



INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR DE ÁLAMO TEMAPACHE

TITULACIÓN

TESIS PROFESIONAL

Emisiones de gases de efecto invernadero (CH_4 y CO_2) en suelo de manglar
bajo restauración ecohidrológica en la Laguna de Tampamachoco, Túxpam,
Veracruz

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

Ingeniero Ambiental

PRESENTA

Ottmar Raymundo Reyes Jiménez

DIRECTOR DE TESIS

Dra. María Susana Alvarado Barrientos

CO-DIRECTOR DE TESIS

M.E. Blanca Olivia Vite del Ángel

«No te doy detalles de lo que escribí o de la figura, pues todo está hecho imitando las cosas y palabras científicas que casi nadie entiende (...), pero el conjunto resultaba gracioso»

- Remedios Varo

DEDICATORIA

A mamá Cata

A mi abuela Guillermina

A mis padres, Carmen y Raymundo

A Peggy y Mindy

AGRADECIMIENTOS

A Dios, a la vida y al azar, porque a pesar de las malas decisiones y los malos momentos nunca estuve del todo perdido.

A mi madre, por su aceptación, acompañándome con su amor incondicional durante toda mi vida y educación.

A mi padre, un hombre ingenioso y trabajador, por cuidar de mí y de mi madre.

A la doctora Susana por introducirme al campo de la ecología funcional, sin su asesoría este proyecto no se hubiese realizado. Agradeciendo siempre su amabilidad, hospitalidad y paciencia.

A la maestra Vite, por su consejo, cariño y guía. Sin su ayuda no habría concluido mi educación.

Al M.C. Víctor Vásquez, por su indispensable ayuda durante la planeación y la realización del muestreo.

A la física Rosario Landgrave, por dedicar parte de su tiempo para explicarme el basto mundo que es el lenguaje R.

A la doctora Elizabeth Hernández, el doctor Jorge López Portillo, la doctora Ana Laura Lara y la doctora Nadia Santini por su cooperación para el desarrollo de este proyecto.

Al laboratorio de suelos del INECOL por el procesamiento y análisis de las muestras recolectadas. Incluyendo también al personal en su sede Xalapa y sus colaboradores en Túpam.

A la academia de ingeniería ambiental, sobre todo a la maestra Margarita, a la maestra Citlali y al maestro Sotelo.

Al personal educativo, administrativo y de mantenimiento del ITSAT.

A mis amistades, familiares y conocidxs que me apoyaron en esta etapa.

Y en general, a las personas que me ayudaron a encontrarme y crecer como individuo.

RESUMEN

Los manglares son ecosistemas valiosos por los servicios ambientales que brindan, pero muchas veces no se reconoce su importancia. Han sido amenazados por la deforestación, la población y el cambio de uso del suelo, al encontrarse en zonas costeras donde hay intereses industriales y económicos en competencia, resultando en la reducción del área de manglar conservado. La deforestación o degradación de la vegetación del manglar inhibe la capacidad natural del ecosistema para asimilar carbono y, al mismo tiempo, libera grandes cantidades de carbono almacenado en el suelo durante años. Esta liberación ocurre en forma de CO_2 y CH_4 , gases que contribuyen a agravar la actual crisis climática mundial causada por las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero. A través de las acciones de restauración ecohidrológica de los manglares degradados se pueden disminuir estos impactos, subsanando el daño al asegurar la capacidad del manglar para captar el carbono atmosférico, secuestrándolo por largo tiempo en el suelo. La presente investigación contribuye a la comprensión de las emisiones de CO_2 y CH_4 del suelo de un manglar en vías de restauración, al cuantificarlas en campo mediante tres etapas representativas del desarrollo del manglar (manglar en transición, muerto, e islotes de revegetación), después de presentar mortalidad extensiva. El estudio se realizó en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, y se utilizó un analizador de gases traza portátil y una cámara opaca dinámica. También se analizaron variables biofísicas caracterizando el estado meteorológico, propiedades del sedimento y del agua superficial e intersticial, para determinar los controles biofísicos de las emisiones. Se encontró que las emisiones de CO_2 y CH_4 desde el suelo del manglar difieren de forma significativa según la condición del manglar. Además, el sedimento se caracterizó siempre como fuente de gases de efecto invernadero. La emisión promedio de CO_2 para el manglar de transición fue $502.70 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, para los islotes de revegetación fue $180.90 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y para el manglar muerto fue $124.60 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. La emisión promedio de CH_4 para el manglar de transición fue $0.91 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, $0.21 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para los islotes de revegetación y $0.44 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para el manglar muerto. Los controles biofísicos de las emisiones variaron entre los gases, pero el pH del agua superficial, el nitrógeno total del sedimento y la densidad de neumatóforos coincidió en ambos casos. Otro control biofísico del flujo de CO_2 fue el carbono total del sedimento, y para el flujo de CH_4 , fue la presión atmosférica y la altura de inundación. El CO_2

fue el mayor contribuidor para el potencial de calentamiento (GWP) del manglar estudiado. Considerando ambos gases, se espera un GWP₂₀ total por emisiones del suelo en 50.51 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹; para el manglar de transición, 17.34 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para los islotes y 14.04 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar muerto; y, un GWP₁₀₀ de 46.26 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar de transición, 16.36 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para los islotes y 11.99 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar muerto. Es necesario continuar con el monitoreo de las emisiones del suelo en el área de estudio para comprender los cambios a raíz del desarrollo de la restauración ecohidrológica. Asimismo, es recomendable realizar mediciones del intercambio neto de carbono a nivel de ecosistema para tener información de todos los componentes del ciclo del carbono del manglar.

Palabras clave: dióxido de carbono, metano, flujo vertical, controles biofísicos, humedal costero, GWP.

ABSTRACT

Mangroves are valuable ecosystems given the various ecosystem services they provide, but their importance is often not recognized. They have been threatened by deforestation, pollution, and land use change, as their location in coastal areas compete with industrial and economic interests, resulting in the reduction of conserved mangrove extension. Deforestation or degradation of mangrove vegetation inhibits the natural capacity of the ecosystem to assimilate atmospheric carbon, while also releases large amounts of carbon stored long-term in the soil. This release occurs in the form of CO₂ and CH₄, gases that aggravate the current global climate crisis caused by anthropogenic emissions of greenhouse gases. These impacts can be reduced through ecological restoration of degraded mangroves, amending the damage by ensuring the capacity of mangroves to capture atmospheric carbon and sequestering it for a long time in the soil carbon pool. This research contributes to the understanding of CO₂ and CH₄ emissions from the soil of a mangroves in the process of ecohydrological restoration, by quantifying the emissions in the field in three representative stages of mangrove development after an extensive mortality (i.e. mangrove in transition, dead mangrove, and mounds constructed for natural revegetation). This study was conducted in the Tampamachoco Lagoon, Veracruz, using a portable trace gas analyzer and a dynamic opaque chamber. Biophysical variables were also analyzed, characterizing the environment (i.e. meteorological variables, and soil and water (surface and interstitial) properties) to determine the biophysical controls of the emissions. CO₂ and CH₄ emissions from the mangrove soil were significantly different among mangrove development stage. In addition, the sediment always functioned as a source of carbon. The average CO₂ emission for the transitional mangrove was 502.70 mg m⁻² h⁻¹, for the revegetation mounds was 180.90 mg m⁻² h⁻¹ and for the dead mangrove was 124.60 mg m⁻² h⁻¹. The average CH₄ emission for the transitional mangrove was 0.91 mg m⁻² h⁻¹, 0.21 mg m⁻² h⁻¹ for the revegetation mounds, and 0.44 mg m⁻² h⁻¹ for the dead mangrove. Biophysical controls of carbon emissions varied between gases, but surface water pH, soil total nitrogen, and pneumatophore density were consistent in both cases. Another biophysical control for CO₂ flux was the soil total carbon, and for CH₄ flux, it was atmospheric pressure and flooding height. Moreover, CO₂ was the largest contributor to the global warming potential (GWP) of the studied mangrove.

