisiones de Gases Efecto Invernadero (CH₄ y N₂O) en suelos de humedades urbanos con diferente vegetación en Veracruz, México"**, bajo la dirección como tutora de la **Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón**.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente:	Dr. Roberto Antonio Linding Cisneros
Vocal:	Mtro. Alfredo Fernando Fuentes Gutiérrez
Secretario:	Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón
Suplente:	Dra. Yunuen Tapia Torres
Suplente:	Dra. Harumi Shimada Beltrán

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán a 17 de agosto de 2022.


DRA. YUNUEN TAPIA TORRES
SECRETARIA GENERAL

CAMPUS MORELIA
Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Cal. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)689.3500 y (55)5623.7300, Extensión Red UNAM: 80614
www.enesmorelia.unam.mx

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia y a la Licenciatura en Ciencias Ambientales, por brindarme conocimiento, espacios de reflexión y aprendizaje.

A mi tutora la Dra. María Elizabeth Hernández Alarcón, por su dedicación y paciencia durante este proceso.

A los miembros del jurado, Dr. Roberto Linding Cisneros, Mtro. Alfredo Fernando Fuentes Gutiérrez, Dra. Yunuen Tapia Torres y Dra. Harumi Shimada Beltrán, por aceptar revisar mi trabajo y enriquecerlo con sus comentarios.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar el proyecto ciencia básica titulado “Metabolismo de metano en humedales naturales y perturbados” con número de proyecto 258412, dentro del cual se realizó este trabajo.

A la Dirección de Becas y Enlace con la Comunidad, a la Dirección General de Orientación de Atención Educativa por otorgarme la “Beca de Titulación Alto Rendimiento 2020-2021”.

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIA

A mis padres, Aleida y Armando, por siempre estar presentes y apoyar cada decisión académica y personal, gracias por fomentar las ganas de salir adelante, por siempre darme el aliento de apoyo y amor. Dona, dejarme ir a Morelia fue una de las mejores decisiones, gracias. Ale, en tus llamadas siempre encontré la motivación cuando sentía que no podía más, gracias. En un párrafo no se puede expresar el agradecimiento y amor que siento hacia ustedes.

A mis hermanos, Shae y Pepe, que siempre he sentido su amor fraternal y su apoyo incondicional.

A mis tíos Jorge, Irene, Silvia, Blanca e Irma por estar siempre al pendiente de mí y apoyarme no solo en lo económico, sino en lo emocional también.

A mis abuelos, papá Nico y Chelita, que en cada viaje a Morelia eran los primeros en preocuparse y ver que necesitaba y que siempre me han tratado con mucho amor.

A mis amigos oaxaqueños, Calce-team (Oso, Richie, Alexis, Anita y Brian) por echarme porras en todo el proceso y nunca dejarme sola, y por la playlist de Oso que me acompañó desde el día de 1 en esta tesis. A Miriam e Itzel que siempre han creído en mí y me alientan a lograr todo. Y por supuesto, a Vedani y Liz, que desde hace años caminan conmigo y a pesar de la distancia están ahí para mí.

A mi familia Moreliana, Mitzi, Itzel, Mariana M, Daniela, Isaac, Vanesa, Paquito, los ecotecxs, porque la vida universitaria fue más bella gracias a ustedes, por las risas, los llantos, las fiestas, las comidas, reuniones, prácticas y platicas. Porque crecimos juntos en este camino hacia un mundo mejor.

A la Dra. Elizabeth, quien desde un principio apoyo mis ideas sobre la tesis, gracias por la paciencia en este largo camino.

Y a mis peludos, Kira, gracias por haber hecho más amenas mis largas noches de tareas y exámenes, por la compañía y todas las sonrisas que me sacaste. Baghee, Zefe, Zeus, Hami y Bumme, que en algún momento estuvieron a mi lado mientras escribía la tesis.

INDICE

Resumen	9
Abstract	10
Introducción	11
Objetivo general	12
Objetivos Específicos	12
Pregunta de Investigación	12
Antecedentes	12
2. Marco teórico	20
2.1 Definición de humedales	20
2.2 Componentes de los humedales	20
2.3 Macrófitas	22
2.4 Servicios ambientales de los humedales	22
2.5 Gases de Efecto Invernadero	23
Materiales y Métodos	25
1.1 Sitio de Estudio	25
1.2 Medición de flujo de Gases (N ₂ O, CH ₄)	26
1.3 Monitoreo de variables ambientales	28
1.4 Cuantificación de CH ₄ y N ₂ O	28
1.5 Características fisicoquímicas del agua y suelo	29
1.6 Análisis Estadísticos	30
Resultados	30
1.0 Condiciones Ambientales	30
1.1 Temperatura Ambiental	30
1.2 Temperatura del suelo	32
1.3 Nivel de agua	34
2. Flujo de gases	35
2.1 Flujo de Óxido nitroso	35
2.2 Emisiones de Metano	40
3.0 Calidad del Agua	45
3.1 Nitratos	45
3.2 Sulfatos	46
3.3 Fosfatos	48
3.4 Nitritos	49
4.0 Características de suelo	52
Conclusiones	55
Recomendaciones	55
Referencias	57

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación del lugar de estudio en la planicie del Golfo de México.....	26
Figura 2. Cámaras utilizadas en los muestreos.....	27
Figura 3. Temperatura ambiental en el aérea de los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	31
Figura 4. Promedios de temperatura ambiental por temporada estacional en los dos humedales estudiados.....	32
Figura 5. Temperatura del suelo en los humedales urbanos dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	33
Figura 6. Promedio de valores de temperatura del suelo por temporada estacional en los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	34
Figura 7. Nivel de agua en los humedales urbanos dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	35
Figura 8. Flujo de N ₂ O en los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	36
Figura 9. Promedio del flujo de N ₂ O en los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	37
Figura 10. Promedio de flujo de N ₂ O por temporada estacional en los humedales dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	38
Figura 11. Flujo de Metano en humedales urbanos dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	40
Figura 12. Promedio de flujo de CH ₄ en los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	41
Figura 13. Promedio de flujo de CH ₄ por temporada estacional en dos humedales urbanos con diferente vegetación (<i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>).....	42
Figura 14. Nitratos en el agua de los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	45
Figura 15. Valores promedio de nitratos por estación climática en los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	46
Figura 16. Sulfatos en el agua de los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	46
Figura 17. Valores promedio de sulfatos por estación climática en los humedales urbanos dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	47

Figura 18. Fosfatos en el agua de los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	48
Figura 19. Valores promedio de fosfatos por estación climática en los humedales dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	49
Figura 20. Nitritos en el agua de los humedales urbanos con <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i> . Las líneas verticales representan el error estándar.....	50
Figura 21. Valores promedio de nitritos por estación climática en los humedales urbanos dominados por <i>T. geniculata</i> y <i>T. domingensis</i>	51

Índice de tablas

Tabla 1. Emisiones de óxido nitroso en diferentes humedales reportados en la literatura.....	39
Tabla 2. Emisiones de metano en diferentes humedales.....	43
Tabla 3. Análisis de correlación.....	51
Tabla 4. Características del suelo.....	53

Resumen

Los humedales son ecosistemas que actúan como sumideros y/o fuentes de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Sin embargo, es incierta su respuesta al cambio global, ya que son muy sensibles a la variabilidad climática y el cambio de uso de suelo. Este estudio tuvo como objetivo cuantificar las emisiones de CH₄ y N₂O en los suelos de humedales urbanos de agua dulce con diferentes tipos de vegetación en la ciudad de Veracruz, México, y comparar las emisiones de GEI entre las diferentes estaciones climáticas (lluvias, nortes y secas). Se realizaron mediciones de gas y cálculos de flujo de CH₄ y N₂O *in situ* utilizando la técnica de cámara cerrada, se midieron variables ambientales (nivel de agua, temperatura, muestras de suelo). Las concentraciones de metano y óxido nitroso se analizaron en un cromatógrafo de gases, y se llevaron a cabo análisis fisicoquímicos y estadísticos (ANOVA, correlación de Pearson).

El promedio de flujo de óxido nitroso en el humedal con *Thalia geniculata* fue de 0.4043 µg m⁻² min⁻¹, mientras que en el humedal con *Typha domingensis* fue de 0.2265 µg m⁻² min⁻¹. El tipo de vegetación no tuvo un efecto significativo ($p=0.506$) en las emisiones de N₂O, por el contrario, las temporadas estacionales sí tuvieron un efecto significativo ($p=0.030$) en las emisiones de óxido nitroso.

El promedio de flujo de metano en el humedal con *T. geniculata* 0.181 mg m⁻² min⁻¹ y en el humedal con *T. domingensis* fue de 0.539 mg m⁻² min⁻¹. La vegetación ($p=0.018$) y la estación ($p=0.05$) tuvieron un efecto significativo en las emisiones de CH₄.

También el nivel de agua, provocó un efecto significativo en ambos humedales y en los GEI (N₂O y CH₄). El nivel de agua estuvo determinado por las estaciones climáticas de la región. De modo que en los suelos de los humedales la presencia de agua suprimía las emisiones de óxido nitroso, volviendo a los humedales sumideros de N₂O y fuentes de CH₄ en condiciones inundadas.

Abstract

Wetlands are ecosystems that act as sinks and/or sources of greenhouse gases (GHG). However, their response to global change is uncertain, as they are very sensitive to climate variability and land use change. This study aimed to quantify CH₄, N₂O emissions in urban freshwater wetland soils with different vegetation types in the city of Veracruz, Mexico, and to compare GHG emissions between different climatic seasons (rainy, northerly and dry). Gas measurements and CH₄ and N₂O flux calculations were performed *in situ* using the closed chamber technique, environmental variables (water level, temperature, soil samples) were measured. Methane and nitrous oxide concentrations were analyzed in a gas chromatograph, and physicochemical and statistical analyses (ANOVA, Pearson correlation) were performed.

The average nitrous oxide flux in the wetland with *Thalia geniculata* was 0.4043 µg m⁻² min⁻¹, while in the wetland with *Typha domingensis* it was 0.2265 µg m⁻² min⁻¹. Vegetation type had no significant effect ($p=0.506$) on N₂O emissions, on the contrary, seasonal seasons did have a significant effect ($p=0.030$) on nitrous oxide emissions.

The average methane flux in the wetland with *T. geniculata* 0.181 mg m⁻² min⁻¹ and in the wetland with *T. domingensis* was 0.539 mg m⁻² min⁻¹. Vegetation ($p=0.018$) and season ($p=0.05$) had a significant effect on CH₄ emissions.

Also water level, caused a significant effect on both wetlands and GHGs (N₂O and CH₄). The water level was determined by the climatic seasons in the region. Thus, in the wetland soils, the presence of water suppressed nitrous oxide emissions, making the wetlands N₂O sinks and CH₄ sources under flooded conditions.

Introducción

La degradación del ambiente es cada vez más notoria y se manifiesta de diferentes formas, tales como la escasez de agua, contaminación de océanos, afectación a la biodiversidad, la deforestación, el cambio climático, entre otros. Este último representa la amenaza de mayor impacto en el desarrollo de la vida en el planeta, debido a los efectos ecológicos y sociales que la elevación de temperatura promedio desencadena. Al tratarse de un problema de escala global genera impactos sobre las actividades económicas en los estratos regionales y locales. El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha atribuido el incremento acelerado del cambio climático a las actividades antropogénicas, siendo la combustión de energéticos fósiles, los cambios de uso de suelo y procesos con alta demanda energética los principales causantes de la creciente acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera (Greenpeace, 2010).

El aumento de la temperatura ha provocado cambios en los patrones espaciales y temporales de las precipitaciones, un aumento en el nivel del mar así como la intensidad y frecuencia de fenómenos asociados con El Niño (IPCC, 2001;Hernández, 2009), por lo anterior es importante conocer el papel que juegan algunos ecosistemas como fuentes o sumidero de GEI.

Casi un tercio de las emisiones de GEI provienen de fuentes naturales, y dentro de esta cantidad los humedales aportan entre 20-39% de las emisiones globales de CH₄ según lo reportado por el IPCC. Además, aunque las cantidades absolutas de CH₄ emitidas a la atmósfera son reducidas comparado con el CO₂, son mucho más efectivas para absorber la radiación infrarroja, por lo tanto, contribuye en mayor cantidad al calentamiento global (Marín-Muñiz *et al.*, 2015). Las emisiones de GEI en los suelos de humedales están controlados por factores como la temperatura, hidrología y las plantas, ya que estas últimas proporcionan diferentes cantidades y calidades de carbón orgánico, (Hernández y Mitsch, 2007). La vegetación también tiene gran influencia en las emisiones de metano porque influyen en la metanogénesis y metanotrofia debido a su capacidad de cambiar el potencial redox mediante la creación de micrositios aerobios en la zona de la rizósfera debido al transporte de oxígeno, lo que favorece la actividad de las bacterias metanotróficas (Marín-Muñiz *et al.*, 2015).

Conforme con la Convención RAMSAR (2018) los humedales urbanos y periurbanos son ecosistemas que se encuentran en las ciudades, suburbios y sus alrededores. Incluyen ríos

y llanuras de inundación, lagos y pantanos, así como marismas de agua salada, manglares y arrecifes de coral; también se definen como pequeñas zonas inundadas de manera permanente o temporal que subsisten en las ciudades como muestras de ecosistemas originales que han sido intervenidos directa o indirectamente y mantienen en parte, la estructura y dinámica característica de los ambientes naturales. Pueden ser áreas costeras o de aguas interiores (R.N.U, 2017; Cárcamo-Naiman, 2019). Poco se conoce sobre el papel que tienen los humedales urbanos en los servicios ecosistémicos de regulación de los ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y carbono. Por lo anterior este trabajo busca contribuir al conocimiento del papel de los humedales tropicales urbanos en la emisión de Gases de Efecto Invernadero.

Objetivo general

Investigar las emisiones de CH₄ y N₂O del suelo de un humedal urbano de agua dulce con *Typha domingensis* y de un humedal urbano de agua dulce con *Thalia geniculata*.

Objetivos Específicos

- 1) Comparar los flujos de CH₄ y N₂O entre los humedales con diferente vegetación, así como en las diferentes estaciones climáticas (temporada de secas, lluvias y nortes).
- 2) Elucidar los factores principales que determinan la variación en las emisiones de GEI en los humedales urbanos de agua dulce estudiados.

Pregunta de Investigación

- 1) ¿Cuáles son las emisiones de GEI de los suelos de humedales urbanos de agua dulce?
- 2) ¿Existe algún efecto relacionado con el tipo de vegetación y la estación climática sobre la emisión de GEI en los humedales urbanos?
- 3) ¿Cuáles son los factores con mayor influencia en las emisiones de GEI en los humedales urbanos tropicales estudiados?

Antecedentes

Los humedales han sido estudiados para conocer las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) que emiten a la atmósfera y su papel como sumidero o fuente de GEI. De acuerdo con el concepto promulgado en Ramsar (2000), estos ecosistemas sirven de sumidero del 40% (Ramsar, 2000) del carbono que se genera en el planeta. La destrucción

y alteración de estos ecosistemas puede tener impactos en su papel como sumidero de importantes cantidades de GEI y por ende tendría una implicación en el calentamiento global y el incremento de las temperaturas (Moya, *et al.*, 2005). A continuación se describen algunos trabajos relevantes al respecto que sirvieron de antecedentes del presente trabajo.

Murdiyaraso *et al.*, 2017 estudiaron los efectos de la re-inundación en los niveles de emisiones de GEI en los humedales de bosques pantanosos en Indonesia, para esto se dividieron en dos sitios: con arbustos y bosque; estos ecosistemas han sufrido grandes perturbaciones como la tala y drenaje de los canales que lo componen. Este último conlleva a una tasa de descomposición elevada y una pérdida neta de carbono en el suelo, lo que conduce a la emisión de GEI. Para las reservas de carbono se observó que los lugares con arbustos poseían una reserva más grande de carbono ($949 + 56 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que los bosques ($333 + 132 \text{ Mg C ha}^{-1}$). En cuanto a CH_4 , las emisiones anuales promedio fueron más altas en arbustos ($39.55 + 15.02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) que en el bosque ($21.44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Las emisiones anuales promedio de N_2O fueron elevadas en arbustos ($4.51 + 4.35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en contraste con el bosque ($2.48 + 4.47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); finalmente para CO_2 se registró en los arbustos $52.4 + 4.1 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y en el bosque $42.9 + 3.6 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Por otro lado, la disminución del nivel de agua se dio en los lugares con arbustos, lo que indica que los lugares con menor agua y mayor exposición, emiten más GEI.

Laine, *et al.*, 2018, investigaron cómo el drenaje y la restauración impactan en la dinámica de GEI y si los efectos del calentamiento moderado difieren entre los usos del suelo en humedales en Finlandia. Dichos humedales han sido perturbados por el hombre, la mitad han sido drenados para la silvicultura, lo que provoca una alteración en su hidrología, aumenta la aireación de la turba y redirige la sucesión ecológica a especies forestales; se examinaron 6 humedales, dos sin drenaje (UD1, UD2), dos forestales drenados (D1, D2) y dos humedales que han sido restaurados (R1,R2). Las emisiones estacionales de CH_4 fueron más bajas en los sitios drenados (en promedio $0.2 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ temporada}^{-1}$) y las más altas en los sitios restaurados (en promedio $1.5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ temporada}^{-1}$) por la recuperación de la capa freática. Las emisiones estacionales de N_2O fueron más bajas en sitios sin drenaje (en promedio $0.6 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ temporada}^{-1}$) y más altas en sitios con drenaje (en promedio $0.9 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ temporada}^{-1}$). La restauración llevó de nuevo a los humedales a las condiciones originales al devolverle al ecosistema las funciones clave y se revirtieron los efectos no deseados del drenaje, por lo cual es una herramienta eficaz de mitigación del clima.