Considering both gases, the GWP₂₀ for soil carbon emissions is expected to be 50.51 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for the transitional mangrove, 17.34 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for the revegetation mounds and 14.04 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for dead mangrove; and a GWP₁₀₀ of 46.26 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for the transitional mangrove, 16.36 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for the revegetation mounds and 11.99 Mg CO₂ eq ha⁻¹ year⁻¹ for the dead mangrove. Continued monitoring of soil carbon emissions in the study area is necessary to understand changes as a result of ecohydrological restoration development. Additionally, it is recommended to measure the net exchange of carbon at the ecosystem level to have information on all the components of the mangrove carbon cycle.

Keywords: carbon dioxide, methane, vertical flux, biophysical drivers, coastal wetlands, GWP.

ÍNDICE TEMÁTICO

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Antecedentes	2
1.2. Planteamiento del problema.....	5
1.3. Justificación.....	7
1.4. Hipótesis.....	8
1.5. Objetivo general	8
1.6. Objetivos particulares.....	8
2. MARCO TEÓRICO	10
2.1. El ciclo del carbono.....	10
2.2. Gases de efecto invernadero (GEI).	15
2.2.1. Dióxido de carbono (CO ₂).	16
2.2.2. Metano (CH ₄).....	17
2.3. Mecanismos de transferencia de GEI a la atmósfera desde el suelo o agua.	19
2.3.1. Difusión.	20
2.3.2. Ebullición.....	22
2.3.3. Transporte gaseoso por vegetación.....	23
2.3.4. Flujos almacenados en cuerpos de agua congelados o estratificados.	26
2.4. Metodologías para la medición de las emisiones de GEI.	27
2.5. Humedales costeros.....	28
2.6. Manglares.....	31
2.7. Dinámica del carbono y gases de efecto invernadero en manglares.	33
2.7.1. Particularidades de la dinámica del carbono en manglares de <i>A. germinans</i> . 35	
2.8. Controles ambientales de los flujos de CO ₂ y CH ₄ en las interfases del manglar. 36	
2.8.1. Presión atmosférica.....	37

2.8.2.	Humedad relativa	37
2.8.3.	Altura de la inundación.....	37
2.8.4.	Temperatura	38
2.8.5.	Conductividad eléctrica (CE).....	38
2.8.6.	Salinidad.	39
2.8.7.	Potencial óxido-reducción (REDOX, Eh).	39
2.8.8.	Potencial de hidrógeno (pH).....	40
2.8.9.	Nutrientes.....	40
2.8.10.	Materia orgánica.	41
2.8.11.	Detritos.....	42
2.8.12.	Biomasa de raíces.	42
2.8.13.	Neumatóforos.....	42
3.	ESTADO DEL ARTE	44
3.1.	Estimaciones de flujos verticales de GEI en estudios previos de manglares.	44
3.2.	Controles biofísicos de flujos verticales de GEI de manglares.....	52
3.3.	Variaciones significativas entre las condiciones del manglar y los flujos de GEI.	62
3.4.	Desarrollo de la restauración del manglar de la Laguna de Tampamachoco y cambios en las condiciones ambientales.....	62
4.	METODOLOGÍA	65
4.1.	Área y sitios de estudio.	65
4.2.	Trabajo de campo (<i>in situ</i>).	69
4.2.1.	Medición de flujos de gases.....	69
4.2.2.	Registro de las variables ambientales.	71
4.2.3.	Muestreo de agua.	71
4.2.4.	Muestreo del sedimento.	72

4.2.5.	Conteo de neumatóforos.....	72
4.3.	Trabajo en laboratorio (<i>ex situ</i>).....	72
4.3.1.	Separación de raíces.....	72
4.3.2.	Análisis del sedimento.....	72
4.3.3.	Procesamiento de los flujos de GEI y preparación de la base de datos para análisis estadísticos.....	73
4.3.4.	Cálculo de las mediciones del sector norte.....	73
4.3.5.	Análisis estadístico.....	75
5.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	77
5.1.	Resultados.....	77
5.1.1.	Emisiones CO ₂ y CH ₄ por condición de manglar y sector del área de estudio.....	77
5.1.2.	Parámetros ambientales por condición de manglar y sector del área de estudio.....	79
5.1.3.	Controles biofísicos de las emisiones de CO ₂ y CH ₄	86
5.1.4.	Índice de potencial de calentamiento global (GWP) para las emisiones de CO ₂ y CH ₄ por condición de manglar y sector del área de estudio.....	91
5.2.	Discusión.....	93
5.2.1.	Emisiones de CO ₂	93
5.2.2.	Emisiones de CH ₄	97
5.2.3.	Controles de las emisiones de CO ₂	101
5.3.	Controles de las emisiones de CH ₄	102
5.2.4.	Consideraciones metodológicas y recomendaciones para estudios futuros..	104
6.	CONCLUSIONES.....	105
	ANEXOS	107
	REFERENCIAS.....	125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Resumen de los antecedentes históricos de la respiración del suelo. Modificado de Luo & Zhou (2006), pág. 9.....	2
Figura 2. Dinámica de los GEI en el área de restauración de manglar de la laguna de Tampamachoco. Basado en Cisneros-de la Cruz et al., 2021.....	9
Figura 3. Procesos biológicos del ciclo del carbono. Modificado de Horwath (2015), pág. 344... ..	11
Figura 4. Dispersión de gases en humedales. Basado en Bade (2009), Donelan & Wanninkhof (2002), Figueruelo Alejano & Dávila (2004) y Kokic (2017).....	21
Figura 5. Ebullición de gases en humedales. Basado en Bastviken et al. (2004), Goldenfum (2010) y Limpert et al. (2020).	22
Figura 6. Transporte de gases por la vegetación en humedales. COD: Carbono orgánico disuelto; COP: Carbono orgánico particulado. Basado en Li et al. (2010); Limpert et al. (2020) y Mitsch & Gosselink (2015).....	24
Figura 7. Vista de los procesos radicales en el transporte vegetativo de gases. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 572.....	25
Figura 8. Flujos almacenados de gases en cuerpos de agua congelados y/o estratificados. Basado en Sepulveda-Jauregui et al. (2015).....	26
Figura 9. Componentes básicos de un humedal y sus interacciones. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 31.....	29
Figura 10. Resumen de la dinámica del carbono y las emisiones de CO ₂ y CH ₄ en humedales. HCO ₃ ⁻ : anión bicarbonato; CO ₃ ⁻² : anión carbonato; H ₂ CO ₃ : ácido carbónico; COD: carbono orgánico disuelto; COP: carbono orgánico particulado. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 196.	30
Figura 11. Flujos de carbono en manglares. PPB: producción primaria bruta; PPN: producción primaria neta; CID: carbono inorgánico disuelto; COD: carbono orgánico disuelto; COP: carbono orgánico particulado; R _p : respiración de las plantas; R _{suelo} : respiración del suelo; R _{agua} : emisión de CO ₂ del agua; R _a : respiración de las algas; CH ₄ _{suelo} :	