Hadi, *et al.*, 2005, investigaron las emisiones de CH₄, N₂O y CO₂ obtenidos de diversos sitios que representan diferentes usos de suelo y zonas hidrológicas con la finalidad de estimar las emisiones de GEI de las turbas de en la cuenca del río Barito en Kalimantan, Indonesia. Se determinaron cuatro zonas, con diferentes usos de suelo: Zona A- bosque secundario y cultivo de arroz; zona B-bosque secundario, cultivo de arroz y cultivos de tierras altas; zona C- bosque secundario, cultivo de arroz abandonado y cultivos de tierras altas abandonadas; zona D - bosque secundario, cultivo de arroz y cultivo de rotación arroz-soja. El sitio de cultivo en tierras altas (en la zona B) fue el que más emitió N₂O (1.04, 0.16 y 0.89 mg N m⁻²h⁻¹ en 1998, 1999 y 2000 respectivamente) comparado con los demás sitios; en cuanto a CH₄, la zona D fue la que tuvo mayores emisiones de este gas (1.95 y 8.01 mg C m⁻²h⁻¹ para los años de 1999 y 2000 respectivamente), esto se puede explicar ya que existe una variación en la concentración de azufre derivado de la oxidación de pirita, la cual se encuentra en las zonas A, B y C, por lo tanto la formación de CH₄ se suprime por el efecto de la reacción reductora de azufre; en cuanto al CO₂ las emisiones más altas se registraron en el bosque secundario de la zona D (276 y 299 mg C m⁻²h⁻¹ para los años de 1999 y 2000 respectivamente). Ellos concluyeron que las turberas de Kalimantan contribuyen con menos del 0.3% de las emisiones globales totales de CH₄, N₂O y CO₂; esto se puede deber al lento proceso de descomposición de materia orgánica en esta área.

Pereyra & Mitsch, 2018, realizaron un estudio donde compararon los flujos de CH₄ de seis humedales de cipreses subtropicales en el suroeste de Florida con diferentes hidroperiodos y dos condiciones de uso de la tierra notablemente diferentes (es decir, de referencia y perturbados); se exploró la influencia del nivel del agua y la temperatura del suelo en los flujos de CH₄ analizando los flujos de cada sitio en relación con las variables ambientales. Los humedales de referencia se encontraban en *Corkscrew Swamp Sanctuary* (CSS) donde está el más grande y mejor conservado stand de *Taxodium distichum* de Florida; los humedales perturbados se encontraron en el campus de Florida Gulf Coast University (FGCU). Se eligieron tres humedales en el sitio de referencia y tres en el sitio perturbado, se colocaron 3 cámaras permanentemente en estado no estacionario siguiendo el diseño de Sha *et al.*, (2011), las muestras de gas fueron tomadas dos veces al día e igualmente se registraron las variables ambientales, posteriormente las muestras se colocaron en viales para ser analizadas en un cromatógrafo de gases. Los sitios de referencia (con periodos de inundación más largos) tuvieron emisiones medias de CH₄ significativamente mayores (32.45 ± 11.94 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) que los sitios perturbados (1.09 ± 1.49 mg CH₄ m⁻² d⁻¹). No se encontró una relación estadísticamente significativa entre el flujo de CH₄ y la temperatura del suelo dentro o a través de los sitios. El flujo de metano en los humedales de referencia

fue de -7.0 a 218 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ mientras que el de los humedales perturbados fue de -6.6 a 38.6 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, lo que indica que algunos humedales actúan como sumidero, oxidando el metano. Los flujos de CH₄ en los pantanos ocurrieron solo durante la fase no inundada, estos pantanos mostraron un régimen de agua saturada, dicha condición probablemente permitió que los suelos permanecieran químicamente reducidos, incluso cuando la capa freática está por debajo de la superficie del suelo, lo que sugirió que existe una relación entre la producción de CH₄ y la humedad del suelo. Los flujos de CH₄ de los humedales encontrados en dicho estudio estuvieron dentro del rango de flujos reportados para otros humedales de agua dulce subtropicales y tropicales; las emisiones de CH₄ del suelo de los pantanos de *Taxodium* en Florida son causadas por la variedad de condiciones físico químicas, de acuerdo con los resultados de este estudio las variables más importantes a tomar en cuenta son el hidroperiodo, la temperatura del suelo y la materia orgánica acumulada, asimismo, para futuros estudios se recomienda incluir características y análisis de las propiedades del suelo como la materia orgánica, humedad del suelo, comunidades microbianas y vegetales.

Hoyos-Santillán, *et al.*, 2016 realizaron un estudio en la provincia de Bocas del Toro en la región caribeña del noroeste de Panamá, cuyo objetivo fue determinar si los bosques de palmeras de *Raphia taedigera* influyen en las emisiones de GEI por la pérdida radial de oxígeno de las raíces. Para cumplir este objetivo fue necesario realizar dos monitoreos, el primero se llevó a cabo *ex situ*, el cual consistió en tomar muestras de suelo, y montarlas en 12 tubos de PVC, de los cuales seis tubos poseían plántulas de *R. taedigera*, recreando las condiciones de inundación de campo; por otro lado, el segundo monitoreo se llevó a cabo *in situ*, donde se instalaron cuatro parcelas de 0.1 ha, de las cuales tres eran no perturbadas y una perturbada, todas ellas dominadas por *R. taedigera*; en ambos monitoreos se realizaron mediciones de flujo de GEI con la técnica de la cámara cerrada y posteriormente se analizaron en un cromatógrafo de gases. Los flujos de CO₂ y CH₄ variaron con la actividad de la vegetación tanto *in situ* como *ex situ*. Los flujos de CH₄ fueron menores con la presencia de plantas, esto sugiere que hubo una pérdida radial de O₂ que permitió en la turba la oxidación de CH₄ y la inhibición parcial de la metanogénesis, reduciendo los flujos en un 40%. La supresión de CH₄ aumentó conforme crecían las plantas. En cuanto a CO₂, las plantas lograron mitigar la liberación de este gas. El cambio de uso de suelo que se dio en la parcela perturbada, provocó un fuerte aumento en las emisiones de CH₄ y N₂O. Xinwanghao *et al.*, 2014 cuantificaron y compararon las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O en diferentes planicies costeras de la provincia de Jiangsu, China. Determinaron si ocurren

variaciones temporales distintas en los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O, y evaluaron los efectos de los rasgos de las plantas y los factores ambientales (temperatura del aire, humedad del suelo, carbono orgánico en el suelo, nitrógeno total y tamaño medio de grano) sobre las emisiones de GEI en un humedal salino costero de la región central de la Reserva Natural Nacional Yancheng para humedales y aves raras en la provincia de Jiangsu, China. Para cumplir con dichos objetivos fue necesario dividir en 4 parcelas (llanura de barro-MF, llanura con *S. alterniflora*-SAF, llanura con *S. glauca*-SGF, llanura de hierba-GF) y realizar diferentes muestreos por cada estación climática (primavera, verano, otoño, invierno). Utilizaron la técnica de la cámara estática cerrada para medir los flujos de CO₂, CH₄ y N₂O, los cuales fueron analizados por medio de cromatografía de gases, asimismo hicieron mediciones ambientales (temperatura, muestras de suelo, humedad, nitrógeno total, entre otros). Las emisiones de CO₂ en todas las parcelas oscilaron entre los 10.7 - 2297.6 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ durante el periodo de muestreo y difirieron significativamente entre estaciones excepto en MF, siendo verano la estación con mayores emisiones (733.7 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) y las menores emisiones en invierno (196.5 mg CO₂ m⁻² h⁻¹). En cuanto a CH₄, los flujos de todas las parcelas promediaron de -0.378 a 4.959 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ el humedal actuó como sumidero en primavera y como fuente de este gas en verano; la mayor absorción de CH₄ fue en SAF (-0.123 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) durante la primavera, en contraste GF actuó como fuente de CH₄ durante las cuatro estaciones teniendo un flujo medio de 0.752 mg CH₄ m⁻² h⁻¹; las emisiones promedio de N₂O de las cuatro planicies variaron entre 1.5 - 65.7 µg N₂O m⁻² h⁻¹ indicando que el humedal actuó como fuente de este gas; las emisiones más altas fueron en primavera y otoño en FG. El estudio confirmó que los flujos de CO₂ y CH₄ fueron más altos durante la estación cálida de crecimiento de las plantas debido al factor climático (temperatura del aire) y la biomasa aérea; por otro lado, las emisiones de N₂O no siguieron un patrón. Las variaciones espaciales de las emisiones de los GEI fueron más altas en las parcelas cubiertas con vegetación que las MF.

Por otro lado, Hernández & Mitsch, 2007 investigaron las tasas de desnitrificación estacional en zonas con gradientes longitudinales y transversales en dos humedales creados de 1 ha, en condiciones de pulso y flujo constante en Schiermeier Olentangy River Wetland Research Park en Columbus, Ohio, USA; además evaluaron los factores de control de la desnitrificación en esta zonas. Se utilizó la técnica de inhibición de acetileno para medir la desnitrificación, posteriormente se tomaron muestras de gas cada 10 minutos por un periodo de 30 minutos, de igual forma se registró el nivel de agua, temperatura del suelo y agua. Para determinar si el C y N fueron factores que pudieran controlar la

desnitrificación, se recolectaron núcleos de suelo y fueron medidos utilizando la técnica de bloqueo de acetileno con adición y sin adición de carbono. Posteriormente el N_2O se analizó utilizando un cromatógrafo de gases. Las tasas de desnitrificación en primavera en las parcelas bajas en el gradiente transversal fueron de $1366 \pm 321 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en condiciones de pulso, mientras que en flujo constante fue de $1009 \pm 321 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; así pues en las parcelas altas en el mismo gradiente en primavera en condiciones de pulso la tasa de desnitrificación fue de $778 \pm 92 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ mientras que en flujo constante fue de $328 \pm 63 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo que indica diferencias significativas. En cuanto a las tasas de desnitrificación en el gradiente longitudinal, se encontraron valores de $613 \pm 105 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ cerca de la entrada de agua fue y de $797 \pm 127 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en las parcelas bajas, las cuales fueron significativamente más altas que en la salida del agua 349 ± 68 y $387 \pm 76 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ respectivamente. Por lo tanto las tasas de desnitrificación en los humedales analizados se vieron fuertemente influenciados por las condiciones hidrológicas, además se encontró una relación significativa entre las tasas de desnitrificación y la temperatura del suelo. Igualmente la presencia de vegetación ayudó en este proceso y los pulsos de inundación favorecieron la nitrificación y desnitrificación al crear condiciones aeróbicas y anóxicas alternadas.

Mitsch & Hernández, 2006 llevaron a cabo un estudio en el cual investigaron los efectos de las fluctuaciones del nivel de agua por pulsos hidrológicos y la importancia de macrófitas en las emisiones de N_2O en gradientes transversales y longitudinales en humedales creados en Olentangy River Wetland Research Park en Columbus, Ohio, USA. Los flujos de N_2O se midieron usando la técnica de cámara cerrada, se midió el nivel del agua, temperaturas del suelo y agua; para analizar el efecto de la vegetación de igual forma se utilizaron cámaras siendo éstas más altas; el N_2O fue analizado en un cromatógrafo de gases y se realizaron análisis de agua y suelo. Para el gradiente longitudinal, los flujos medios de N_2O fueron de $19.6 \pm 3.6 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ cerca del flujo de entrada en los espejos de agua, de $13.6 \pm 3.2 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en la parte baja del humedal, en la parte media fue de $5.1 \pm 4.3 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, finalmente en la salida de la cuenca fue de 5.06 ± 2.46 y $2.20 \pm 3.35 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; por otro lado, para el gradiente transversal el promedio más alto de los flujos de óxido nitroso durante el período de estudio fueron encontrados en las parcelas de altas ($21.8 \pm 2.5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), seguido de los bordes del humedal ($12.6 \pm 1.9 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), parcelas en los espejos de agua ($9.9 \pm 2.1 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y parcelas bajas ($7.0 \pm 4.7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). En cuanto a la influencia de la vegetación, los flujos medios de óxido nitroso fueron de $17.6 \pm 15.8 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en parcelas con vegetación y $11.6 \pm 1.5 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en parcelas sin vegetación. Cuando las parcelas se inundaron, los flujos de óxido nitroso fueron

significativamente mayores en parcelas con vegetación ($39.6 \pm 13.7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), en comparación con parcelas sin vegetación ($23.6 \pm 13.2 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Las emisiones de N_2O de los humedales creados fueron influenciadas por la temperatura del suelo, las condiciones hidrológicas y la presencia de vegetación. La zona alta de los humedales, la cual experimentó inundaciones intermitentes en condiciones de pulsos y suelos saturados sin agua estancada en condiciones de flujo constante, mostró los flujos de N_2O más altos. Ambas zonas de borde que eran en su mayoría sitios secos e inundados permanentemente mostraron bajos flujos de N_2O . Las macrófitas facilitaron las emisiones de óxido nitroso de los suelos de humedales solo cuando los suelos se inundaron, causando emisiones similares a las de la zona de humedales altos.

A nivel nacional son muy escasos los estudios sobre las emisiones de GEIs en humedales naturales de agua dulce. A continuación, se describen los estudios encontrados en la literatura.

Marín-Muñiz *et al.*, 2015 llevaron a cabo una investigación en tres humedales herbáceos y tres selvas inundables de agua dulce en la llanura de costera del Golfo de México en el estado de Veracruz, en el cual compararon las emisiones de CH_4 , N_2O y CO_2 de los suelos de los humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce, así también compararon las emisiones de GEI entre las diferentes estaciones climáticas (lluvias, frente frío con lluvia y viento y secas). Se realizaron mediciones *in situ* de gas y se calcularon los flujos de CH_4 , N_2O y CO_2 utilizando la técnica de cámara cerrada, posteriormente se analizaron las concentraciones en un cromatógrafo de gases; se hicieron conversiones a $\text{CO}_{2\text{eq}}$; utilizando los potenciales de calentamiento global del metano y óxido nitroso; se hicieron análisis fisicoquímicos del agua y suelo; se midió el nivel de agua y la temperatura de suelo y agua. Las emisiones de metano oscilaron entre $27 \pm 1933 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en los humedales herbáceos y $29 \pm 1857 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en las selvas inundables de agua dulce sin diferencias significativas, sin embargo por temporada climática, las mayores emisiones de CH_4 fueron en temporada de lluvias ($1244.4 \pm 328 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y $992.1 \pm 313 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para los humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce respectivamente) y las menores emisiones se presentaron en temporada de secas ($44.1 \pm 304 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en los humedales herbáceos y $160.8 \pm 104 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en selvas inundables de agua dulce). En cuanto a las emisiones de N_2O fueron de $-5 \pm 10 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en los humedales herbáceos y $-2 \pm 16 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en selvas inundables de agua dulce sin diferencias significativas entre humedales y estación climática; para CO_2 las emisiones en los humedales herbáceos fueron de $0.5 \pm 15 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y para las selvas inundables de agua dulce fueron de $0.5 \pm 18 \text{ g C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sin diferencias

significativas entre humedales, no obstante por estación climática las mayores emisiones fueron en temporada de secas (10.8 ± 1.8 y 11.7 ± 1.1 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce respectivamente) y las menores en temporada de vientos (1.1 ± 0.11 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en humedales herbáceos y 0.38 ± 0.22 g C-CO₂ m⁻² d⁻¹ en selvas inundables de agua dulce). Con los datos obtenidos concluyeron que en los suelos de los humedales herbáceos y selvas inundables de agua dulce en Veracruz, las comunidades de plantas no causaron un efecto significativo en las emisiones de GEI, sin embargo el nivel de agua y el potencial de oxidación fueron los factores más importantes asociados con las emisiones de GEI.

Otro estudio realizado por Hernández *et al.*, 2015 en la llanura costera del Golfo de México en el estado de Veracruz, comparó la materia orgánica del suelo (MOS), las reservas de carbono del suelo y los flujos estacionales de carbono gaseoso (CO₂ y CH₄) en los humedales arbóreos costeros de agua dulce (FW) y en áreas adyacentes que se han convertido en pastizales inundados (FGL). Se tomaron muestras de suelo utilizando un barrenador de turba tipo ruso, dichas muestras fueron analizadas en el laboratorio para obtener la reserva de carbono y las fracciones de carbono orgánico soluble; *in situ* se tomaron muestras de CO₂ y CH₄ utilizando la técnica de cámara cerrada y posteriormente se analizaron las concentraciones en un cromatógrafo de gases; se realizaron análisis fisicoquímicos a nivel de agua y potencial Redox. La concentración de MOS entre FW y FGL a la misma profundidad, fue significativamente mayor en FW, para todas las profundidades. El promedio de MOS en FW (284.25 ± 15.2 g kg⁻¹) fue significativamente mayor que el promedio de MOS en FGL (134.41 ± 6.33 g kg⁻¹). En cuanto a las emisiones de CO₂ las más altas se registraron en temporada seca, siendo mayores en FGL (26.38 ± 4.45 g m⁻² d⁻¹) que en FW (14.36 ± 5.77 g m⁻² d⁻¹); respecto a las emisiones de CH₄ las emisiones más altas se dieron en temporada de lluvias, siendo mayores en FGL (4349.03 ± 853.46 mg m⁻² d⁻¹) que en FW (869.01 ± 314.27 mg m⁻² d⁻¹). En las áreas convertidas en FGL, el MOS fue solo el 47% de lo observado en FW, esto probablemente se deba a la disminución de los aportes de carbono a los suelos y a los cambios en la hidrología, ya que en FGL hay hidroperiodos más cortos. Es importante mencionar que en FGL hay más compactación del suelo debido a la ganadería, lo cual podría estar influenciando los procesos de producción y consumo de metano.