emisión de metano del suelo; CH ₄ agua: emisión de metano del agua. La respiración es emisión de CO ₂ . Modificado de Alongi (2020), pág. 7.	33
Figura 12. Vista general de la zona de restauración.	66
Figura 13. Puntos de muestreo en el área de estudio en el manglar de la Laguna de Tampamachoco.	67
Figura 14. Fotografías mostrando las tres condiciones del área: manglar de transición (A), islote de revegetación (B) y manglar muerto (C).	68
Figura 15. Perfil de los puntos de muestreo e instalación del collar y sonda.	70
Figura 16. Cámara instalada sobre el anillo de PVC en un punto de muestreo donde el manglar está en condición de transición.	71
Figura 17. Representación gráfica del mejor ajuste de la medición de CO ₂ para el punto 7-Islole. $R^2 = 0.99$	74
Figura 18. Representación gráfica del mejor ajuste de la medición de CH ₄ para el punto 7-Islole. $R^2 = 0.99$	74
Figura 19. Diagrama de violín con la distribución de los flujos verticales de CO ₂ medidos en las condiciones del manglar «Transición (T), Islote (I) y Muerto (M)» de los sectores del área de estudio «Norte, Centro y Sur» en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Letras minúsculas en negritas distintas indican diferencias significativas entre las condiciones de manglar (prueba de Dunn).	77
Figura 20. Diagrama de violín mostrando la distribución de los flujos verticales de CH ₄ medidos en distintas condiciones del manglar «Transición (T), Islote (I) y Muerto (M)» en tres sectores del área de estudio «Norte, Centro y Sur» en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Letras minúsculas en negritas distintas indican diferencias significativas entre las condiciones de manglar (parte superior) o entre sectores (leyenda) (prueba de Dunn).	79
Figura 21. Correlaciones de Spearman significativas ($r \geq 0.40$; $p < 0.001$) entre los flujos de GEI desde el suelo del manglar (CO ₂ : cuadro amarillo; CH ₄ : cuadro gris) y las variables ambientales estudiadas. Las líneas verdes y rojas muestran correlaciones positivas (+) y negativas (-), en lo respectivo. Las líneas sólidas muestran las correlaciones directas y las líneas punteadas las indirectas. Los controles del agua superficial se muestran con cuadros	

azules, los del agua intersticial con cuadros morados y los controles biológicos con cuadros verdes.	87
Figura 22. Promedios (barras) y desviaciones estándar (línea vertical) correspondientes a estudios previos sobre los flujos de CO ₂ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los promedios y desviaciones de este trabajo.	95
Figura 23. Comparación de los rangos obtenidos en estudios previos para los flujos de CO ₂ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los rangos de este trabajo.	96
Figura 24. Promedios (barras) y desviaciones estándar (línea vertical) correspondientes a estudios previos sobre los flujos de CH ₄ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los promedios y desviaciones de este trabajo.	99
Figura 25. Comparación de los rangos obtenidos en estudios previos para los flujos de CH ₄ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los rangos de este trabajo.	100
Figura 26. Emisiones promedio de CO ₂ y CH ₄ en el área de restauración de manglar de la laguna de Tampamachoco. Basado en Cisneros-de la Cruz et al., 2021.	105

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de las reacciones biológicas clave dentro del ciclo del carbono (Cole, 2013).	13
Tabla 2. Estimaciones globales (rangos o promedios \pm desviación estándar) de las emisiones de CO ₂ y CH ₄ en ecosistemas de manglar, precisando las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie.	45
Tabla 3. Emisiones de CO ₂ y CH ₄ (rangos y promedios \pm desviación estándar) reportadas para las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera en ecosistemas de manglar en condiciones particulares de conservación, degradación o restauración. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie. La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	47
Tabla 4. Emisiones de CO ₂ y CH ₄ (rangos y promedios \pm desviación estándar) reportadas para las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera en ecosistemas de manglar mexicanos. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie. La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	50
Tabla 5. Resumen de la relación entre parámetros atmosféricos y las emisiones de CO ₂ y CH ₄ en humedales: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	53
Tabla 6. Resumen de la relación entre parámetros del agua superficial y las emisiones de CO ₂ y CH ₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	54
Tabla 7. Resumen de la relación entre parámetros del agua intersticial y emisiones de CO ₂ y CH ₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	56

Tabla 8. Resumen de la relación entre parámetros del sedimento y emisiones de CO ₂ y CH ₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.	57
Tabla 9. Valor promedio ± desviación estándar de los flujos verticales de CO ₂ y CH ₄ por sector del área de estudio y condición del manglar, en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz.	78
Tabla 10. Valor promedio ± desviación estándar de los parámetros atmosféricos según el sector del área de estudio y la condición del manglar.	80
Tabla 11. Valor promedio ± desviación estándar de los parámetros del agua superficial según el sector del área de estudio y la condición del manglar.	82
Tabla 12. Valor promedio ± desviación estándar de los parámetros del agua intersticial según sector del área de estudio y condición del manglar.	83
Tabla 13. Valor promedio ± desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos del sedimento según el sector del área de estudio y condición del manglar.	85
Tabla 14. Valor promedio ± desviación estándar de los parámetros bióticos en el suelo superficial según el sector del área de estudio y condición del manglar.	86
Tabla 15. Resumen de los modelos predictores para CO ₂ y CH ₄	88
Tabla 16. ANOVA del modelo multivariado escalonado (<i>stepwise</i>) entre el flujo de CO ₂ y los controles ambientales. $R^2 = 0.9027$, R^2 ajustada = 0.8956. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (**) y 0.01 (*).	89
Tabla 17. ANOVA del modelo multivariado escalonado (<i>stepwise</i>) entre el flujo de CO ₂ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2 = 0.7836$, R^2 ajustada = 0.7760. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (**) y 0.01 (*).	89
Tabla 18. ANOVA del modelo multivariado escalonado (<i>stepwise</i>) entre el flujo de CH ₄ y los controles ambientales. $R^2 = 0.7834$, R^2 ajustada = 0.7633. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (**) y 0.01 (*)	90

Tabla 19. ANOVA del modelo multivariado escalonado (<i>stepwise</i>) entre el flujo de CH ₄ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2 = 0.7331$, R^2 ajustada = 0.7137. Significancia para el control: ≈ 0 (***) , 0.001 (**) y 0.01 (*).....	90
Tabla 20. Valores del índice GWP ₂₀ para las emisiones de CO ₂ y CH ₄ por sector del área de estudio y condición del manglar.	91
Tabla 21. Valores del índice GWP ₁₀₀ para las emisiones de CO ₂ y CH ₄ por sector del área de estudio y condición del manglar.	92
Tabla 22. Valores del índice GWP para las emisiones de CO ₂ y CH ₄ para el área total estimada por sector y condición.....	92

1. INTRODUCCIÓN

Energía y masa es intercambiada entre la superficie de la Tierra y la atmósfera, a través de procesos que sustentan la vida. La magnitud de este intercambio es modificada en la actualidad por la extensión e intensidad de las actividades humanas. La mayor parte de la masa que se intercambia entre la superficie y la atmósfera es agua, a través del proceso de evapotranspiración. Otros gases que se intercambian son el dióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4). Estos gases son producto de procesos biogeoquímicos naturales (Lambers et al., 2008) pero también son producto de actividades humanas, en especial la combustión de biomasa y combustibles fósiles, producción agropecuaria y de desechos, degradación y cambio de cobertura/uso de suelo (Bruhwiler et al., 2018). Tanto el vapor de agua como el CO_2 y CH_4 son los gases de efecto invernadero (GEI) más importantes por su capacidad de absorber radiación solar incidente y el calor emitido por el planeta, evitando que una parte del calor generado se escape al espacio exterior, manteniendo así condiciones propicias para la vida en la Tierra (Monteith & Unsworth, 2013).

Dado que el rápido incremento en las emisiones antropogénicas de GEI hacia la atmósfera está causando alteraciones en el clima local y global, es imperante conocer las fuentes de emisión, tanto antropogénicas como naturales, destacando las emisiones de GEI de diferentes usos/coberturas del suelo. En el presente, los humedales, y entre ellos los manglares, están siendo reconocidos como ecosistemas clave para mitigar la crisis climática, esto al almacenar una gran cantidad de carbono que capturan de la atmósfera, además de ofrecer otros servicios ambientales como la formación de sedimentos, la protección de la línea costera ante la erosión y los fenómenos naturales, la regulación de los flujos de agua y las condiciones climáticas locales, actuar como hábitat de biodiversidad de especies y fungir como lugar de interés para proyectos sustentables (Zamora et al., 2020). Sin embargo, aún quedan interrogantes sobre la dinámica del carbono almacenado frente a los disturbios y afectaciones que sufren los manglares, como cambios en los patrones de precipitación locales, cambios en temperatura/humedad y patrones de evapotranspiración y cambios en el nivel del mar y daños por fenómenos meteorológicos; o los daños antropogénicos directos como la deforestación por cambio de uso de suelo y la polución derivada de las actividades de los sectores industriales (Mitsch et al., 2010; Rosentreter & Williamson, 2020).

1.1. Antecedentes

El estudio de la respiración del suelo, es decir, la producción y liberación de dióxido de carbono (CO_2) desde superficies como el suelo, se remonta hasta principios del siglo XIX. Luo & Zhou (2006) dividen los antecedentes históricos del campo en cuatro periodos, dependiendo del enfoque de investigación: el metabolismo del suelo, la fertilidad del suelo, el funcionamiento de los ecosistemas y el cambio climático global (Figura 1). Los primeros estudios (1830-1879) estaban destinados a la caracterización de las rutas metabólicas y reacciones en el suelo, constituyendo las bases que permitirían ampliar el interés en el campo. El segundo período (principios del siglo XX) se encaminó a evaluar la fertilidad de los suelos y la actividad biológica del mismo para mejorar la producción de las cosechas, usándose la respiración como indicador, ya que los predios con buena fertilización, por lo general, se relacionan con el incremento de las emisiones de CO_2 . Fue en este período donde se desarrollaron los primeros métodos para la medición de la respiración del suelo, en específico, las cámaras estáticas; siendo Henrik Lundegårdh en 1927 el primer investigador en registrar mediciones *in situ* con cámaras.

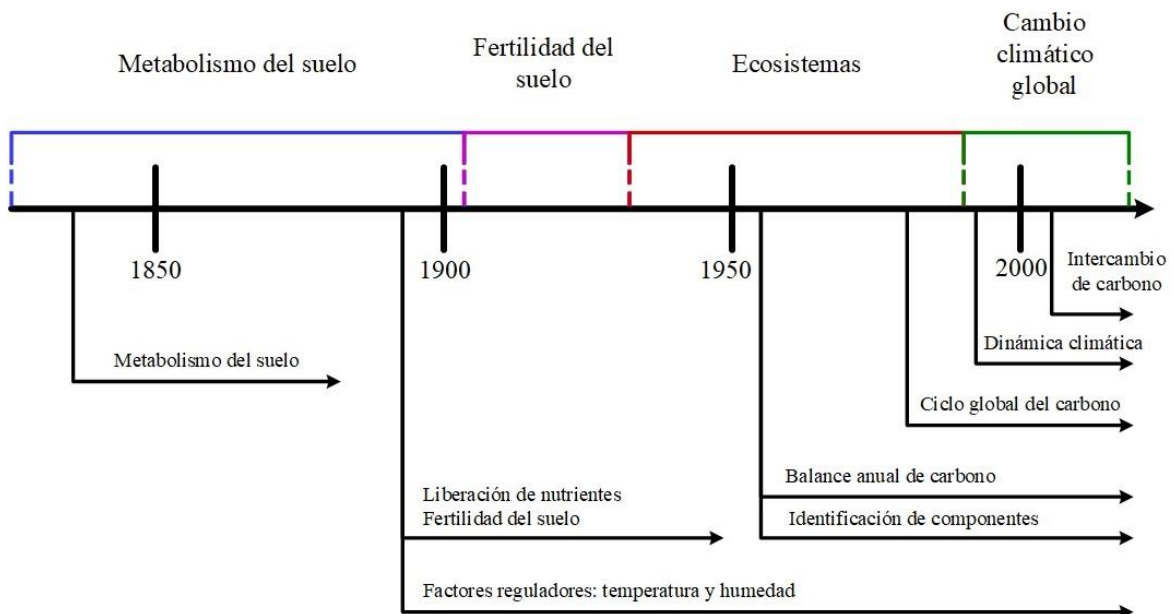


Figura 1 Resumen de los antecedentes históricos de la respiración del suelo. Modificado de Luo & Zhou (2006), pág. 9.