2. Marco teórico

2.1 Definición de humedales

Los humedales son ecosistemas que ocupan entre 4-6% de la superficie terrestre (Mitsch y Gosselink, 2000; Hernández, 2009). De acuerdo con la Comisión Relativa a los Humedales de Importancia Internacional (Comisión RAMSAR), los humedales se definen como “extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. Siendo esta definición algo ambigua, existe la descripción de humedal de forma nacional, dada por el gobierno mexicano, que está en el artículo 3º, inciso XXX de la Ley de Aguas Nacionales, donde se define a los humedales como: “zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénagas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos por la descarga natural de acuíferos” (López-Portillo *et al.*, s.f.). Dicha definición aporta más claridad, sin embargo existen diferentes definiciones sobre humedales, una de ellas es la dada por Berlanga-Robles *et al.*, (2007) en la cual se describe a un humedal como un ecosistema que surge cuando la saturación del terreno por agua produce sustratos hídricos (dominados por procesos anaeróbicos) y permite el establecimiento de biota, principalmente plantas enraizadas, con adaptaciones para tolerar la anegación.

Así pues, existen muchas definiciones sobre este ecosistema ya que varía en función del área del estudio o del interés de las instituciones que lo definen. Es por ello que para fines de esta tesis, la definición de humedal corresponderá a zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, que constituyen áreas de inundación temporal, o permanente, y que pueden estar sujetas o no a la influencia de la marea. La inundación debe ser lo suficientemente larga para permitir el desarrollo de suelos hídricos y/o al menos periódicamente para mantener una vegetación predominante de hidrófitas (Mitsch y Gosselink, 2007; Hernández-Alarcón *et al.*, 2019).

2.2 Componentes de los humedales

Los componentes principales de un humedal son: 1) Suelos hídricos, los cuales se forman bajo condiciones de saturación o inundación, por un período suficientemente largo (más de 5% de la temporada de crecimiento), lo que permite que se desarrollen condiciones

anaerobias en la parte superior y favorezcan el crecimiento de hidrófitas. Dichas condiciones facilitan procesos biogeoquímicos, tales como la acumulación de materia orgánica y la reducción/translocación del hierro y otros elementos reducibles como el manganeso; 2) Macrófitas o hidrófitas, plantas acuáticas (herbáceas o leñosas) que poseen adaptaciones para vivir en suelos inundados o en el agua. Cabe mencionar que la presencia de la vegetación influencia fuertemente la química del agua, ya que las plantas pueden actuar como fuente o como sumideros de nutrientes; 3) Hidrología, la cual suele ser muy dinámica, ya que se puede dar de manera permanente o intermitente, siendo salobre o dulce y sujeta o no a la influencia de las mareas (Hernández, 2009).

En los humedales la acumulación neta de C es el resultado de la productividad primaria y de la acumulación de sustancias orgánicas alóctonas, menos la descomposición de materia orgánica en el suelo. Este balance determina si el humedal en cuestión funge como fuente de Gases de Efecto Invernadero (GEI) o como sumidero de carbón (Hernández, 2009).

La acumulación de C se encuentra principalmente en la biomasa vegetal y los suelos. En la primera, los humedales pueden ser considerados como sumideros de CO₂, debido a que este gas es tomado de la atmósfera y convertido a C orgánico por las plantas a través de la fotosíntesis; en los suelos de los humedales, la descomposición de la materia orgánica suele ser baja por las condiciones anaerobias, por lo tanto, el potencial de almacenamiento de C es alto, resultando en la acumulación de turba. Cabe mencionar que las alteraciones a humedales como el drenado y desecación, estimulan la oxidación del C, provocando la liberación de CO₂. En los suelos de los humedales también ocurren procesos de óxido-reducción que llegan a influir en el destino y las transformaciones de la materia orgánica. Esta última se sintetiza a compuestos más sencillos por medio de la hidrólisis, así pues, si dichos compuestos se encuentran en zonas aerobias son oxidados a CO₂ y H₂O utilizando el oxígeno como último aceptor de electrones. Por otro lado, “si los productos de la hidrólisis de materia orgánica se encuentran en zonas anaerobias, los microorganismos utilizan la glucosa para obtener energía química produciendo ácidos orgánicos de bajo peso molecular como el acetato, propionato y butirato, los cuales serán convertidos a CO₂, utilizando aceptores de electrones como NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺ y SO₄²⁻. En la desnitrificación se usan nitratos como aceptores de electrones para la oxidación de la materia orgánica. Cuando el nitrato se agota, ocurre la reducción de Mn⁴⁺ a 400 mV, seguido por la reducción de Fe³⁺ a 180 mV. Esas reacciones son llevadas a cabo por bacterias que usan la fermentación para la obtención de energía. Los organismos anaerobios obligados reducen el sulfato cuando el potencial redox baja a -215 mV y el CH₄ se empieza a producir en

cuanto el potencial redox es menor a -244 mV " (Neue *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2000; Hernández, 2009).

Por otro lado, en los procesos de transformación del nitrógeno están involucrados principalmente los microorganismos, con procesos metabólicos como la nitrificación (condiciones aeróbicas) y la desnitrificación (condiciones anaeróbicas). El ciclo del N en los humedales es complejo ya que pasa por diferentes procesos que incluye compuestos con 7 estados de oxidación (+5 a -3) abarcando una variedad de formas orgánicas e inorgánicas del nitrógeno. Los procesos más importantes que tienen lugar en un humedal son: 1) Amonificación, 2) Nitrificación, 3) Desnitrificación, 4) Fijación biológica, 5) Amonificación de nitratos, 6) Oxidación anaeróbica del amonio y 7) Volatilización (Prieto-Fort, 2012).

2.3 Macrófitas

T. domingensis es una planta que se encuentra frecuentemente en cuerpos de agua dulce como lagos, lagunas, zanjas, pantanos, estanques y canales de riego. Su área de origen es en el continente americano, sin embargo se le puede encontrar en Eurasia y África. Se distribuye preferentemente en las regiones cálido-húmedas (Vibrans, 2009).

En cuanto a su distribución en México, se encuentra presente en los estados de Aguascalientes, Baja California Norte, Baja California Sur, Campeche, Chiapas, Coahuila, Colima, Distrito Federal, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tlaxcala, Veracruz, Yucatán (Villaseñor y Espinosa, 1998; Vibrans, 2009).

T. geniculata es una especie acuática robusta que cubre grandes superficies en los humedales tropicales del sureste de México. Es común encontrarla en terrenos bajos e inundados de aguas poco profundas o en áreas pantanosas y soleadas (Stevens *et al.*, 2001; Vibrans, 2009).

Es una planta nativa de América, que abarca del sur de Estados Unidos (Florida) y México hasta Paraguay y Argentina, las Antillas. Sin embargo, se le puede encontrar en el oeste de África. Respecto a su distribución en México, se ha registrado en Campeche, Chiapas, Jalisco, Morelos, Nayarit, Sinaloa, Tabasco, Veracruz y Yucatán (Villaseñor y Espinosa, 1998; Vibrans, 2009).

2.4 Servicios ambientales de los humedales

Los humedales son ecosistemas complejos que proporcionan diversos Servicios Ecosistémicos (SE), los cuales de acuerdo a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio,

se definen como los beneficios que obtiene la sociedad de un ecosistema y establecen una relación entre el SE y el funcionamiento de los ecosistemas, con una clara referencia a los aspectos ambientales y socioculturales (Nahlik *et al.*, 2012; Fisher *et al.*, 2014; Díaz-Carrión *et al.*, 2018). Así pues, los humedales proveen de diferentes SE a la sociedad y también proporcionan un hábitat único para una amplia variedad de flora y fauna. Ellos son fuente, sumidero y transformadores de materiales químicos y biológicos, ayudan a estabilizar los suministros de agua y contribuyen en la depuración de contaminantes, favorecen la protección de litorales y recarga de los mantos freáticos. También han sido reconocidos como sumideros de carbono y estabilizadores climáticos en una escala global (Mitsch y Gosselink, 2000; Berlanga-Robles *et al.*, 2007).

2.5 Gases de Efecto Invernadero

La atmósfera terrestre es una capa de gases que rodea a nuestro planeta, en ella se encuentran los gases que son fundamentales para el desarrollo de la vida en la Tierra. Su composición química incluye mayoritariamente a solo dos gases, Nitrógeno (N), en un 79% y Oxígeno (O₂) en un 20%, el 1% restante está formado por diversos gases como lo son el Argón (Ar), vapor de agua y el dióxido de carbono (CO₂). Este último gas, presente en proporciones bajas de forma natural, es de crucial importancia en el proceso de calentamiento de la atmósfera (Caballero *et al.*, 2017)

Del total de la luz solar que recibe el planeta, el 30% es reflejado hacia el espacio (termino conocido como albedo), la atmósfera retiene solo un 20% de la energía solar y el 50% restante llega hasta la superficie terrestre, calentándola; al suceder esto, la superficie de la Tierra transforma la luz solar (de alta energía) en radiación de baja energía (ondas de longitud grande, cargadas hacia el espectro infrarrojo) que se refleja nuevamente hacia la atmósfera. Dicha energía logra ser absorbida de manera eficiente por algunos de los gases atmosféricos (como el dióxido de carbono, el metano, óxido nitroso, entre otros), siendo ésta la principal fuente de calor para la atmósfera. A este proceso se le conoce como Efecto Invernadero, y hace que la luz solar sea más eficiente para calentar la atmósfera y elevar su temperatura media; a los gases que participan en dicho proceso son conocidos como Gases de Efecto Invernadero (GEI). Sin el efecto invernadero la temperatura media del planeta sería de -18°C, es por ello que la composición de la atmósfera afecta de manera fundamental al clima; mientras mayor sea la cantidad de GEI en la atmósfera terrestre, mayor será la temperatura global del planeta (Caballero *et al.*, 2017)

A través de los años se ha observado que debido a las actividades antropogénicas ha habido un aumento acelerado en la cantidad de GEI en la atmosfera, provocando un

aumento en la temperatura del planeta mejor conocido como calentamiento global o cambio climático global. Dicho fenómeno representa la amenaza de mayor impacto en el desarrollo de la vida en el planeta, debido a los efectos ecológicos y sociales que la elevación de temperatura promedio desencadena. Al tratarse de un problema de escala global, genera impactos sobre las actividades económicas en los estratos regionales y locales.

El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) ha atribuido el incremento acelerado del cambio climático a las actividades antropogénicas, siendo la combustión de energéticos fósiles, los cambios de uso de suelo y procesos con alta demanda energética los principales causantes de la creciente acumulación de gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera (Greenpeace, 2010).

El aumento de la temperatura ha provocado cambios en los patrones espaciales y temporales de las precipitaciones, un aumento en el nivel del mar así como la intensidad y frecuencia de fenómenos asociados con El Niño (IPCC, 2001; Hernández, 2009). Por lo anterior, es importante conocer el papel que juegan algunos ecosistemas como fuentes o sumidero y regulación de GEI.

Como se ha mencionado anteriormente los humedales pueden funcionar como sumidero o fuente de GEI como el CO_2 , N_2O y CH_4 ; casi un tercio de las emisiones de GEI provienen de fuentes naturales, y dentro de esta cantidad los humedales aportan entre 20-39% de las emisiones globales de CH_4 según lo reporta el IPCC. Así, aunque las cantidades absolutas de CH_4 emitidas a la atmósfera son bajas comparadas con el CO_2 son mucho más efectivas para absorber la radiación infrarroja, por lo tanto contribuye en mayor cantidad al calentamiento global (Marín-Muñoz *et al.*, 2015). El potencial de calentamiento global del CH_4 para un horizonte de 100 años es aproximadamente 28 veces mayor que el del CO_2 , mientras que el del N_2O es aproximadamente 265 veces mayor (IPCC, 2013; Xinwanghao *et al.*, 2014).

En los suelos de humedales hay una gran acumulación neta de carbono, gracias a la alta productividad, a la deposición o acumulación de sustancias orgánicas y al lento proceso de descomposición de materia orgánica bajo condiciones de inundación (Hernández, 2017). El CH_4 se forma a través de la metanogénesis que es uno de los procesos terminales de la degradación anaeróbica de materia orgánica en los suelos de los humedales; las emisiones de GEI en los suelos están controladas por factores como la temperatura, hidrología y las plantas, ya que estas últimas proporcionan diferentes cantidades y calidades de carbón orgánico, (Hernández y Mitsch, 2007). Sin embargo, no todo el metano que producen los humedales es emitido a la atmósfera, pues parte de este es oxidado por las bacterias aerobias oxidantes de metano, también llamadas metanotróficas (Hernández, 2017). La

vegetación también tiene gran influencia en las emisiones de metano porque influyen en la metanogénesis y metanotrofia debido a su capacidad de cambiar el potencial redox mediante la creación de micrositos aerobios en la zona de la rizósfera debido al transporte de oxígeno, lo que favorece la actividad de las bacterias metanotróficas (Marín-Muñiz *et al.*, 2015).

Por otro lado las emisiones de N_2O se producen en los procesos de nitrificación, donde el amonio se convierte a nitrato por dos grupos de bacterias, oxidantes de amonio y las oxidantes de nitrito, (Bock & Koop, 2006; Pérez-Peláez *et al.*, 2011) y en los humedales principalmente por la desnitrificación, cuando el nitrato se reduce a nitrógeno gaseoso y óxidos nitroso, (Bitton, 2005; Brittain *et al.*, 1992; Pérez-Peláez *et al.*, 2011). La nitrificación se realiza en dos fases, como ya se mencionó anteriormente, la primera de las cuales es la oxidación del amonio a nitrito, llevada a cabo por bacterias del género *Nitrosomona* y *Nitrosospira* (Paul & Clark, 1996; Prieto-Fort, 2012), mientras que a segunda, es el proceso de oxidación del nitrito en nitrato realizado por bacterias del género *Nitrobacter*, *Nitrococcus* y *Nitrospira* (Reddy & Patrick, 1984; Prieto-Fort, 2012). La nitrificación es influenciada por la temperatura, el pH, la alcalinidad del agua, la fuente de carbono, la humedad, la población bacteriana y las concentraciones de amonio y oxígeno disuelto.

Por otro lado, la reacción de desnitrificación permite eliminar el nitrato formado previamente en la nitrificación y convertirlo en nitrógeno gaseoso, esta reacción sólo ocurre en condiciones de anoxia y en presencia de materia orgánica, ya que es realizada por bacterias heterotróficas. Para completar la reacción de desnitrificación es necesario que la relación carbono/nitrógeno sea suficientemente elevada, como mínimo de 2:1. Además existen otros factores ambientales que regulan este proceso, como la aireación, el potencial redox, la temperatura, el pH, la presencia de desnitrificadores, el tipo de suelo, la materia orgánica, la concentración de nitratos y la presencia de exceso de agua (Vymazal, 1995 ; Prieto-Fort, 2012) como la desnitrificación es llevada a cabo por bacterias heterotróficas, el proceso es fuertemente dependiente de la disponibilidad de carbono.

Materiales y Métodos

1.1 Sitio de Estudio

El estudio se llevó a cabo en dos humedales herbáceos, ambos ubicados en la zona urbana del puerto de Veracruz, en la colonia de Nuevo Veracruz perteneciente al municipio y ciudad de Veracruz, en el Golfo de México, en el estado de Veracruz (latitud 19° 12' 30" N, longitud 96° 07' 59" O (Figura 1)).