El tercer período comprende desde finales de los años 50 hasta 1970, cuando se estudió la respiración del suelo desde una perspectiva ecológica, buscando describir los procesos heterótrofos. En este período se abordaron problemáticas como el desarrollo de los métodos de

medición, la caracterización de los factores que influyen las emisiones de CO₂, la identificación de los componentes de la respiración del suelo, la correlación con otros procesos del ciclo del carbono, y la síntesis y extrapolación a escala global de las emisiones. Fue durante los años cincuenta cuando se introdujo el uso del analizador infrarrojo de gases (*Infrared Gas Analyzer*, IRGA) en las técnicas de medición. Destaca Frank B. Golley y sus colaboradores, en 1962, como pioneros en realizar mediciones de la respiración en suelos de manglar usando un IRGA. Es durante los años 90 cuando se define el cuarto período del estudio de la respiración del suelo, al converger con la investigación del cambio climático, resaltando la capacidad de absorción de los ecosistemas sobre las emisiones antropogénicas de carbono. Se suma, además, una nueva perspectiva integradora del ciclo del carbono a través de la publicación de los reportes del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC). En este período también se desarrollan mayores innovaciones metodológicas como los IRGA portátiles.

En México, Cueva et al. (2016) describen los antecedentes nacionales del estudio de la emisión de gases desde el suelo con los trabajos realizados en los años 90. En particular, se destacan las mediciones de compuestos nitrogenados por Georgina García-Méndez et al. (1991) y Eric Davidson et al. (1993). En cuestión de respiración del suelo, distinguen las mediciones de Adolfo Campos en 2004, donde se abordó la relación de los cambios de uso de suelos con la emisión de CO₂ en las faldas del Cofre de Perote, Ver. En general, la mayor proporción de las investigaciones sobre la respiración del suelo en México se han realizado en agroecosistemas y, en menor medida, en bosques, matorrales, pastizales y humedales. Con respecto a las metodologías para la medición y cuantificación de emisiones de gases del suelo, la toma de muestras de aire con jeringa para su posterior análisis en laboratorio con cromatografía de gases es la metodología más empleada, seguida de los IRGA. Además, la mayor parte de los estudios se han centrado en la variación espacial de las emisiones y en menor medida, en la variación temporal.

Por otra parte, los antecedentes del estudio de las emisiones de CH₄ tienen otros orígenes a la respiración del suelo, empezando, hace más de cien años, con la caracterización metabólica del ganado rumiante mediante la respiración y emisión de metano y la subsecuente dinámica de energía (en forma de calor). Para este fin, se emplearon cámaras adaptadas a los puntos

anatómicos de emisión del ganado, registrándose éste procedimiento en libros como «*The principles of animal nutrition*» de Henry P. Armsby en 1903 (Hammond et al., 2016; Storm et al., 2012). Seguido de esto, el estudio del metano converge con la respiración del suelo dentro de la perspectiva ecológica y las emisiones naturales. El artículo de Paul S. Conger (1943) sobre la ebullición de gases (entre ellos el metano) en marismas y lagos, es precedente de las publicaciones con este enfoque (Sebacher et al., 1983). En los años 70, en paralelo con las mediciones de CO₂ del suelo, aumenta el interés de estudiar la emisión de otros gases, por ejemplo el H₂S por Viney P. Aneja en 1975 y el N₂O por W. I. Findlay y D. J. McKenney en 1979, pero esta vez, con el uso de cámaras *in situ*, popularizándose como uno de los métodos de medición estándar (Aneja & Cooper, 1989; Matthias et al., 1978; Sander & Wassmann, 2014). Este método se trasladó a la medición del metano, donde destaca el trabajo de Ralph J. Cicerone y James D. Shetter en 1981 al recolectar muestras con una cámara flotante en cuerpos de agua; y el de D. I. Sebacher y R. C. Harriss en humedales y ecosistemas costeros en 1982 (Moore & Roulet, 1991).

Durante los años 90 y principios de siglo XXI, Sander & Wassmann (2014) presentan como marco referencial para las mediciones de metano, las descripciones metodológicas hechas por la FAO y la IAEA en 1992 (Manual sobre la medición de las emisiones de metano y óxido nitroso de la agricultura), el proyecto Química Atmosférica Global Internacional (IGAC) en 1994 (Estandarización de la medición global de las emisiones de metano del cultivo de arroz irrigado) y la Red de Reducción de Gases de Efecto Invernadero a través de la Mejora del Carbono Agrícola (GRACEnet) en 2003 (Protocolo de medición de flujo de gas traza basado en cámaras). En contexto nacional, se distingue la publicación de Giani et al. (1996) «*Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico*», donde fueron usadas cámaras estáticas para la estimación de emisiones en suelos de manglar en la laguna Balandra, Baja California Sur; además, alrededor de estos años se incrementó la conciencia sobre la capacidad de efecto invernadero del metano. Como propuestas de innovación contemporánea en el campo de la respiración del suelo en México, Cueva et al. (2016) plantearon la descripción de los controles biofísicos, la cuantificación por separado de la respiración autótrofa y heterótrofa por separado y la incorporación de otros gases además del CO₂ (por ejemplo, el CH₄).

1.2. Planteamiento del problema

Es importante comprender el impacto de la degradación y pérdida de los ecosistemas sobre las emisiones de gases de efecto invernadero, dada la actual crisis climática. Los humedales, y entre ellos los manglares, son ecosistemas muy importantes en este contexto, pues almacenan una enorme cantidad de carbono en el suelo, en parte, porque las condiciones anaerobias del suelo inundado limitan la descomposición de materia orgánica, reduciendo las emisiones de carbono hacia la atmósfera (Kristensen et al., 2008a). Para resaltar dicha importancia, se le ha dado un nombre especial al carbono almacenado en los humedales costeros: carbono azul (Nellemann et al., 2009). Incluso se ha propuesto que la conservación y restauración de manglares y humedales costeros como una solución climática natural (Bindoff et al., 2019; Canadell et al., 2021; Griscom et al., 2017), considerando que por unidad de área conservada, restaurada o rehabilitada de manglar se puede esperar una tasa de secuestro para el CO₂ de $226 \pm 39 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (McLeod et al., 2011) y de $227.2 \pm 30.67 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para el CH₄ (Rosentreter et al., 2018b). Aun así, la liberación de metano en manglares puede descompensar en un 20% el efecto climático positivo de la cantidad de carbono secuestrado, con rangos entre 18% y 22% (Bindoff et al., 2019; Rosentreter et al., 2018b). Además, considerando la incertidumbre con respecto a la adaptación de los manglares al cambio climático futuro, las alteraciones en las dinámicas del ecosistema y otros factores locales influyen en la eficacia del secuestro a largo plazo y sus beneficios climáticos, se puede valorar esta solución climática natural con un nivel de confianza medio (Jia et al., 2019).