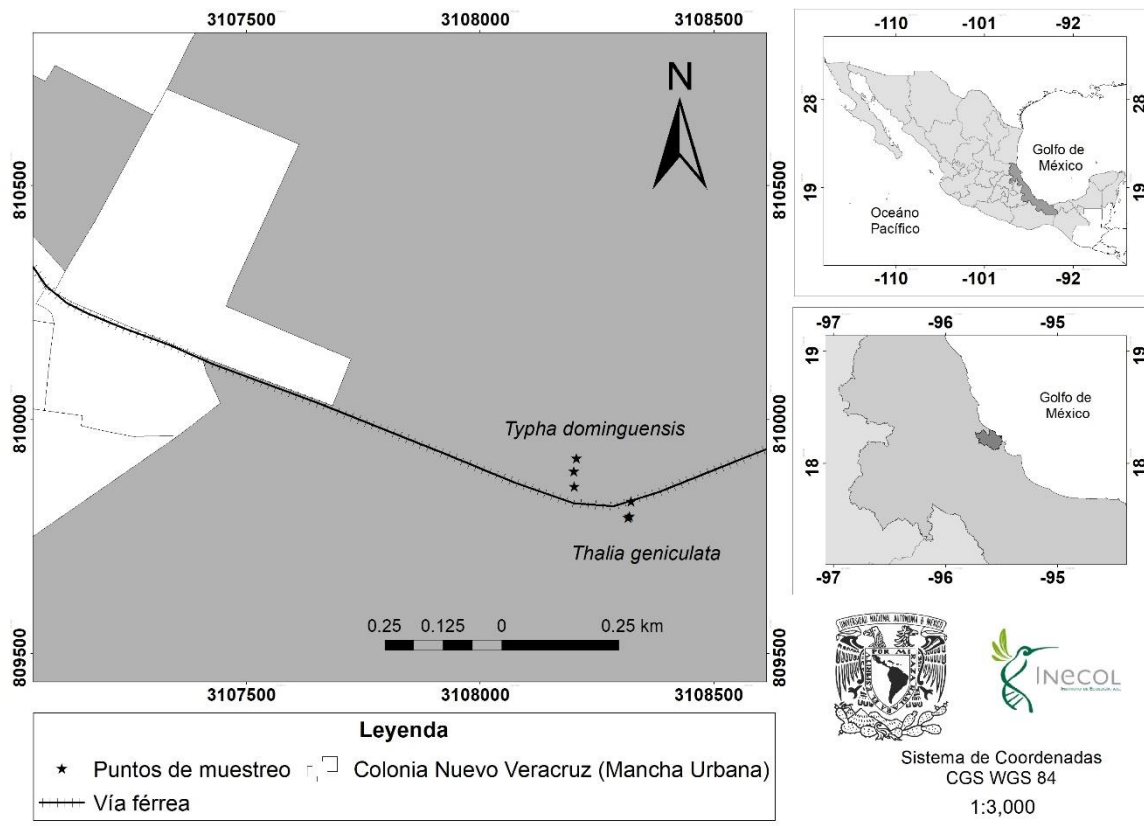


Figura 1. Ubicación del lugar de estudio en la planicie del Golfo de México.

La ciudad de Veracruz se encuentra a 90 km de Xalapa y 400 km de la Ciudad de México.

De acuerdo con datos del INEGI, su clima es cálido subhúmedo; se encuentra al nivel del mar; su temperatura media anual es de 23° C, con una máxima de 32° C y una mínima de 13° C; su precipitación media anual es de 1500 mm.

Cabe mencionar que el clima en la llanura costera del Golfo de México se rige por tres estaciones: 1) Temporada de lluvias, abarca los meses de julio a octubre, 2) Norte, temporada fría con fuertes vientos y lluvias, abarcando los meses de noviembre a febrero, y 3) Temporada de seca, correspondiente a los meses de marzo a junio (Marín-Muñiz *et al.*, 2015).

Los humedales están divididos por las vías del tren, de un lado se encuentra un humedal con vegetación de la especie *Typha domingensis* y del otro lado vegetación de *Thalia geniculata*; cabe mencionar que este último humedal no está inundado todo el año, por lo que ese espacio se encuentra manejado, ya que se pastorean vacas y existe la quema de vegetación.

1.2 Medición de flujo de Gases (N₂O, CH₄)

Los Flujos de CH_4 y N_2O se midieron *in situ* una vez al mes de octubre de 2018 a septiembre de 2019, utilizando la técnica de la cámara cerrada (Altor & Mitsch 2006; Hernández & Mitsch 2006; Nahlik & Mitsch 2010; Hernández *et al.*, 2015). Se utilizaron cámaras flotantes y terrestres, la primera para cuando el nivel de agua era mayor de 30 cm, y la segunda cuando este último era menor o por debajo de la superficie del suelo. La cámara terrestre consta de dos partes, la primera, una base de PVC de 16 cm de diámetro y 20 cm de alto, con un collar a 5 cm de la parte superior de la base, teniendo un área de 0.018 m^2 y un volumen de 0.003 m^3 (Figura 2). La segunda parte de la cámara es una tapa extraíble con 6.5 cm de altura y un diámetro de 12.5 cm adaptada con un septo de goma gris, lo que permite la toma de muestra, a su vez, posee un orificio en el cual se coloca un termómetro de alcohol para registrar la temperatura del interior de la cámara; por otro lado la cámara flotante se constituye de un recipiente plástico con un área de 0.022 m^2 , un volumen de 0.006 m^3 y diámetro de 17 cm, posee un septo para extraer la muestra de gas, de igual forma tenía un termómetro de mercurio para medir la temperatura del gas, y una espuma de hule alrededor de la base que permitía flotar a la cámara en la superficie del agua en época de inundación.



a) Cámara terrestre



b) Cámara flotante

Figura 2. Cámaras utilizadas en los muestreos.

Para la medición de gases en cada humedal se colocaron 3 cámaras, en el caso de las cámaras terrestres la base se enterró a una profundidad de 5 cm, posteriormente para evitar la fuga de gases se coloca agua en el collar de la base, después se instala la tapa. La muestra de gas fue tomada con una jeringa de propileno de 25 ml con una llave de paso de una sola vía con una aguja, se bombeó 3 veces antes de extraer la muestra interna de gas, una vez extraída se depositó en viales de vidrio de 10 ml, herméticamente sellados, los cuales deben estar evacuados al vacío, este procedimiento se realiza por 24 minutos en intervalos de 6 minutos contando el tiempo cero antes de cerrar la cámara, cabe mencionar que la toma de muestra en el tiempo cero se realiza a nivel de la cámara antes de ser cubierta por la tapa, en cada toma de muestra se registra la temperatura del interior de la cámara, finalmente los viales fueron transportados para su posterior análisis en un cromatógrafo de gases.

1.3 Monitoreo de variables ambientales

En el lugar de muestreo se registró la temperatura ambiente, la temperatura del suelo, así como también el nivel de agua de cada humedal de octubre 2018 a septiembre de 2019. Se utilizó un metro de madera en suelo para medir el nivel que alcanzaba el agua, y cuando estaba por debajo del nivel del suelo se hizo un agujero en el suelo hasta encontrar el agua y con el metro se medía la distancia a la que se encontraba. La temperatura del suelo fue medida a 2 cm de profundidad del suelo, con un termómetro de alcohol.

1.4 Cuantificación de CH₄ y N₂O

Las concentraciones de gas se analizaron en un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Clarus 500 equipado con un detector de captura de electrones (ECD) para N₂O y un detector de ionización de llama (FID) para CH₄. Se usó una columna de acero inoxidable empaquetada con Poropak Q (malla 80/100), 6 pies de longitud y 2 mm de DI para la separación de muestras (temperaturas de horno, inyección y detector a 40, 95 y 200 °C para CH₄ y 40, 95 y 300 °C para N₂O). Se usó N₂ (7 ml min⁻¹) como gas portador.

Se usaron patrones de gas Matheson balanceados con N₂ para realizar curvas de calibración. Todos los valores individuales de gas analizados (ppm CH₄ y N₂O) se corrigieron utilizando la ley de gases ideales. Las concentraciones de gas corregidas se convirtieron en tasas de flujo de gas Fc (mg m⁻² d⁻¹) (Hernández y Mitsch, 2006; Hernández *et al.*, 2014; Marín-Muñiz *et al.*, 2015) utilizando datos del cambio en la concentración de gas durante el período de cierre dc/dt (mg m³ min⁻¹), el volumen de

la cámara V (m³) y el área de la superficie del suelo de la cámara base A (m²) de la siguiente manera: $F_c \frac{1}{4} ((dc / dt) * (V / A)) * 1440$. Para cada medición de la cámara, las concentraciones de la muestra de gas se representaron gráficamente frente al tiempo de la muestra. Se realizaron regresiones lineales en cada tasa de flujo en Microsoft Excel TM para determinar la linealidad del flujo (Marín-Muñiz *et al.*, 2015). Con los datos linearizados se realizaron promedios para cada mes.

1.5 Características fisicoquímicas del agua y suelo

Se tomaron núcleos de suelo (5 cm de diámetro) en cada tipo de humedal a profundidades de 1 m. Se utilizó un nucleador, también conocido como muestreador o extractor de núcleos tipo ruso, el cual posee paredes afiladas y permite obtener núcleos sin compactación, distorsión o perturbación. Dicho nucleador fue insertado en el suelo en posición cerrada hasta alcanzar el nivel deseado y se giró proporcionando núcleos de suelo, a continuación cada núcleo fue seccionado de acuerdo a las profundidades antes mencionadas. Posteriormente cada muestra fue colocada en bolsas de polipapel previamente etiquetadas y se colocaron en una hielera para mantenerlas frescas.

El muestreo de agua se realizó con una jeringa de 45ml (con una manguera adaptada de polietileno de 2mts), se tomaron las muestras de agua superficial y a 30 cm de profundidad, utilizando un piezómetro insertado en el suelo, el cual consistía de un tubo de PVC de media pulgada de diámetro insertado en el suelo. En cada toma de muestra la jeringa y manguera fueron enjuagadas con agua destilada. Posteriormente fueron almacenadas en frasco de polietileno para su transporte en hielo al laboratorio. Las muestras de agua recolectadas fueron almacenadas en un cuarto frío a 4° C hasta su procesamiento. Después, dichas muestras se sedimentaron a 4000 rpm mediante una centrifuga Hermle z36, posteriormente fueron filtradas en papel filtro Whatman número 1, utilizando una bomba de vacío. La cuantificación simultánea de numerosos aniones en aguas se realizó mediante Cromatografía iónica Dionex ICS-1100, el cual consiste en una bomba isocrática, un anión pre (Dionex AG11, 2 mm), una columna separadora de aniones (Dionex Ion Pac AS23, 4 mm) acoplada con un supresor de autorregeneración de aniones (ASRS-300, 2 mm) y un detector de conductividad (Hernández-Alarcón y Marín-Muñiz, 2018).

PH

El pH del suelo se determinó potencio-métricamente, se midió en los sobrenadantes de mezcla suelo-agua 1:2, la solución se agitó por 1 minuto en un vortex, se dejó reposar

durante 10 minutos y se midió el pH de la solución utilizando un potenciómetro (JENWAY 3510 pH).

Densidad aparente

En el laboratorio se almacenaron las muestras a bajas temperaturas para la determinación de la densidad aparente para lo cual fue necesario la eliminación de la humedad, estas muestras fueron introducidas dentro de una estufa a una temperatura de 105° C durante 48 horas, posteriormente se sacaron de la estufa y se colocaron en un desecador para determinar el peso seco de cada una de las muestras recolectadas. Para calcular la densidad aparente se utilizó la siguiente expresión:

$$\rho_b = \frac{W_s}{V_s}$$

Donde:

W_s = Peso Neto del suelo secado a 105 °C.

V_s = Volumen original de la muestra de suelo.

ρ_b = Densidad aparente (g/cm³)

1.6 Análisis Estadísticos

Los datos linearizados que se obtuvieron de Excel, fueron sometidos a pruebas estadísticas, se realizaron Análisis de Varianza (ANOVA) de una sola vía y de dos vías, a pruebas de Tukey en el programa PAST versión 3.26. Para ver la influencia de los factores ambientales en la emisión de gases se hicieron correlaciones de Pearson en el programa estadístico SPSS 22 para Windows.

Resultados

1.0 Condiciones Ambientales

1.1 Temperatura Ambiental

Los valores de la temperatura ambiental (Figura 3) para el humedal con *Thalia geniculata* fueron ligeramente más altas que para el humedal de *Typha domingensis*, la mayor temperatura registrada fue de 41° C para el mes de junio y la menor fue de 28.3°C para los meses de diciembre y enero.

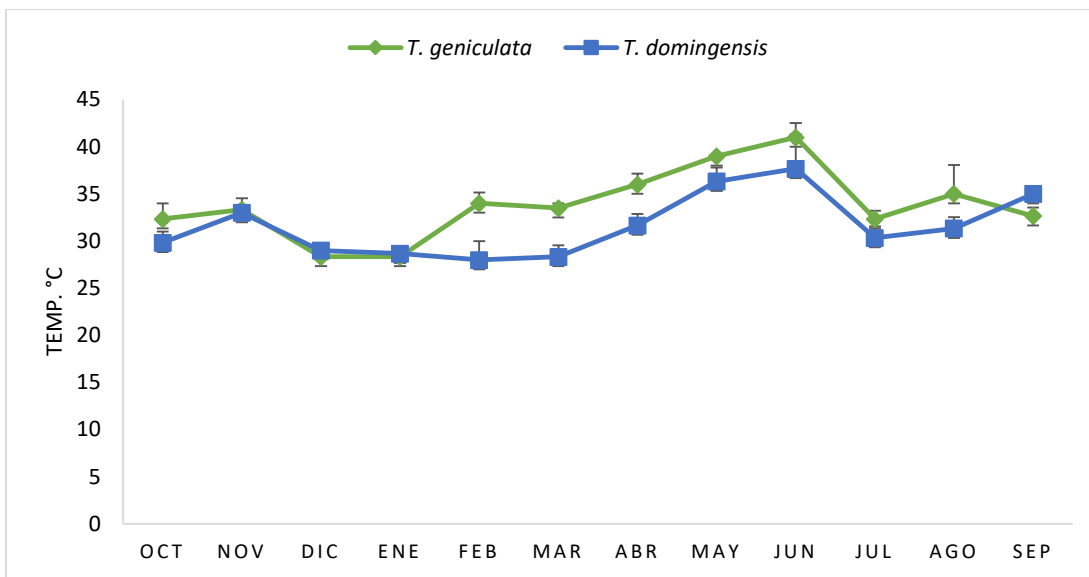


Figura 3. Temperatura ambiental en el aérea de los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

En cuanto a la temperatura registrada para *T. domingensis* la mayor fue de 37.6° C correspondiente al mes de junio y la menor fue de 28° C para el mes de febrero.

Se agruparon los datos por temporada climática, época de lluvias (julio-octubre), época de nortes (noviembre-febrero) y época de secas (marzo-junio) y se calcularon los promedios de la temperatura ambiental en cada temporada (Figura 4). En el caso de *T. geniculata* los valores promedio fueron 31, 37.37 y 33.08° C para nortes, secas y lluvias respectivamente y para *T. domingensis* para la temporada de nortes fue de 29.67° C, en secas de 33.5° C y para lluvias 31.62° C; dichos valores se compararon y se encontraron diferencias significativas ($p= 0.02$). El promedio de la temperatura ambiental en la temporada seca en el humedal con *T. geniculata* fue significativamente mayor ($p=4.36$) al promedio de la temperatura en la temporada de nortes en el humedal con *T. domingensis* ($p=0.01$).

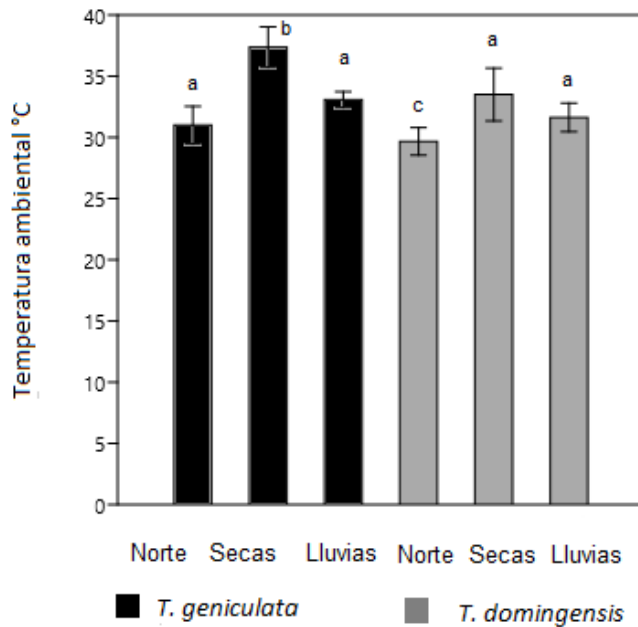


Figura 4. Promedios de temperatura ambiental por temporada estacional en los dos humedales estudiados.

1.2 Temperatura del suelo

Los valores de la temperatura del suelo para el humedal comienzan a disminuir en el humedal con *T. geniculata* a partir de octubre hasta el mes de febrero (Figura 5), teniendo un valor mínimo de 20.8° C correspondientes a diciembre y enero; posteriormente comienza a aumentar la temperatura, siendo 36° C la temperatura máxima en marzo, manteniéndose arriba de 30° C, con una ligera disminución en los meses de agosto y septiembre.

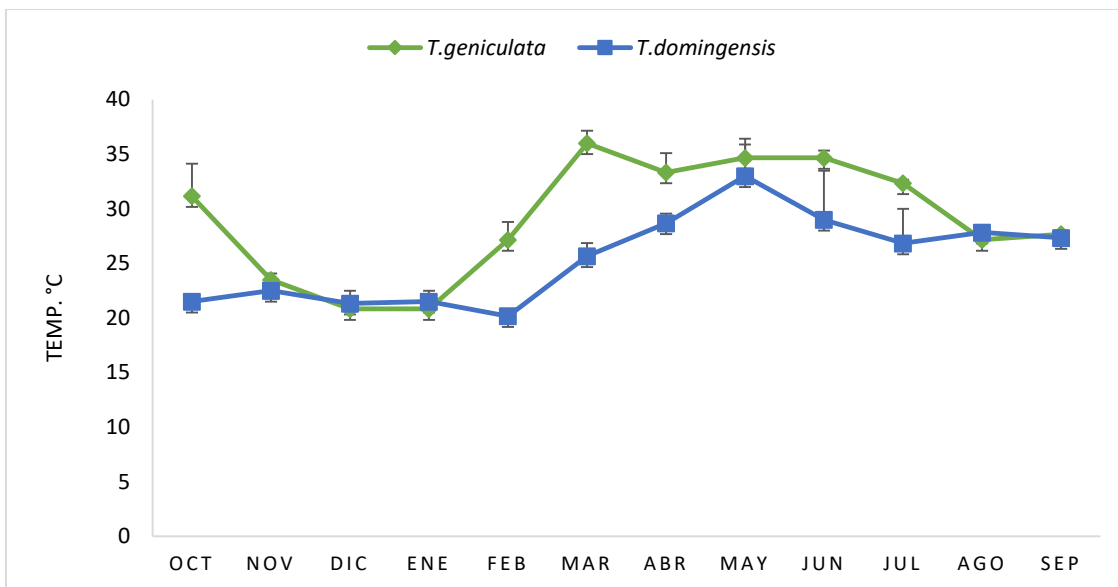


Figura 5. Temperatura del suelo en los humedales urbanos dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*. . Las líneas verticales representan el error estándar.

En el humedal con *T. domingensis* se observó que de octubre a febrero la temperatura de suelo osciló en el rango de 22.5° C a 20.1° C; de marzo a mayo comienza a aumentar la temperatura del suelo, teniendo un valor máximo de 33° C en mayo.

Se analizaron los valores promedio de la temperatura del suelo por temporada estacional (Figura 6). Se encontró que, para el humedal con *T. geniculata*, en nortes tuvo un promedio de 23.08° C, en secas fue 34.66° C y 29.58° C para lluvias; en cuanto a *T. domingensis* los valores fueron de 21.37, 29.08 y 25.87° C para nortes, secas y lluvias respectivamente; los valores se compararon y se encontraron diferencias significativas ($p= 0.000004$). El promedio de la temperatura del suelo en la temporada de nortes del humedal con *T. geniculata* fue significativamente más bajo que en la temporada de secas ($p=0.00$) y lluvias de ($p=0.01$) del mismo humedal, y también fue significativamente más baja que la temperatura del suelo en la temporada de secas de *T. domingensis* ($p=0.026$). En cuanto a la temperatura del suelo en la temporada de secas de *T. geniculata*, fue significativamente mayor que la temperatura del suelo observada en la época de nortes ($p=0.000005$) en el humedal de *T. domingensis*, pero fue significativamente menor que la observada en la época de secas ($p=0.04$) y lluvias ($p=0.0008$) de *T. domingensis*. La temperatura del suelo en lluvias en el humedal de *T. geniculata* fue significativamente menor ($p=0.001$) con la temporada de nortes de *T. domingensis*; finalmente la temporada de nortes de *T. domingensis* fue significativamente diferente ($p=0.003$) con la temporada de secas del mismo humedal.

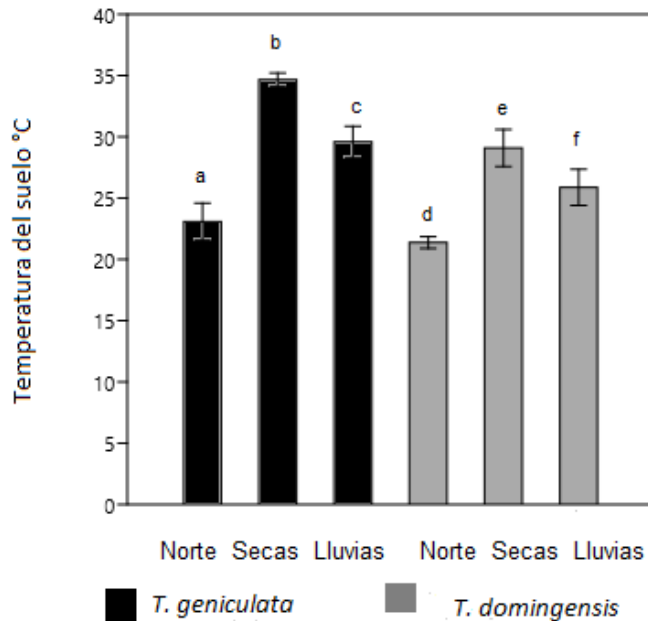


Figura 6. Promedio de valores de temperatura del suelo por temporada estacional en los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*.

1.3 Nivel de agua

En ambos humedales se midió el nivel de agua cada vez que se midió la emisión de gases (Figura 7). En el humedal con *T. geniculata* de octubre a enero se presentó una tendencia de niveles de agua similares en el rango de 20 a 30 cm por arriba de la superficie; para los meses de febrero a junio se puede observar un descenso drástico del nivel de agua, es así que todos los valores para este periodo de tiempo son negativos, es decir el nivel de agua se encuentra por debajo de la superficie del suelo, observándose el valor mínimo de -100 cm durante los meses de marzo a junio; en los meses de julio a agosto se observó que vuelve a aumentar el nivel de agua, alcanzando niveles por arriba de la superficie del suelo.

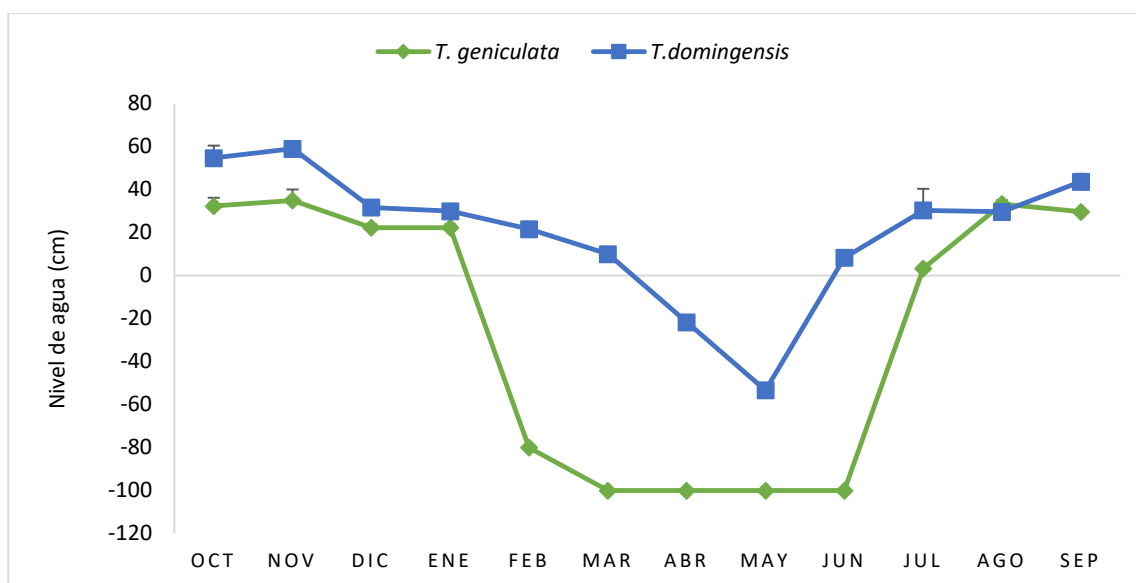


Figura 7. Nivel de agua en los humedales urbanos dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*.

Las líneas verticales representan el error estándar.

En cuanto al humedal con *T. domingensis* de octubre a mayo, los valores de nivel de agua presentaron una tendencia lineal a disminuir, teniendo como valor máximo 59 cm en noviembre y un valor mínimo de -53.3 cm en el mes de mayo; finalmente el nivel del agua comienza a incrementar en julio y sigue aumentando hasta el mes de septiembre, teniendo un valor de 43.6 cm para este último.

2. Flujo de gases

2.1 Flujo de Óxido nitroso

Las emisiones de óxido nitroso a lo largo de los meses de muestro para los humedales de *T. domingensis* y *T. geniculata* (Figura 8) indicaron que en los meses de octubre a febrero se observó una tendencia negativa en el flujo de gas en el humedal de *T. domingensis*, con un valor mínimo de $-0.268 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ en el mes de diciembre; posteriormente a partir del mes de marzo comienza un alza en el flujo gas, con una tendencia positiva hasta el mes de junio, teniendo el valor máximo de $1.668 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para el mes de marzo; finalmente en el mes de julio comienza a disminuir el flujo de gas, regresando a una tendencia negativa que se ve reflejada en los meses siguientes de agosto y septiembre, con valores que le corresponden a ambos meses de cero (Figura 6).

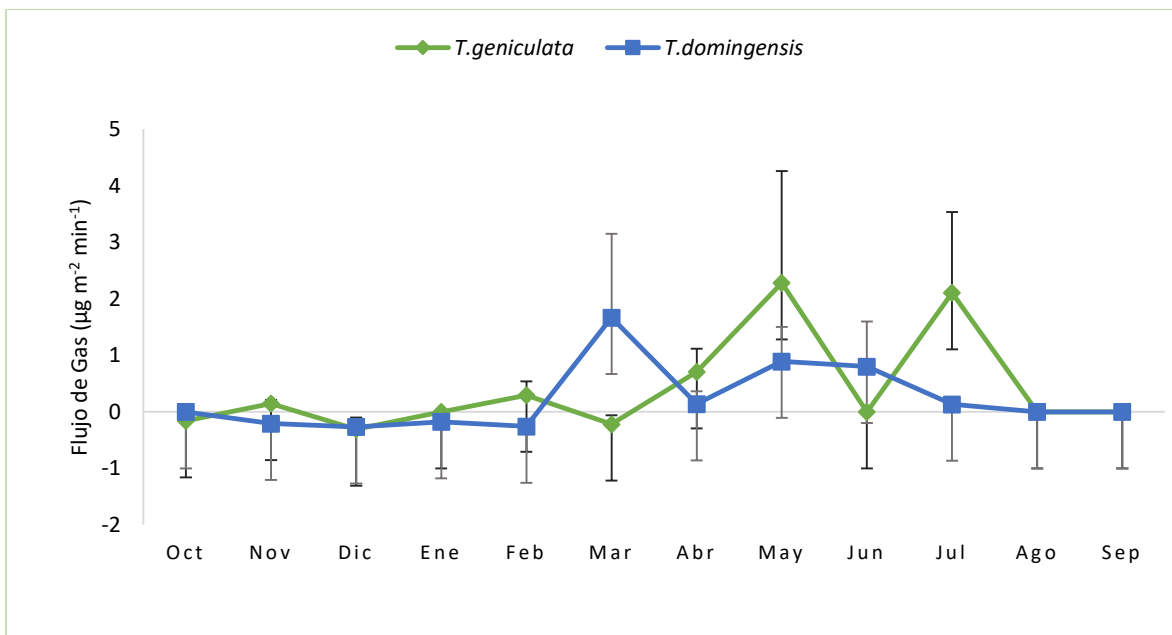


Figura 8. Flujo de N₂O en los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

Por otro lado, para el caso del humedal de *T. geniculata* (Figura 8) el comportamiento del flujo de gas tuvo varios picos de emisión. De octubre a febrero se observaron emisiones bajas, con un valor mínimo de $-0.305 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ en el mes de diciembre; de enero a mayo, se observó una tendencia de aumento de las emisiones con dos picos máximos de $2.282 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para mayo y $2.107 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para el mes de julio, disminuyendo los flujos en los meses de agosto y septiembre.

El promedio de las emisiones de óxido nitroso a lo largo del año de estudio para cada humedal fue analizado (Figura 9), para *T. geniculata* se obtuvo un promedio de $0.4043 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ y para el humedal de *T. domingensis* fue de $0.2264 \mu\text{g m}^{-2}\text{min}^{-1}$ y no se encontraron diferencias significativas entre ambos humedales ($p=0.5662$).

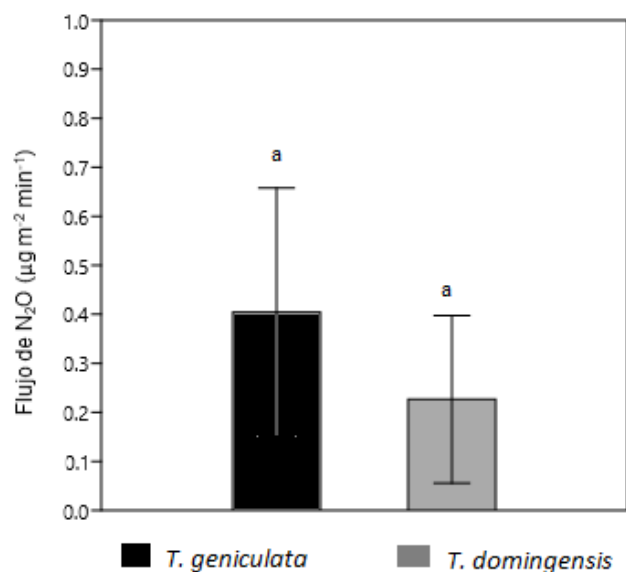


Figura 9. Promedio del flujo de N₂O en los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Los promedios de cada humedal por temporada estacional (Figura 10), para el humedal de *T. geniculata*, el promedio de nortes, secas y lluvias fue de 0.03, 0.69 y 0.48 µg m⁻²min⁻¹ respectivamente, mientras que para el humedal de *T. domingensis* el promedio fue de -0.22 µg m⁻²min⁻¹ nortes, 0.87 µg m⁻²min⁻¹ para secas y 0.03 µg m⁻²min⁻¹ para lluvias. Se llevó a cabo un ANOVA de dos vías, el cual arrojó que el tipo de vegetación no tuvo un efecto significativo (p=0.506) en las emisiones de N₂O, por el contrario, las temporadas estacionales si tienen un efecto significativo (p=0.030) en las emisiones de óxido nitroso. El promedio general de las emisiones de N₂O en los humedales fue diferente en época de lluvias (0.25 µg m⁻²min⁻¹) que de nortes (-0.09 µg m⁻²min⁻¹). Sin embargo, cuando se analizaron las medias de emisión de N₂O por separado en cada tipo de humedal no se encontraron diferencias significativas

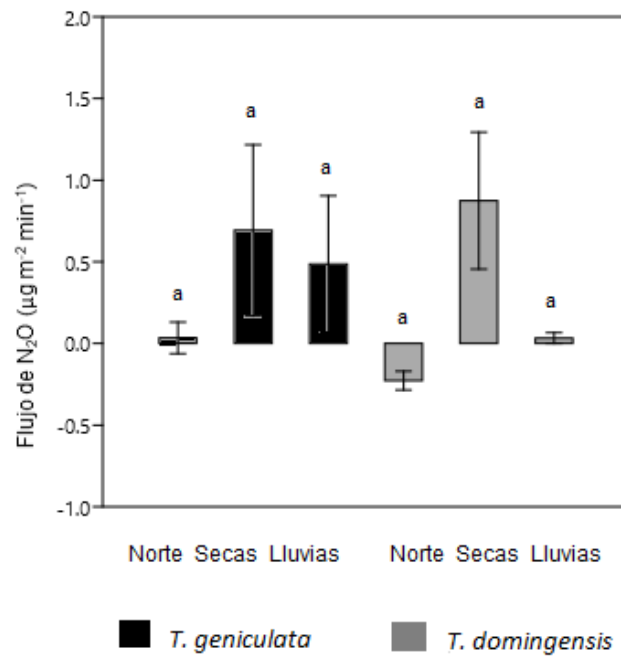


Figura 10. Promedio de flujo de N₂O por temporada estacional en los humedales dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*.

Las emisiones de óxido nitroso en este estudio se encuentran dentro de los rangos reportados por Marín-Muñiz *et al.*, 2015, Laine *et al.*, 2018, Xinwanghao *et al.*, 2014 y Mitsh & Hernández, 2007 (Tabla 1). La producción de N₂O se ve influenciada por dos procesos, nitrificación (condiciones aeróbicas) y desnitrificación (condiciones anaeróbicas), esta última es la que comúnmente impera en los humedales (Prieto-Fort, 2012), sin embargo, en este estudio las mayores emisiones de N₂O se presentaron en condiciones aeróbicas, que se presume que ocurrieron en la época de secas, cuando el nivel de agua estaba por debajo de la superficie del suelo. Lo cual se reflejó en una relación negativa en la correlación de Pearson (Tabla 3) entre el nivel del agua y las emisiones de N₂O, lo que indica que a mayor nivel de agua, menores emisiones de N₂O, esto coincide con lo reportado por Murdiyaraso *et al.*, 2017 y Laine *et al.*, 2018 quienes encontraron que en zonas drenadas en humedales de bosques pantanosos en Indonesia y en humedales de Finlandia respectivamente, con mayor aireación se emitía más N₂O. Por otro lado se observó una correlación positiva (Tabla 3) entre los sulfatos y los flujos de N₂O, es decir, entre más sulfatos tenga el agua mayores serán las emisiones de N₂O, de acuerdo con Ardon, Helton & Bernhardt, 2018 esto puede deberse a que la salinización puede estimular indirectamente las emisiones de N₂O de la nitrificación en suelos bien drenados porque los cationes

divalentes en las sales marinas pueden desplazar los iones NH_4^+ de los sitios de intercambio catiónico y permitir que el NH_4^+ se acumule en la solución del suelo.

Por otra parte, este estudio encontró que la temporalidad afectó las emisiones de N_2O pero no la vegetación y que el promedio general de las emisiones de N_2O fue diferente en época de lluvias que de nortes. Sin embargo cuando se analizaron las medias de emisión de N_2O por separado en cada tipo de humedal no se encontraron diferencias significativas, esto coincide con lo reportado por Marín-Muñiz *et al.*, 2015 donde se encontró que no había diferencias significativas entre humedales y estación climática en humedales herbáceos y selvas inundables de agua de dulce en Veracruz, México.