A pesar de los múltiples beneficios de los manglares para la sociedad local y mundial, estos ecosistemas son uno de los que más se han degradado o perdido. Pendleton et al., (2012) reportaron la tasa de pérdida global de manglares por cambio de uso del suelo entre 0.7 y 3% por año, causando la emisión de CO₂ en un rango de 0.09 a 0.45 Pg año⁻¹. Esta pérdida se tradujo como un impacto económico de 3.6 a 18.5 billones de dólares por año (USD año⁻¹), estimado a partir del costo social del carbono del 2010 (Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, 2010).

En México, entre 2010 y 2015 se degradó el 0.42% de manglar existente en el Golfo de México (costas de Veracruz, Tamaulipas y Tabasco), liberándose 0.14 Tg de CO₂ eq anuales en el proceso (Adame et al., 2018). Entre las principales causas de esta degradación se listan:

la alteración de la hidrología local por el desarrollo de infraestructura como carreteras, la apertura artificial de bocas estuarinas, los rellenos y la conversión a otros usos del suelo (López-Portillo et al., 2017). Se han promovido varias acciones de restauración para los manglares, como la apertura de canales para restablecer la conectividad hidrológica entre humedales y la construcción de chinampas o islotes para facilitar la revegetación (Zaldívar-Jiménez et al., 2010). Estas acciones involucran la excavación de grandes cantidades de sedimento acumulado durante cientos de años, exponiendo los depósitos de carbono azul a una rápida descomposición, emitiendo así CO_2 y CH_4 en cantidades poco estudiadas hasta la fecha. Una vez restaurada la vegetación y rehabilitada la hidrología local, los manglares asimilan CO_2 de la atmósfera a través de la fotosíntesis, iniciando la fijación de carbono en la biomasa (madera, hojas, raíces, etc.) y almacenamiento a largo plazo del carbono en el suelo. Además, se restablecen los flujos laterales de carbono disuelto y particulado transportado por el agua, agregando o disminuyendo la cantidad de carbono en los sedimentos inundados del manglar. Así, a lo largo de la implementación de acciones de restauración, cambia la dinámica de emisiones y el almacenaje de carbono en el ecosistema.

Un ejemplo de restauración ecohidrológica es el manglar de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz (Lara-Domínguez et al., 2021; Zaragoza-Méndez et al., 2020). Este manglar sufrió de desconexión hidrológica por la construcción de infraestructura de la Central Termoeléctrica «Presidente Adolfo López Mateos». Como resultado de esta desconexión, el suelo se volvió hipersalino y tóxico (por sulfuros), lo que causó la muerte de más de 20 ha de manglar de *Avicennia germinans*. A raíz de esto, se realizaron varias intervenciones logrando restaurar los flujos de agua superficial, reduciendo la salinidad y toxicidad del suelo, complementando esto con la construcción de islotes para la revegetación de áreas muertas.

Este proyecto de restauración presenta un sitio ideal para examinar cómo cambian los flujos verticales de carbono del suelo (i.e. flujos superficie-atmósfera de CO_2 y CH_4) a medida que la restauración va desarrollándose. Antes del establecimiento de los islotes de revegetación y de la última fase de rehabilitación hidrológica, se midieron las emisiones de CO_2 y CH_4 del suelo en las áreas de manglar muerto, como línea base o condición de degradación previa a la restauración; también, fueron midieron las emisiones en el área de manglar conservado sirviendo como la referencia positiva del desarrollo de la restauración, todo esto descrito en

el estudio de Humberto Romero Uribe y colaboradores (Instituto de Ecología A.C.) (Romero-Urbe et al., 2021). Dado que ya existen islotes revegetados (~1 año de establecimiento de las plántulas de *A. germinans*) y el suelo de manglar muerto ya tiene un régimen de inundación restablecido gracias a la rehabilitación hidrológica por la apertura de canales, es necesario estudiar las emisiones de carbono en estas nuevas condiciones del manglar.

1.3. Justificación

Estableciéndose el decenio de las Naciones Unidas sobre la restauración de los ecosistemas (2021-2030) y considerando la actual crisis climática por el incremento en las emisiones de gases de efecto invernadero (Organización de las Naciones Unidas, 2019), es fundamental ampliar el conocimiento sobre las fuentes y sumideros de carbono, ya sean antropogénicas o naturales. Los ecosistemas naturales pueden fungir como fuentes considerables de GEI en ciertas condiciones de perturbación, por lo que el monitoreo de éstos es esencial para comprender con mayor profundidad los flujos de carbono en el planeta. Por mencionar un ejemplo, la mitad de las emisiones globales promedio de CH₄ provienen de ambientes acuáticos y humedales naturales, humedales con impactos antropogénicos y humedales creados por humanos (Rosentreter et al., 2021).

Entonces, al describir y comprender la dinámica del carbono (que incluye gases de atención primordial como CO₂ y CH₄) en ecosistemas degradados, es posible protegerlos y restaurarlos (McLeod et al., 2011; Zamora et al., 2020), encaminando las acciones de gestión a partir de las predicciones de emisión y los almacenes de carbono presentes (Adame et al., 2021), monitoreando, además, el estado de restauración mediante el registro de variables y procesos ambientales complementarios (Olsson et al., 2019). Por otra parte, es necesario reducir las incertidumbres metodológicas actuales asociadas a la cuantificación del carbono (Bindoff et al., 2019) que puedan afectar la calidad de la información reportada (G. Chen, Chen, Yu, Ye, et al., 2016). Así, este conocimiento sobre los flujos verticales de carbono contribuye con información clave para los inventarios de carbono y bases de datos nacionales (Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero, Programa Mexicano del Carbono y consorcio MexFlux) y mundiales (*Global Database of Soil Respiration Data*) (Cueva et al., 2016) que son utilizadas para el análisis de la situación climática actual.

1.4. Hipótesis

Las emisiones de CO₂ y CH₄ pueden variar en función de la condición de restauración o degradación del manglar, existiendo características biofísicas específicas que son propias de cada condición del manglar y, por lo tanto, pueden explicar la magnitud de las emisiones (Figura 2).

1.5. Objetivo general

Determinar la dinámica de las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂ y CH₄) en el ecosistema de manglar en vías de restauración de la Laguna de Tampamachoco.

1.6. Objetivos particulares

1. Cuantificar las emisiones de CO₂ y CH₄ del sedimento en tres condiciones del manglar en vías de restauración (manglar en transición, islote con vegetación y manglar muerto) y evaluar si hay diferencias significativas entre las condiciones y los sectores del área de estudio a través de pruebas estadísticas.
2. Caracterizar el estado del manglar en vías de restauración mediante la medición de los parámetros fisicoquímicos y biológicos entre condiciones y sectores usando pruebas estadísticas.
3. Determinar los controles biofísicos de las emisiones de CO₂ y CH₄ del sedimento del manglar en vías de restauración (es decir, variables que pueden explicar las variaciones en la magnitud de las emisiones) por medio de modelos estadísticos.
4. Determinar el índice de potencial de calentamiento global (GWP) para las emisiones de GEI en el área de estudio mediante la extrapolación de las estimaciones obtenidas.

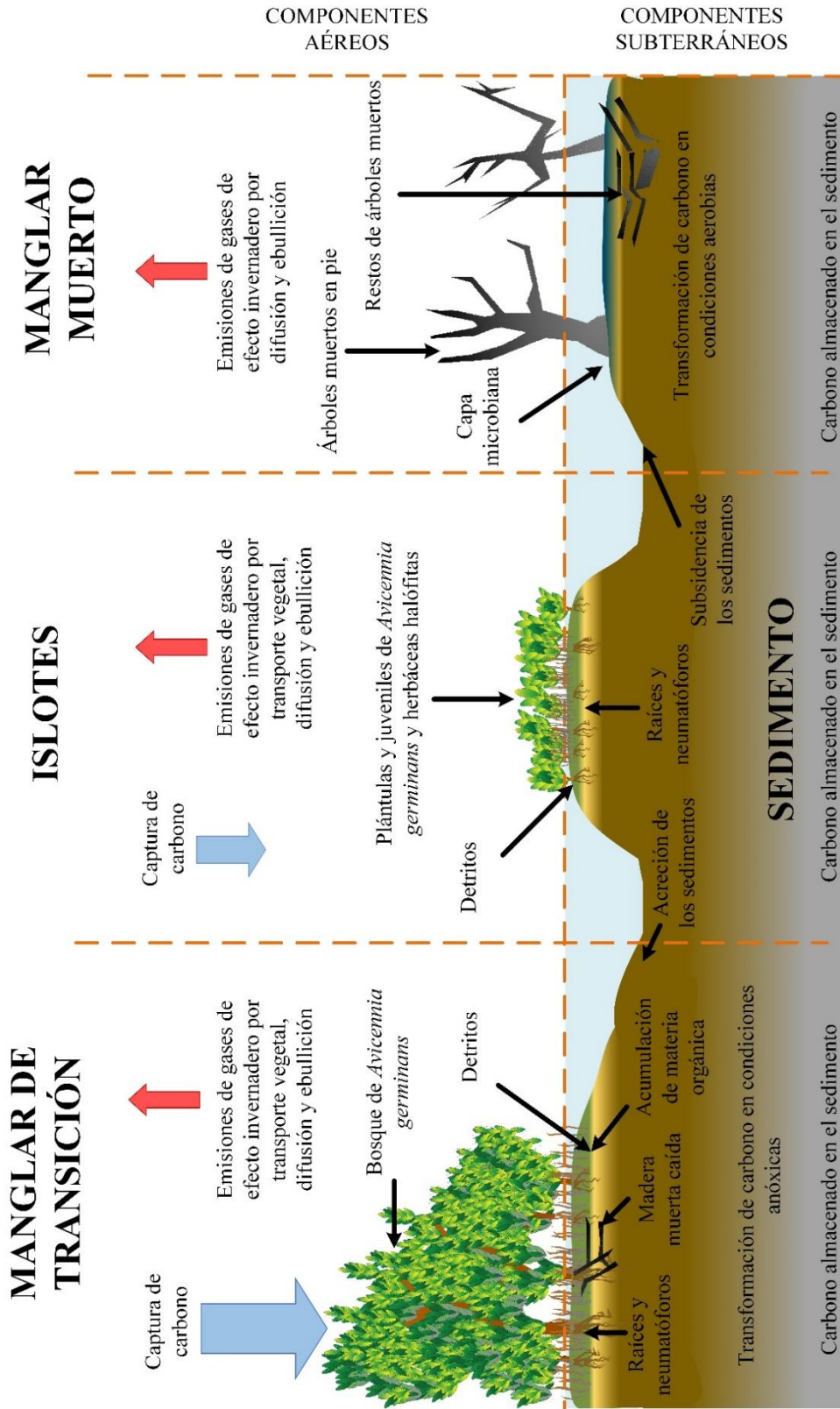


Figura 2. Dinámica de los GEI en el área de restauración de manglar de la laguna de Tampamachoco. Basado en Cisneros-de la Cruz et al. (2021).

2. MARCO TEÓRICO

2.1. El ciclo del carbono.

Entre las transformaciones que ocurren en los ciclos biogeoquímicos, un elemento puede presentarse en diferentes formas químicas en los reservorios del planeta (atmósfera, litosfera e hidrosfera). Estas formas químicas pueden alternarse entre estados físico (líquidos, gases y sólidos) o estados de óxido-reducción, haciendo que las dinámicas biogeoquímicas no funcionen de manera aislada, sino como una red conformada por las múltiples interacciones entre distintos ciclos, como el del carbono y el agua (Cole, 2013).

El carbono es el cuarto elemento más abundante en todo el universo y el decimoquinto elemento con más presencia en la corteza del planeta. Su propiedad tetravalente le permite unirse con más elementos y formar una gran cantidad de compuestos por medio de enlaces covalentes, incluyendo compuestos que alteran la dinámica atmosférica, por ejemplo, el CO₂, el monóxido de carbono (CO) y moléculas orgánicas simples como el CH₄ (Horwath, 2015; Vallero, 2014).

Como componente de los procesos naturales, el carbono es primordial, pues todos los sistemas vivos están constituidos por éste, en combinación con oxígeno, hidrógeno y nitrógeno. Los compuestos a base de carbono que se consideran contaminantes o con efectos adversos para los humanos forman una fracción muy pequeña dentro del ciclo del carbono. Aun así, cantidades pequeñas de gases como CH₄ y CO₂ pueden aumentar de sobremanera el potencial de efecto invernadero en la atmósfera al grado de causar la actual crisis climática (Vallero, 2014).

El ciclo del carbono se puede analizar en dos vías: el ciclo rápido y el ciclo lento, que en conjunto describen el intercambio constante de carbono entre los distintos reservorios del planeta (Breeze, 2017). El ciclo rápido se constituye por los procesos biológicos como la fotosíntesis y la descomposición (Figura 3; Horwath, 2015); mientras que el ciclo lento consiste en las transformaciones del carbono inorgánico, como la meteorización de las rocas y los componentes del suelo (Hannah, 2015).