Tabla 1. Emisiones de óxido nitroso en diferentes humedales reportados en la literatura

Sitio de estudio	Bioma	Tipo de humedal	Emisiones de N_2O	Referencia
Veracruz, Ver., México	Tropical	Herbáceo <i>T. geniculata</i>	-0.16 a 2.28 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	Este estudio
		Herbáceo <i>T. domingensis</i>	-0.17 a 1.66 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	
Costa centro, Veracruz, México	Tropical	Herbáceo Selva Inundable de agua dulce	-3.47 \pm 6.94 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$ -1.38 a 11.11 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	Marín-Muñiz <i>et al.</i> , 2015.
Indonesia	Tropical	Bosque pantanoso Arbustos	4.7x10 ⁷ a 8.50x10 ⁷ $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$ 8.58x10 ⁷ + 8.27x10 ⁷ $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	Murdiyaraso <i>et al.</i> , 2017
Finlandia	Boreal	Pantano	0.27 a 2.5 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	Laine <i>et al.</i> , 2018
China	Tropical	Salino costero	0.025 a 1.095 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{min}^{-1}$	Xinwanghao <i>et al.</i> , 2014

Estados Unidos	Subtropical	Herbáceo	1.7 a 13.3 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ min}^{-1}$	Mitsh & Hernández, 2007
Estados Unidos	Subtropical	Herbáceo con vegetación	0.228 \pm 0.66 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ min}^{-1}$	Mitsh & Hernández, 2006
		Herbáceo con vegetación	0.22 \pm 0.39 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{ min}^{-1}$	

2.2 Emisiones de Metano

Los flujos del gas metano durante el periodo de muestreo en ambos humedales (Figura 11) mostraron diferentes tendencias, para el humedal con *T. domingensis* de octubre a diciembre, los flujos disminuyen y aumentan en enero y febrero, alcanzando los niveles más altos (1.558 y 1.461 $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) para posteriormente disminuir y alcanzar los niveles más bajos (-0.665 $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) en abril, después aumentan los flujos hasta el mes de junio, descendiendo de nuevo en los meses de julio a septiembre.

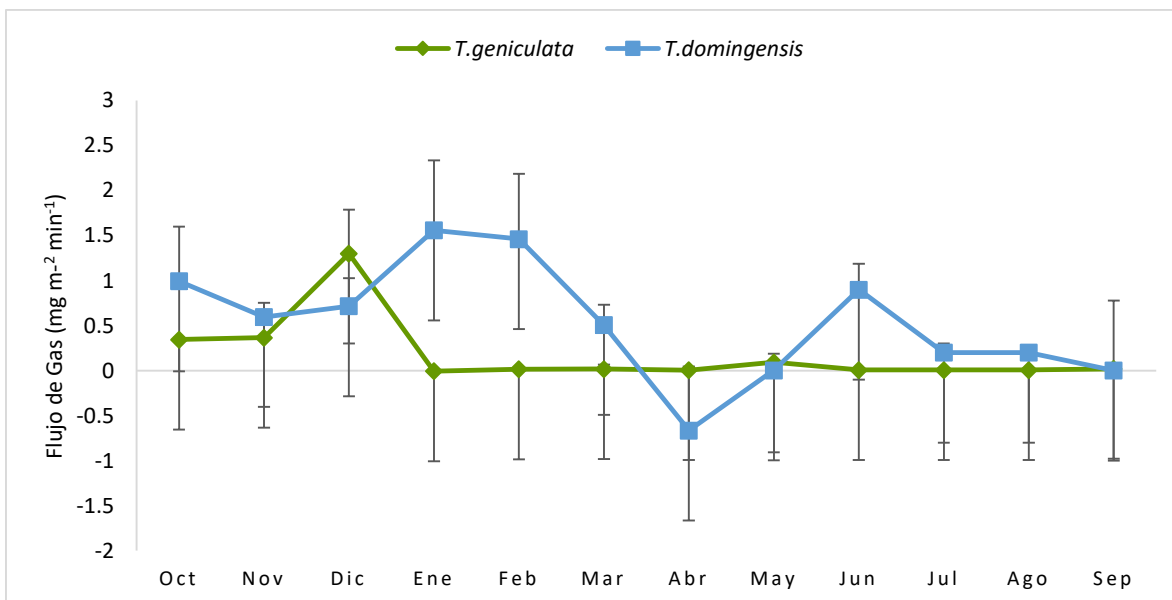


Figura 11. Flujo de Metano en humedales urbanos dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

En cuanto a las emisiones de metano (Figura 11) en el humedal con *T. geniculata*, de octubre a diciembre hubo un incremento, con un valor máximo de $1.299 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ en diciembre; a partir del mes de enero se puede observar un descenso en las emisiones de metano, tendencia que se ve reflejada en hasta el mes de septiembre, el valor mínimo de $-0.005 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ se observó en el mes de enero.

Se analizaron los promedios de flujo de metano obtenidos durante el año de muestreo en cada humedal (Figura 12). Para el humedal de *T. domingensis* el promedio fue de $0.539 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para los doce meses de muestreo, mientras que para el humedal de *T. geniculata* fue de $0.181 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$, siendo significativamente diferentes ($p=0.004$).

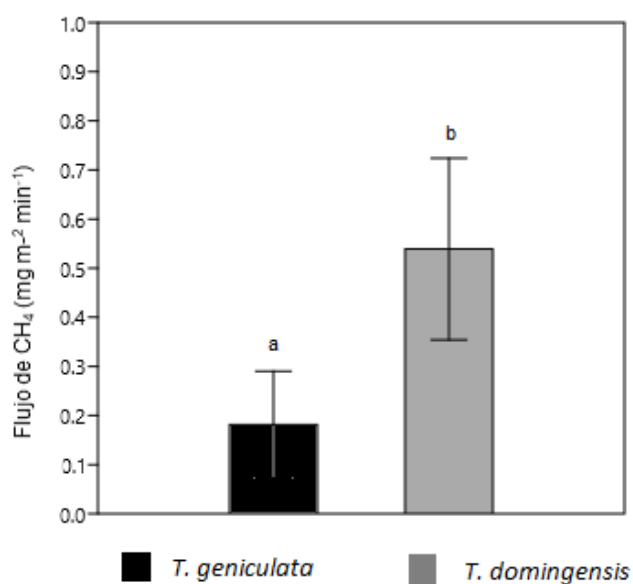


Figura 12. Promedio de flujo de CH₄ en los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*.

También se compararon los promedios para cada humedal (Figura 13) por estacionalidad (nortes, secas y lluvias). Para *T. domingensis* se obtuvieron los siguientes promedios, $1.08 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para nortes, $0.18 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para secas y $0.45 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para lluvias; y para *T. geniculata* los valores promedio fueron 0.41 , 0.03 y $0.10 \text{ mg m}^{-2}\text{min}^{-1}$ para

norte, secas y lluvias respectivamente. Se realizó ANOVA de dos vías, dando como resultado que la vegetación ($p=0.018$) y la estación ($p=0.05$) tuvieron un efecto significativo en las emisiones de CH_4 .

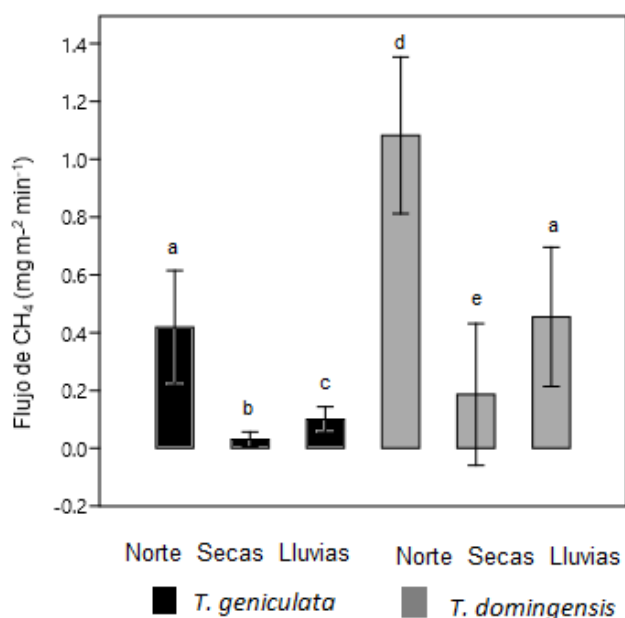


Figura 13. Promedio de flujo de CH_4 por temporada estacional en dos humedales urbanos con diferente vegetación (*T. geniculata* y *T. domingensis*).

En la temporada de secas y lluvias los promedios del flujo de metano en el humedal con *T. geniculata* (0.03 y $0.10 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) fueron significativamente menores ($p=0.004$ y $p=0.009$) que el flujo de metano en la temporada de nortes de *T. domingensis* ($1.08 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$). El promedio del flujo de metano en el humedal con *T. domingensis* en la temporada de nortes fue significativamente ($p=0.02$) mayor observado en la temporada de secas ($0.18 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) y lluvias ($0.45 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$).

Las emisiones de metano en este trabajo son mayores a las reportado por Hadi *et al.* 2005, Xinwanghao *et al.* 2014, Laine *et al.* 2018, Pereyra & Mitsh, 2018 (Tabla 2). Uno de los factores determinantes en el aumento de emisiones es la presencia de agua en los suelos, ya que la producción de metano (metanogénesis) se lleva a cabo bajo condiciones reducidas; para que haya metanogénesis es fundamental que los suelos permanezcan

inundados por largos periodos de tiempo (Hernández, 2010). En este estudio se encontró una correlación de pearson positiva entre el nivel de agua y los flujos de metano (Tabla 3), a mayor nivel de agua, mayores emisiones, por el contrario, la correlación de pearson resultó negativa entre las emisiones de metano y la temperatura del suelo y ambiental, lo que sugiere que mientras el suelo permanezca seco o caliente (sin agua), habrá menores emisiones. Inglett *et al.*, 2011, Kotsyurbenko *et al.*, 2019 mencionan que las emisiones de CH₄ están relacionadas con la temperatura del suelo, por su influencia en el metabolismo microbiano. Esta relación produce un aumento exponencial en el flujo de CH₄ mientras aumenta la temperatura del suelo siempre y cuando este se encuentre inundado. Asimismo Pereyra & Mitsh (2018) en su estudio coinciden con el hidroperiodo es un factor importante en la emisiones de metano, de igual forma Laine *et al.*, 2018 encontró que las mayores emisiones se dieron en suelos con un mayor tiempo de inundación.

Como se mencionó anteriormente, no se encontraron diferencias significativas en el flujo de metano entre humedales, sin embargo se observó un efecto estacional, esto coincide con lo reportado por Xinwanghao *et al.*, 2014 y Marín-Muñiz *et al.*, 2015.

Tabla 2. Emisiones de metano en diferentes humedales.

Sitio de estudio	Bioma	Tipo de humedal	Emisiones de CH ₄	Referencia
Veracruz, Ver., México	Tropical	Herbáceo T. <i>geniculata</i>	-0.005 a 1.29 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Este estudio
		Herbáceo T. <i>domingensis</i>	-0.66 a 1.55 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	
Costa centro, Veracruz, México	Tropical	Herbáceo	0.01875 - 1.342 mg C-CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Marín-Muñiz <i>et al.</i> , 2015.
		Selva Inundable de agua dulce	0.1625 - 0.35 mg C-CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	
México	Tropical	Humedales arbóreos costeros de agua dulce	0.104-0.052 mg C-CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	

		Pastizales	0.101±0.021 mg C-CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Hernández <i>et al.</i> , 2015.
Indonesia	Tropical	Bosque pantanoso	0.00407 – 0.00141 mg m ⁻² min ⁻¹	Murdiyaraso <i>et al.</i> , 2017
		Arbustos	0.00752 – 0.00285 mg m ⁻² min ⁻¹	
Finlandia	Boreal	Pantano	0.0035 a 0.0166 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Laine <i>et al.</i> , 2018
Indonesia	Tropical		0.1625 a 0.35 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Hadi <i>et al.</i> , 2005
Estados Unidos	Subtropical	Herbáceo de referencia	-0.0048 a 0.151 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Pereyra & Mitsh, 2018
		Herbáceo perturbado	-0.0045 a 0.026 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	
Panamá	Tropical	Herbáceo de referencia	0.000839 a 0.000317 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	Hoyos-Santillán <i>et al.</i> , 2016
		Herbáceo perturbado	0.0034 a 0.0011 mg CH ₄ m ⁻² min ⁻¹	

3.0 Calidad del Agua

3.1 Nitratos

Los valores de nitratos en el agua en ambos humedales fueron semejantes en casi todo el año de muestreo (Figura 14). Para el humedal con *T. geniculata* de octubre a enero se observaron valores bajos siguiendo una tendencia lineal, para los meses de febrero a junio no se obtuvieron datos ya que no había agua superficial, finalmente en julio comienza un incremento en los nitratos, teniendo su valor máximo en agosto (16.10 mg L⁻¹ NO₃) para posteriormente disminuir en el mes de septiembre.

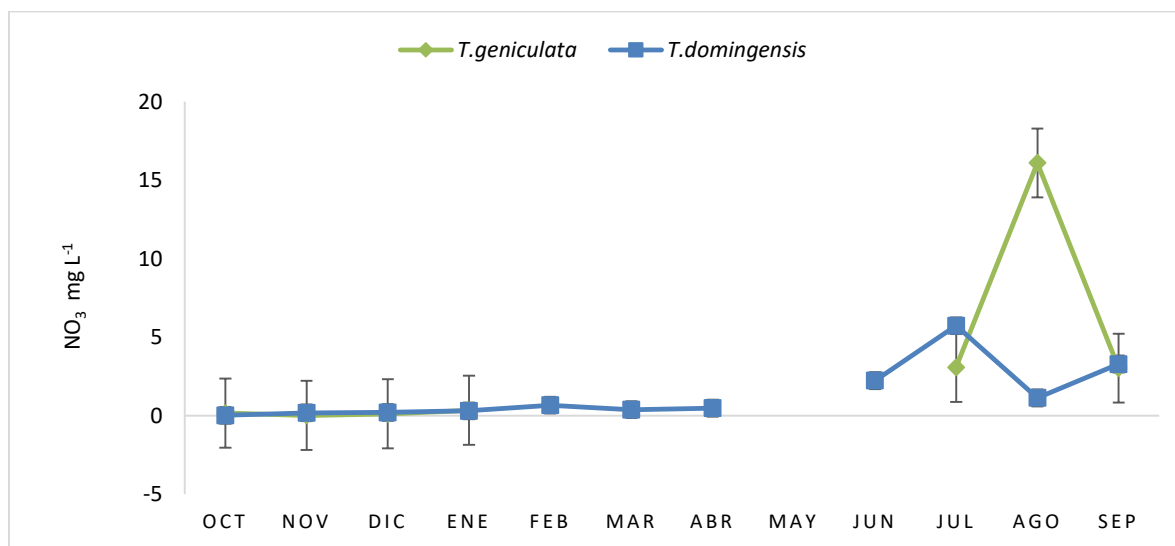


Figura 14. Nitratos en el agua de los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

En cuanto al humedal con *T. domingensis* de octubre a abril presenta el mismo comportamiento, teniendo valores bajos, en mayo no se obtuvieron datos, finalmente en el mes de junio comienza a incrementar los valores, teniendo fluctuaciones, obteniendo un valor máximo de 5.73 mg L⁻¹ NO₃ en julio.

Se agruparon los valores de acuerdo a la estación climática, para el humedal con *T. geniculata* los promedios fueron de 0.16 y 5.59 mg L⁻¹ NO₃ para nortes y lluvias respectivamente (no se obtuvieron datos para la temporada de secas, porque el nivel de agua estaba muy profundo debajo de la superficie del suelo); mientras que en el humedal con *T. domingensis* en nortes fue de 0.67 mg L⁻¹ NO₃, 2.23 mg L⁻¹ NO₃ en secas y 0.02 mg L⁻¹ NO₃ en temporada de lluvias. Se compararon los valores entre cada humedal (Figura 15) y no se encontraron diferencias significativas entre ellos ($p=0.2783$). Sin embargo, para el humedal con *T. geniculata* hubieron diferencias significativas entre la temporada de nortes y lluvias ($p=0.03187$)

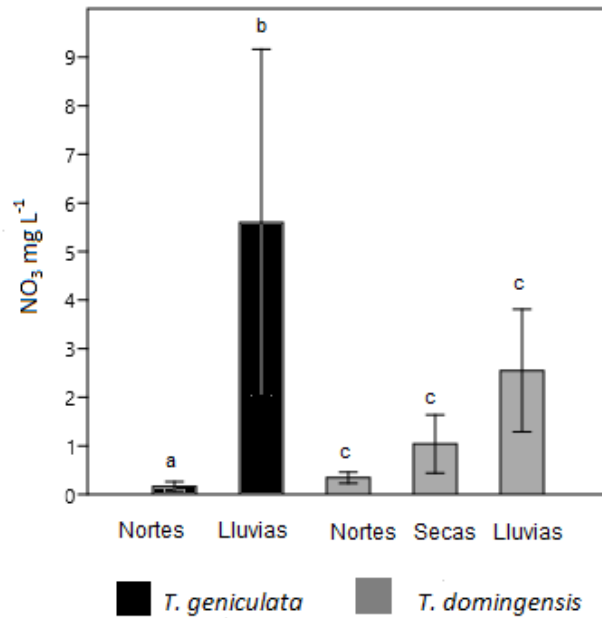


Figura 15. Valores promedio de nitratos por estación climática en los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*.

3.2 Sulfatos

Los valores de sulfatos en el agua superficial de los humedales (Figura 16) se comportaron de manera distinta entre ellos. Para *T. geniculata* de octubre a enero se obtuvieron datos bajos, resaltando el mayor valor de 128.61 mg L⁻¹ SO₄ en enero, de febrero a junio no se obtuvieron datos, finalmente en julio se observa el valor más alto (550.30 mg L⁻¹ SO₄) para posteriormente ir disminuyendo en agosto y septiembre.

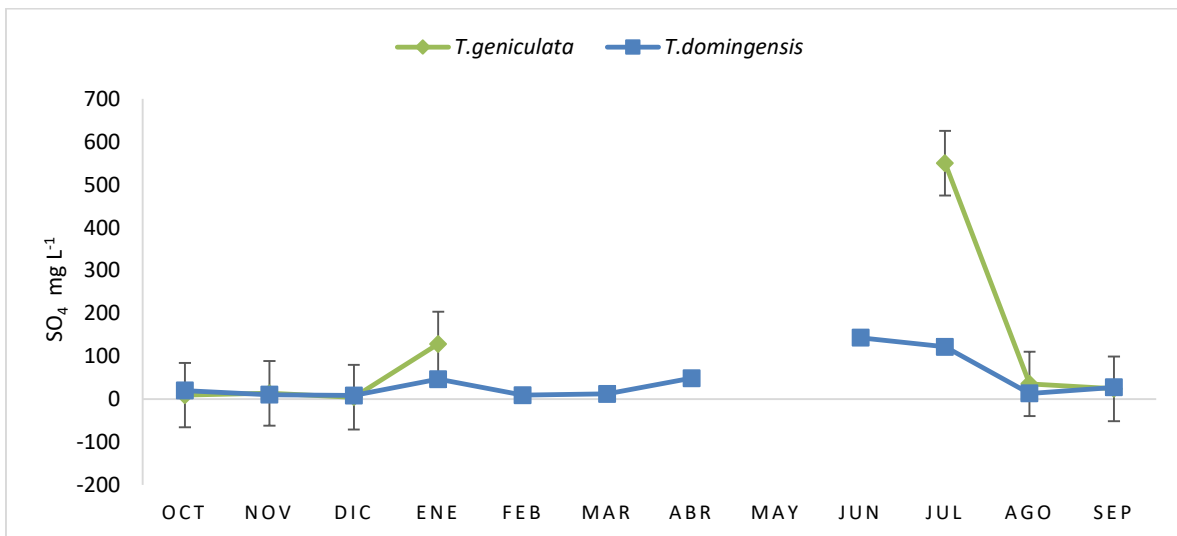


Figura 16. Sulfatos en el agua de los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

En cuanto al humedal con *T. domingensis* de octubre a abril se manifiestan los valores con una tendencia baja, donde el valor más alto fue de 48.88 mg L⁻¹ SO₄ en abril, para el mes de mayo no se obtuvieron valores, en junio y julio se da una alza en los valores (143.27 y 122.10 mg L⁻¹ SO₄), posteriormente disminuyen en los siguientes meses de agosto y septiembre.

Se analizaron valores promedio por estación climática en ambos humedales (Figura 17), en el humedal con *T. geniculata* se obtuvieron valores de 48.93 y 154.85 mg L⁻¹ SO₄ para nortes y lluvias respectivamente, mientras en el humedal con *T. domingensis* en la temporada de nortes el valor promedio fue de 18.69 mg L⁻¹ SO₄, en secas 68.15 mg L⁻¹ SO₄ y en lluvias fue de 45.69 mg L⁻¹ SO₄. Se compararon los valores entre ambos humedales, y no se encontraron diferencias significativas ($p=0.6754$), así como tampoco entre temporadas climáticas.

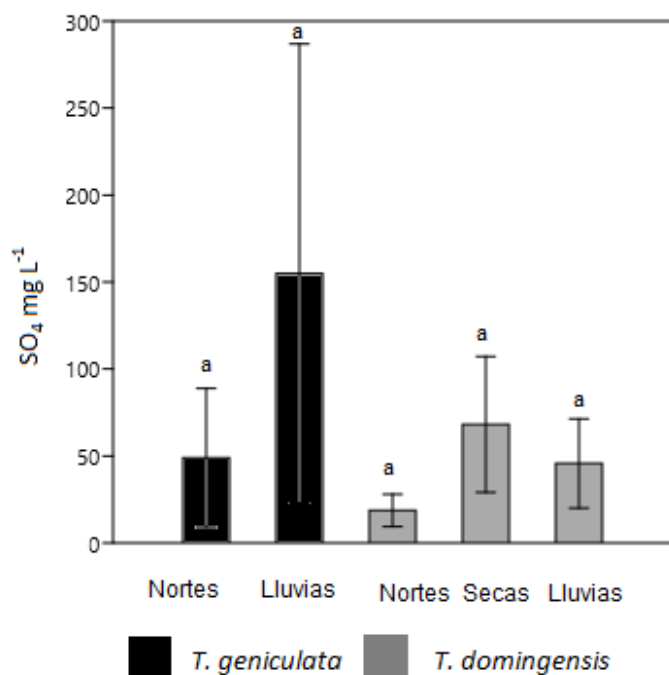


Figura 17. Valores promedio de sulfatos por estación climática en los humedales urbanos dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*.

3.3 Fosfatos

En el agua de los humedales los valores de fosfatos presentaron casi una misma tendencia (Figura 18). Para el humedal con *T. geniculata* los valores de octubre a febrero se mostraron bajos (siendo 0.78 mg L⁻¹ PO₄ el valor más alto en diciembre); de febrero a junio no se obtuvieron datos; en el mes de julio aparecen valores de PO₄ (84.44 mg L⁻¹ PO₄) para posteriormente disminuir en agosto y septiembre.

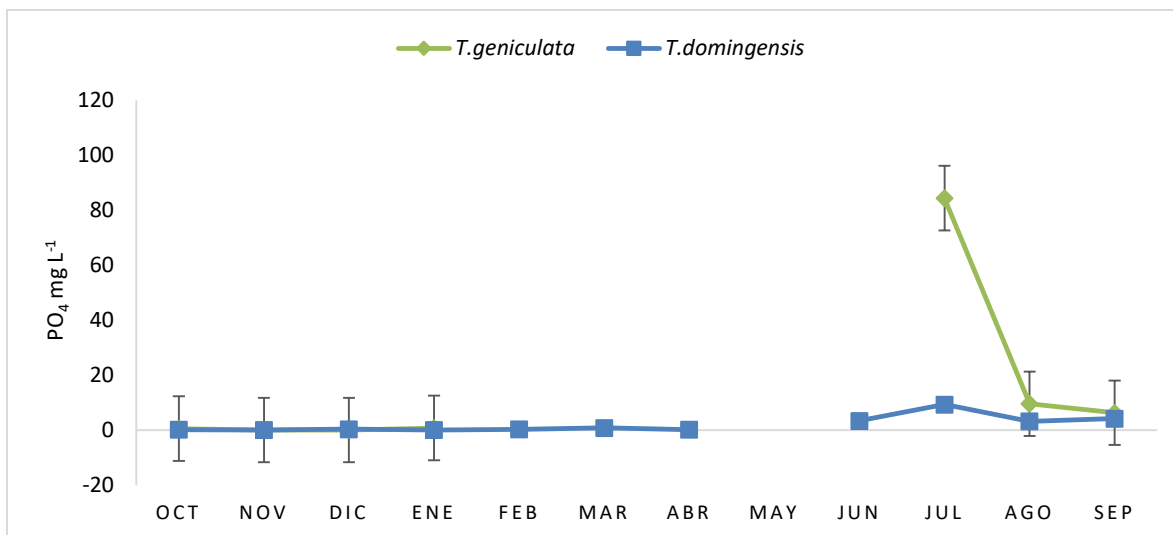


Figura 18. Fosfatos en el agua de los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

Respecto al humedal con *T. domingensis*, de octubre a abril se mantiene una tendencia baja en sus valores, siendo 0.84 mg L⁻¹ PO₄ el valor más alto correspondiente al mes de marzo; en mayo no se obtuvieron datos; de junio a septiembre los valores suben y bajan constantemente (teniendo 9.33 mg L⁻¹ PO₄ como valor más alto en julio).

Por otro lado, se obtuvieron valores promedio por temporada climática en los humedales con *T. geniculata* y *T. domingensis* (Figura 19). En el primer humedal, para la temporada de nortes se obtuvo un valor de 0.31 mg L⁻¹ PO₄, mientras que en la temporada de secas no se obtuvieron datos, y en la temporada de lluvias el valor fue de 25.23 mg L⁻¹ PO₄. En el humedal con *T. domingensis* se obtuvieron los valores de 0.21, 1.49 y 4.24 mg L⁻¹ PO₄ para la temporada de nortes, secas y lluvias respectivamente. Se compararon los valores entre ambos humedales y no se encontraron diferencias significativas ($p= 0.3546$). No obstante, se encontraron diferencias significativas en el humedal con *T. geniculata* entre las estaciones de nortes y lluvias ($p=0.0134$), de igual forma, la temporada de lluvias del humedal con *T. geniculata* fue diferentemente significativo ($p=0.01185$) con la temporada de nortes del humedal con *T. domingensis*

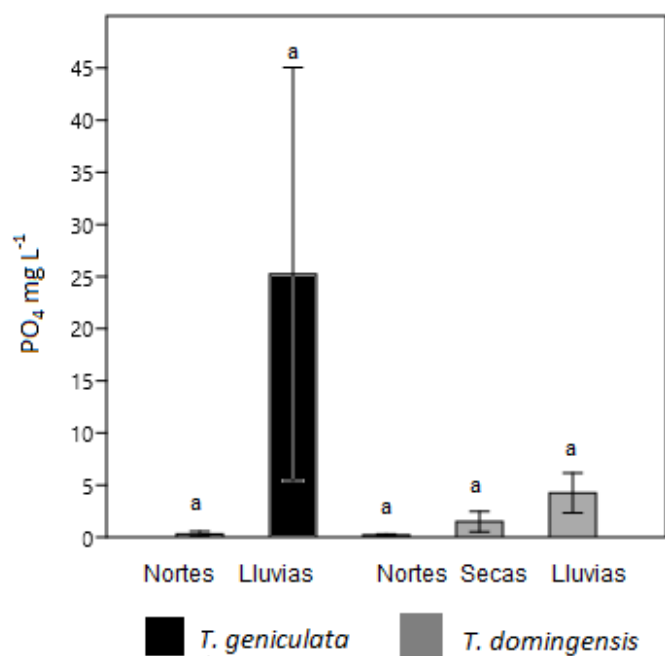


Figura 19. Valores promedio de fosfatos por estación climática en los humedales dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*.

3.4 Nitritos

Para el caso de los nitritos en el agua de los humedales, se dieron algunas diferencias en las tendencias de cada uno (Figura 20). En el humedal con *T. geniculata* de octubre a enero los datos comenzaron con un valor bajo y cada mes fueron aumentando hasta llegar a 0.50 mg L⁻¹ NO₂ en enero, posteriormente de febrero a junio no se obtuvieron datos, a partir de julio los valores comienzan siendo altos (4.66 mg L⁻¹ NO₂) y disminuyen hasta el mes de septiembre (3.31 mg L⁻¹ NO₂).

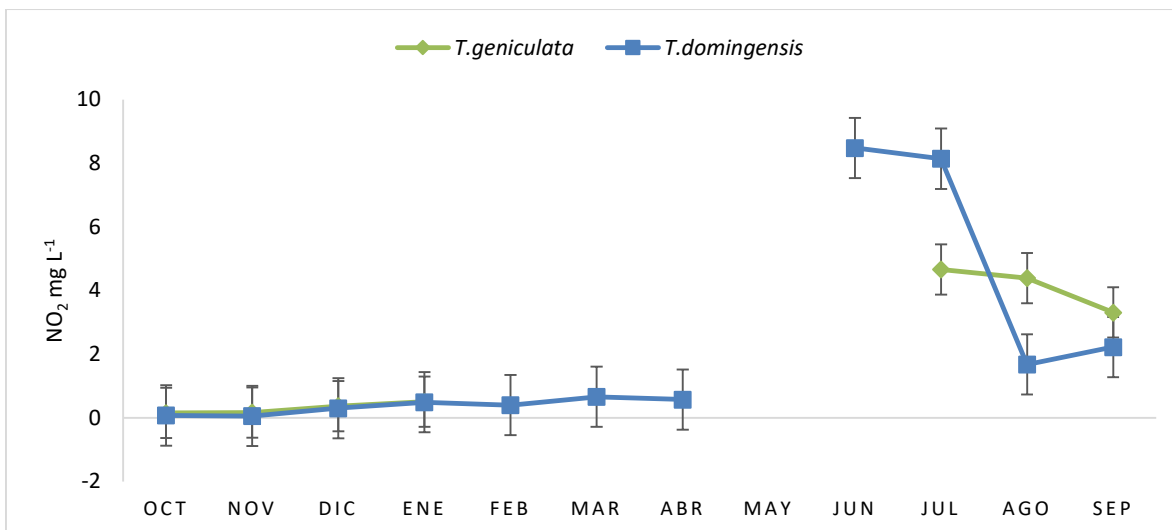


Figura 20. Nitritos en el agua de los humedales urbanos con *T. geniculata* y *T. domingensis*. Las líneas verticales representan el error estándar.

En el humedal con *T. domingensis*, de octubre a abril se comienza con valores bajos (0.07 mg L⁻¹ NO₂) y van a aumentando hasta mantenerse en un mismo rango (0.57 mg L⁻¹ NO₂), en mayo no se obtuvieron datos, finalmente en junio y julio se obtuvieron los valores más altos (8.47 y 8.14 mg L⁻¹ NO₂ respectivamente) los cuales disminuyen para los meses de agosto y septiembre.

Además, se recabaron los valores promedio por temporada climática en ambos humedales (Figura 21). En el humedal con *T. geniculata* los valores fueron de 0.34 y 3.12 mg L⁻¹ NO₂ para nortes y lluvias respectivamente, ya que en la temporada de secas no se obtuvieron datos. Mientras que en el humedal con *T. domingensis*, en la temporada de nortes el valor fue de 0.31 mg L⁻¹ NO₂, en secas 3.23 mg L⁻¹ NO₂ y en lluvias 3.02 mg L⁻¹ NO₂. Se compararon los valores entre ambos humedales y no se encontraron diferencias significativas ($p=0.3613$) ni en temporadas climáticas.

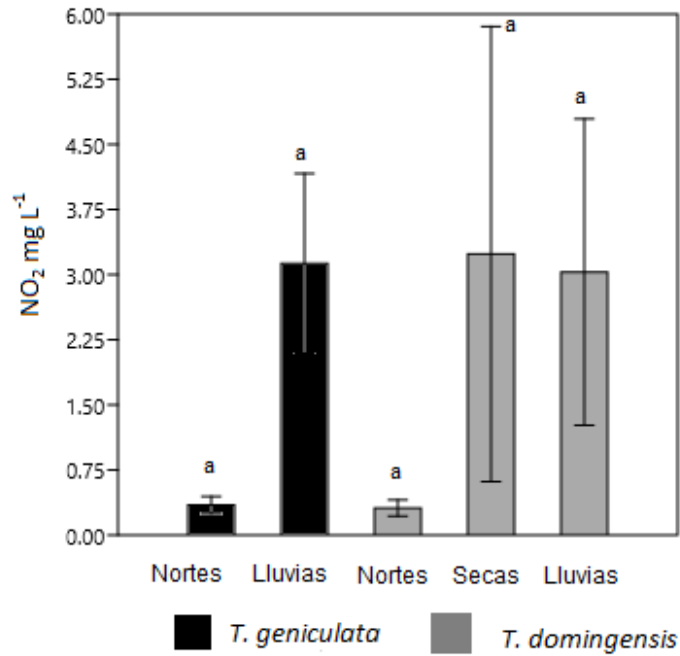


Figura 21. Valores promedio de nitritos por estación climática en los humedales urbanos dominados por *T. geniculata* y *T. domingensis*

Tabla 3. Análisis de correlación.

	CH ₄	N ₂ O
Parámetros		
NO ₃	-0.84	0.192
SO ₄	-0.137	0.561**
PO ₄	-0.134	0.067
NO ₂	-0.007	0.040
Temperatura del suelo	-0.487**	0.192
Temperatura ambiental	-0.308**	0.162
Nivel del agua	0.359**	-0.225*

Indica efecto significativo con $p=0.01^{**}$

Indica efecto significativo con $p=0.1^*$

Se realizó un análisis de correlación de Pearson (Tabla 3) para saber cuáles de los factores ambientales están influenciando las emisiones de gases de efecto invernadero en los

humedales urbanos; para el caso de metano, no se mostró un valor significativo ($p=0.01$) para iones en el agua superficial, sin embargo, para las variables de temperatura ambiental, del suelo y nivel de agua se presentaron efectos significativos, indicando una correlación negativa para las primeras dos variables, es decir, a medida que aumentan los valores de la temperatura, menores serán las emisiones de metano en los humedales. Por otro lado, la correlación positiva se presenta con el nivel de agua, esto es, mayor nivel de agua, mayores emisiones de metano en los humedales. Dichos resultados coinciden con lo reportado por Gao *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 2003; Oertel *et al.*, 2016, quienes argumentan que la producción de CH_4 se correlaciona positivamente con la humedad del suelo y que los períodos prolongados de sequía pueden reducir significativamente las emisiones al suelo.

Con respecto a los valores de la correlación de Pearson para las emisiones de óxido nitroso, sólo dos variables presentaron un valor significativo. Los sulfatos en el agua superficial mostraron una correlación positiva ($p=0.01$), indicando que a mayor cantidad de sulfatos en el agua superficial, mayores emisiones de N_2O en los humedales. El nivel de agua mostró una correlación negativa ($p=0.1$), es decir, a menor nivel de agua, mayores emisiones de óxido nitroso; esto coincide con lo reportado por Marín-Muñiz *et al.*, 2015 en humedales herbáceos y selvas inundables agua dulce.

4.0 Características de suelo

En el humedal con *T. geniculata* se observó que la densidad aparente fue menor en los primeros centímetros, conforme la profundidad aumentaba también aumentaba la densidad con excepción en los 50-60 cm (Tabla 4); en cuanto al porcentaje de nitrógeno no se observó alguna tendencia, el valor más grande fue en la profundidad 40-50 cm; el porcentaje de carbono fue mayor en los primeros centímetros y conforme la profundidad aumentaba, disminuía el % C; finalmente la relación C/N no siguió alguna tendencia, el valor más alto se dio en los últimos centímetros (80-90).

Tabla 4. Características del suelo.

Humedal	Profundidad (cm)	Densidad aparente (g/cm ³)	% N	%C	C/N
<i>Thalia geniculata</i>	0-10	0.51	0.21	3.78	17.93
	10-20	0.82	0.10	2.002	18.83
	20-30	1.06	0.07	1.49	19.71
	30-40	1.25	0.08	1.36	17.906
	40-50	1.34	0.25	1.96	8.37
	50-60	0.88	0.05	1.34	19.702
	60-70	1.15	0.04	1.16	21.59
	70-80	1.25	0.03	0.78	24.84
	80-90	1.28			
	90-95	1.11			
<i>Typha domingensis</i>	0-10	0.44	0.76	9.91	13.62
	10-20	0.82	0.51	6.77	13.48
	20-30	1.13	0.52	7.006	13.92
	30-40	1.16	0.31	4.87	15.34
	40-50	1.04	0.34	4.94	16.26
	50-60	0.84	0.27	3.36	16.03

	60-70	0.90	0.25	2.31	14.75
	70-80	1.22	0.16	1.76	15.69
	80-90	1.29	0.08	1.48	20.02
	90-100		0.06	1.29	21.06

En cuanto al humedal con *T. domingensis* (Tabla 4), los valores de densidad aparente son menores en los centímetros superficiales, aumentan los valores conforme la profundidad, disminuye en 50-60 y 60-70 cm y finalmente vuelve a aumentar en los últimos cm; el porcentaje de nitrógeno en los primeros centímetros fue mayor, conforme la profundidad aumentaba los valores disminuían; al contrario que en *T. geniculata* en *T. domingensis* el porcentaje de carbono presentó una tendencia, a menor profundidad, mayor % C; por último la relación C/N se observó que a mayor profundidad, mayor son los valores.

Las densidades aparentes de suelos orgánicos de humedales van de 0.2 a 0.3 g/cm³, y los suelos minerales presentan densidades aparentes de 1 a 2 g/cm³ (Mitsch y Gosselink, 2007; Marín-Muñiz *et al.*, 2011), los resultados obtenidos (Tabla 4) sugieren que algunos horizontes de los suelos evaluados corresponden a suelos orgánicos, y los más profundos a suelos minerales. Los suelos ricos en materia orgánica tienen mayor porosidad y por lo tanto retienen un mayor volumen de agua; a medida que la densidad aparente aumenta, se reduce la porosidad del suelo y por lo tanto el contenido orgánico disminuye (Chen y Twilley, 2005; Cuevas *et al.*, 2006; Marín-Muñiz *et al.*, 2011). La densidad aparente varía con la textura del suelo y el contenido de materia orgánica, la distribución del tamaño de grano influye en la humedad del suelo. Los suelos con poros finos dominantes favorecen la formación de CH₄ (Dutaur y Verchot, 2007, Gu *et al.*, 2013; Oertel *et al.*, 2016) esto se ve reflejado en los resultados de la densidad aparente del humedal con *T. domingensis* donde se presentaron mayores emisiones de metano en comparación con *T. geniculata*.

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; Marín-Muñiz, 2013). Algunos compuestos orgánicos con bajas relaciones C/N se descomponen rápidamente y favorecen las emisiones de GEI (Davidson *et al.*, 2000; Corsi *et al.*, 2012; Marín-Muñiz, 2013). Las emisiones de N₂O pueden suprimirse significativamente con relaciones C/N <20 (Gundersen *et al.*, 2012, Gundersen *et al.*, 2012; Oertel *et al.*, 2016), en nuestro estudio las

mayores emisiones de N_2O se presentaron en el humedal con *T. geniculata* donde la relación $C/N > 20$. Por otro lado, la relación C/N fue menor en el humedal con *T. domingensis* comparada con el humedal con *T. geniculata*, aun así las emisiones de metano fueron mayores en el primer humedal, esto coincide con lo reportado por Altor y Mitsch, (2008), donde las emisiones de CH_4 fueron altas en suelos hídricos aunque la relación C/N fue de 9 a 20, de igual forma Kato *et al.*, 2011 encontraron una correlación negativa entre las emisiones de metano y la relación C/N , esto es, a menor relación C/N mayores emisiones de CH_4 .

Conclusiones

Las comunidades vegetales tuvieron un efecto significativo en las emisiones de CH_4 en el suelo del humedal de agua dulce con *T. domingensis*. De igual forma, el nivel de agua fue una variable que provocó un efecto significativo en los Gases de Efecto Invernadero (N_2O y CH_4) en los suelos de los humedales de agua dulce con *T. geniculata* y *T. domingensis*. El nivel de agua estuvo determinado por las estaciones climáticas de la región. La temporada de lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-febrero) favorecieron la inundación de los suelos, y por ende las condiciones reducidas en estos últimos, provocando el incremento de emisiones de CH_4 . Por el contrario, las emisiones de N_2O en lluvias y nortes decrecieron. De modo que en los suelos de los humedales la presencia de agua suprimía las emisiones de óxido nitroso, volviendo a los humedales sumideros de N_2O y fuentes de CH_4 en condiciones inundadas. El agua es un factor determinante en los suelos de los humedales, tanta es su importancia que su presencia o ausencia ocasiona cambios en los flujos de GEI.

Recomendaciones

Las emisiones de GEI en los humedales conservados son menores cuando se comparan con las emisiones que se provocan cuando se da un cambio de uso de suelo en ellos. Por consiguiente, es importante conocer las dinámicas que imperan en los humedales urbanos, ya que estos se encuentran en peligro debido a la fuerte urbanización que existe, dejando de lado los servicios ecosistémicos que nos proveen, como es la regulación del microclima de las ciudades, la recarga de los mantos acuíferos, el rol que tienen como sumidero/fuente de GEI para mitigar el cambio climático, etcétera.

En su papel para mitigar los efectos del cambio climático, los humedales tienen la capacidad de modular las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero como el metano y el óxido nitroso. Hay factores bióticos y abióticos que influyen en la función de los humedales. Por ejemplo, la temperatura y los patrones hidrológicos pueden alterar la biogeoquímica del ecosistema (Erwin, 2009; Stewart *et al.*, 2013; Shokoufeh *et al.*, 2021). De igual forma la vegetación influye fuertemente la química del agua, ya que las plantas pueden actuar como fuente o como sumidero de nutrientes y también bombean los nutrientes de la columna del agua al sedimento (Martin y Quigley, 2003; Hernández, 2009). La alta productividad de las plantas y la baja descomposición de materia orgánica que ocurre en los suelos inundados de los humedales causan un estado de anoxia. Lo que provoca una gran cantidad de acumulación de carbono en los humedales convirtiéndolos en sumideros de GEI (Laiho, 2006; Shokoufeh *et al.*, 2021)

Como resultado del cambio climático puede haber una alteración de la hidrología y un aumento de la temperatura cambiando la biogeoquímica y función del humedal. Por ejemplo, una mayor tasa de descomposición que de producción (fotosíntesis) en un humedal podría dar lugar a un cambio de un sumidero a fuente de carbono; es decir, emisiones de dióxido de carbono y metano a la atmósfera (Laiho, 2006; Flanagan y Syed, 2011; Shokoufeh *et al.*, 2021). Con condiciones más cálidas, podrían producirse más emisiones de óxido nitroso de los humedales debido a una mayor actividad microbiana y una mayor tasa de nitrificación y desnitrificación también (Huang *et al.*, 2013; De Klein y Van Der Werf, 2014; Shokoufeh *et al.*, 2021).

La protección, conservación y restauración de humedales de agua dulce en México deben tomar un lugar fundamental en las políticas públicas del país. De igual forma la aplicación de las leyes para fomentar el cuidado de estos ecosistemas. Así como la investigación científica y el trabajo en conjunto de las comunidades que coexisten alrededor de ellos van de la mano para entender su funcionamiento, aprovechar y manejar los recursos y servicios ecosistémicos que proveen.

Referencias

1. Altor, AE., Mitsch, WJ., (2008). *Methane and Carbon Dioxide Dynamics in Wetland Mesocosms: Effects of Hydrology and Soils*. Ecological Applications, Vol. 18, No. 5 (Jul., 2008), pp. 1307-1320.
2. Ardón, M., Helton, AM., Bernhardt, ES., (2018). *Salinity effects on greenhouse gas emissions from wetland soils are contingent upon hydrologic setting: a microcosm experiment*. Biogeochemistry, Vol.140, (2018) pp. 217–232.
3. Berlanga-López, CA., Ruíz-Luna, A., Espino, GL., (2007). *Esquema de clasificación de los humedales de México*. Investigaciones Geográficas : Boletín - Instituto de Geografía, Universidad Nacional, Autónoma de México, Vol. 66, pp.25-46.
4. Caballero, M., Lozano, S., Ortega, B., (2007). *Efecto invernadero, calentamiento global y cambio climático: una perspectiva desde las ciencias de la tierra*. Revista Digital Universitaria Volumen 8 Número 10 • ISSN: 1067-6079
5. Cárcamo-Naiman, J., (2019). *Curso de Biodiversidad y conservación de humedales en la región de Magallanes: Humedales Urbanos*. XII versión, Punta Arenas. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Chile. Obtenido de: https://www.inia.cl/wp-content/uploads/2019/04/Jaime-Carcamos_Humedales-Urbanos.pdf
6. Convención RAMSAR, (2018). *Ficha Informativa 10: Humedales: esenciales para un futuro urbano sostenible*. Obtenido de https://www.ramsar.org/sites/default/files/urbanwetlands_sp.pdf
7. Díaz-Carrión, IA., Sedas-Larios, EEJ., Burguillo-Cuesta, M., (2018). *Servicios ecosistémicos en humedales*. GM-Espejo Imagen S.A. de C.V.
8. Greenpeace, (2010). *México ante el cambio climático: Evidencias, impactos, vulnerabilidad y adaptación*.
9. Hadi, A., Inubushi, K., Furukawa, Y., Purnomo, E., Rasmadi, M., Tsuruta, H., (2005). *Greenhouse gas emissions from tropical peatlands of Kalimantan, Indonesia*. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Vol 71 (2005) pp 73–80.
10. Hernández, ME., Mitsch, WJ., (2006). *Influence of hydrologic pulses, flooding frequency, and vegetation on nitrous oxide emissions from created riparian marshes*. WETLANDS, Vol. 26, No. 3, September 2006, pp. 862–877.
11. Hernández, ME., Mitsch, WJ., (2007). *Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season*. Ecological engineering, Vol.20 (2007), pp. 78–88

12. Hernández, ME., (2009). *Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano*. Terra Latinoamericana 28: 139-147
13. Hernández, ME., Marín-Muñiz, JL., Moreno-Casasola, P., Vázquez, V.,(2015). *Comparing soil carbon pools and carbon gas fluxes in coastal forested wetlands and flooded grasslands in Veracruz, Mexico*. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 11:1, 5-16, DOI: 10.1080/21513732.2014.925977
14. Hernández,ME., (2017). *Las bacterias metanotróficas y desnitrificantes en humedales de agua dulce en México: sus implicaciones en los servicios ambientales*. Arena, ML., Chiappa, FX.,Microbiología ambiental en México. pp. 82-92
15. Hernández-Alarcón, ME., Marín-Muñiz, JL., (2018). *Greenhouse Gas Emissions and Treatment Performance in Constructed Wetlands with Ornamental Plants*. Artificial or Constructed Wetlands A Suitable Technology for Sustainable Water Management. Boca Raton pp. 164-178
16. Hernández-Alarcón, ME., Paz-Pellat, F., Hernández-Sánchez, AA., (2019). *Base de datos de almacenes y flujos de carbono en humedales de agua dulce de México*. Consultado el 01 de Agosto de 2020. Obtenido de: https://www.researchgate.net/publication/333881556_base_de_datos_de_almacenes_y_flujos_de_carbono_en_humedales_de_agua_dulce_de_mexico
17. Hoyos-Santillán, J., Craighan, J., Lomax, BH., López, OR., Turner, BL., Sjögersten, S.,(2016). *Root oxygen loss from *Raphia taedigera* palms mediates greenhouse gas emissions in lowland neotropical peatlands*. Plant Soil, Vol 404 (2016) pp. 47–60.
18. Inglett, KS., Inglett, PW., Reddy, KR., Osborne, TZ., (2012). *Temperature sensitivity of greenhouse gas production in wetland soils of different vegetation*. Biogeochemistry (2012), Vol 108, pp. 77–90.
19. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], (2019). *Cuéntame... Información por entidad. Veracruz de Ignacio de la Llave*. Consultado el 01 de Agosto de 2020. Obtenido de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/ver/territorio/clima.aspx?tema=me&e=30>
20. Kato, T., Hirota, M., Tang, Y., Wada, E. (2011). *Spatial variability of CH₄ and N₂O fluxes in alpine ecosystems on the Qinghai–Tibetan Plateau*. Atmospheric Environment, Volume 45, Issue 31, October 2011, Pages 5632-5639.

21. Kotsyurbenko, OR., Glagolev, MV., Merkel, AY., Sabrekov, AF., Terentieva, IE., (2019). *Methanogenesis in Soils, Wetlands, and Peat*. Biogenesis of Hydrocarbons, Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology, pp. 1-18.
22. Laine, AM., Mehtätalo, L., Tolvanen, A., Froking, S., Tuittila, ES., (2018). *Impacts of drainage, restoration and warming on boreal wetland greenhouse gas fluxes*. Science of The Total Environment, Volume 647, 10 January 2019, pp. 169-181.
23. Marín-Muñiz, JL., Hernández-Alarcón, ME., Moreno-Casasola, P., (2011). *Secuestro de carbono en suelos húmedales costeros de agua dulce en Veracruz*. Tropical and Subtropical Agroecosystems, Vol. 13, núm. 3, 2011, pp. 365-372. edi
24. Marín-Muñiz, JL., (2013). *Balance neto de carbono en suelos de húmedales costeros de agua dulce: implicaciones ecológicas y sociales (tesis de doctorado)*. Universidad Veracruzana.
25. Marín-Muñiz, JL, Hernández, ME., Moreno-Casasola, P., (2015). *Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics*. Atmospheric Environment, Volume 107, pp. 107-117
26. Moya, BV., Hernández, AE., Elizalde-Borrell, H., (2005). *Los húmedales ante el cambio climático*. Revista Científica de la Universidad de Alicante, Investigaciones Geográficas, nº 37 (2005) pp. 127-132
27. Murdiyarto, D., Saragi-Sasmito, MF., Rustini, A., (2017). *Greenhouse gas emissions in restored secondary tropical peat swamp forests*. Mitig Adapt Strateg Glob Change (2019) Vol 24, pp. 507–520.
28. Oertel, C., Jörg, M., Kamal, Z., Frank, Z., Stefan, E., (2016). *Greenhouse gas emissions from soils—A review*. Geochemistry, Volume 76, Issue 3, October 2016, pp. 327-352.
29. Pereyra, AS., Mitsch, WJ., (2018). *Methane emissions from freshwater cypress (Taxodium distichum) swamp soils with natural and impacted hydroperiods in Southwest Florida*. Ecological Engineering, Vol. 114, 15 April 2018, pp. 46-56.
30. Pérez-Peláez, NR., Peña-Varón, MR., Sanabria, J., (2011). *Comunidades bacterianas involucradas en el ciclo del nitrógeno en húmedales construidos*. Ingeniería y Competitividad, Volumen 11, No. 2 (2011), pp. 83 - 92
31. Prieto-Fort, R. (2012). *Emisión de gases de efecto invernadero en el tratamiento de aguas residuales mediante húmedales construidos (Tesis de Licenciatura)*. Universitat Politècnica de Catalunya, España.

32. Shokoufeh S., Suhad A.A.A.N. Almuktar, Miklas S., (2021). *Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands*. Journal of Environmental Management, Volume 286, 15 May 2021, 112160.
33. Vibrans H., (2009). *Malezas de México. Ficha informativa CONABIO*. Obtenido de <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/amaranthaceae/achyranthes-aspera/fichas/ficha.htm#1.%20Nombres>
34. Xinwanghao, X. , Xinqing Z., Liguó C., Nurmira Z., Yifei Z., Dehao T., Dawei L., (2014). *Seasonal and spatial dynamics of greenhouse gas emissions under various vegetation covers in a coastal saline wetland in southeast China*. Ecological Engineering, Vol. 73 (2014) pp. 469-477