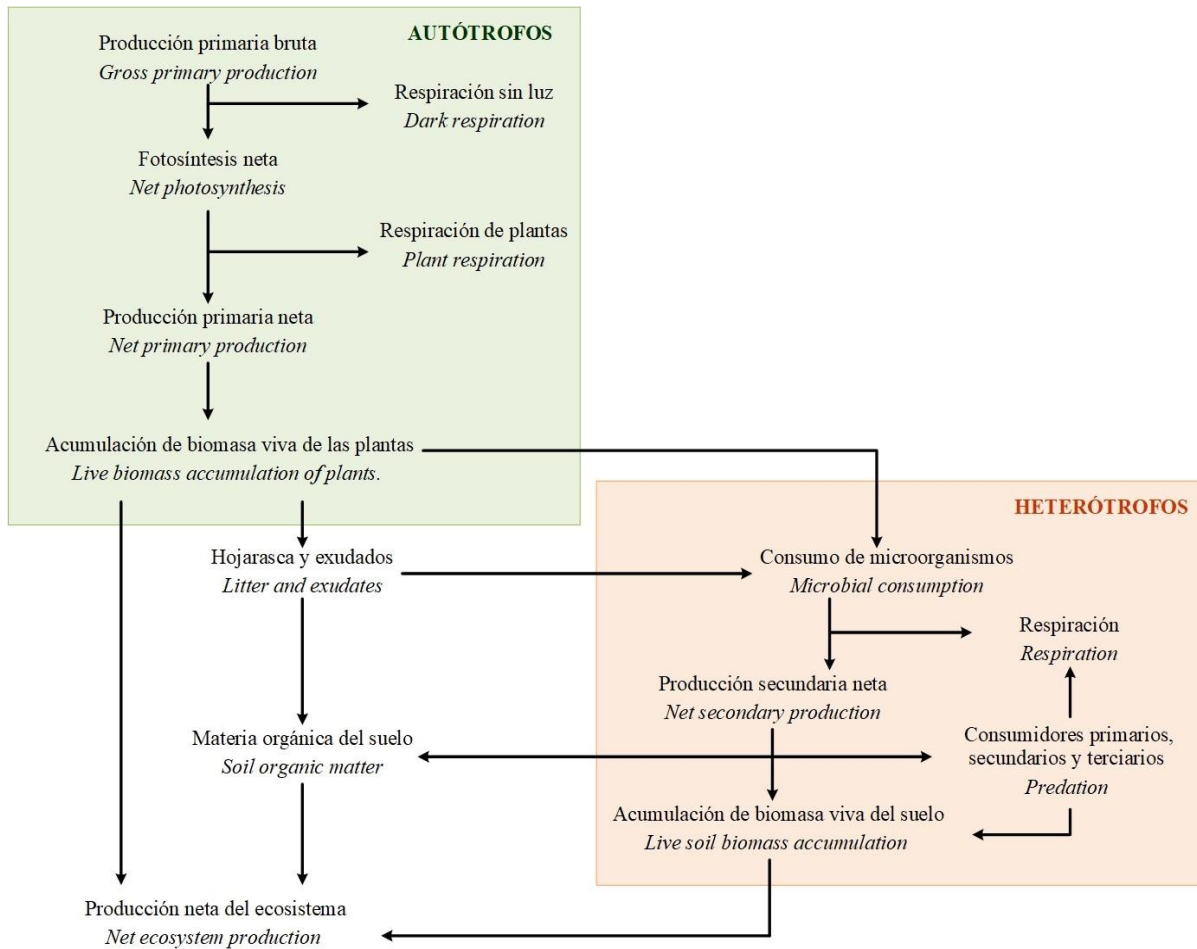


Figura 3. Procesos biológicos del ciclo del carbono. Modificado de Horwath (2015), pág. 344.

La atmósfera como reservorio de carbono, tiene una gran importancia en el ciclo rápido por las concentraciones de carbono inorgánico en forma de CO_2 (Dodds & Whiles, 2010). Éste es generado, de forma natural, por procesos como la respiración de seres vivos y la descomposición y quema de materia orgánica; y de manera antropogénica, por la combustión de combustibles fósiles y el cambio de uso del suelo (Cole, 2013).

El ciclo rápido del carbono se puede dividir en los siguientes componentes para estudiarlo y cuantificar los flujos entre un reservorio y otro: a) la producción primaria bruta (PPB), que se refiere al carbono atmosférico fijado por las plantas a través de la fotosíntesis y la producción de biomasa (Bolin et al., 2000; Horwath, 2015); b) la producción primaria neta (PPN), que es la PPB menos la respiración de los productores primarios (Bolin et al., 2000; Horwath, 2015), liberándose CO_2 y acumulándose materia orgánica (Pace & Lovett, 2013); c) la producción secundaria neta (PSN), es decir, el consumo de la PPN que se expresa como el

aumento de la biomasa de heterótrofos y las emisiones de CO₂ por los procesos de respiración de consumidores y descomponedores (Strayer, 2013; Street & McNickle, 2019); y d) la producción neta del ecosistema (PNE), que es el carbono restante después de la descomposición de la PPN y la PSN (Bolin et al., 2000; Horwath, 2015) (Figura 3).

La PNE en términos anuales representa el cambio en las existencias de carbono para un sitio en específico y, de ser posible, debe incluir las pérdidas de carbono del sitio por flujos de CH₄ además de las de CO₂, así como la exportación de otras formas de carbono (a través de la conectividad hidrológica con otros sitios) como el carbono orgánico disuelto (COD) (Goldenfum, 2010). Cabe resaltar que en el ciclo rápido del carbono se conjugan casi todas las reacciones biológicas, que pueden generar o consumir energía (Tabla 1).

A partir de lo anterior se puede concluir que los dos principales reservorios del ciclo del carbono terrestre son la biomasa y el suelo. La biomasa se puede clasificar en biomasa superficial y biomasa subterránea. La biomasa superficial se compone, por ejemplo, de troncos, ramas, hojas, flores y frutos, mientras la biomasa subterránea de raíces. Como se describió, una porción del CO₂ asimilado en la biomasa por la fotosíntesis (PPB) de las plantas retorna a la atmósfera con la respiración de la biomasa superficial. Al mismo tiempo, los depósitos de carbono del suelo son formados con la acumulación de materia vegetal (Hannah, 2015), permaneciendo ahí largo tiempo (Horwath, 2015).

Desde la superficie terrestre, el CO₂ se libera a través de la respiración del suelo; ésta se constituye a su vez de tres procesos biológicos: la respiración de las raíces, la respiración microbiana y la respiración de la fauna del suelo (Jalota et al., 2018). La respiración conjunta de los descomponedores y consumidores refleja que al menos el 90% del carbono neto fijado en un ecosistema (PPN) se libera hacia la atmósfera como CO₂, siendo la microbiota heterótrofa la responsable de la mayor parte de esta liberación. La biomasa y residuos orgánicos son también transformados en CH₄ por bacterias y hongos. Además, los consumidores aceleran el proceso de transformación de la materia orgánica en compuestos inorgánicos de bajo peso molecular como los minerales (mineralización), metabolizando el carbono fijado por las plantas y liberando CO₂ (Reichle, 2020).

Tabla 1. Resumen de las reacciones biológicas clave dentro del ciclo del carbono (Cole, 2013).

Proceso biológico	Descripción
Fotosíntesis oxigénica	<p>Principal vía fotosintética de las plantas y microorganismos fotosintéticos. Se genera oxígeno y el CO₂ se reduce a compuestos orgánicos. La luz es la fuente de energía y el agua actúa como donante de electrones (hidrógeno). Resumida en la expresión:</p> $CO_2 + H_2O + Luz \rightarrow (CH_2O)_n + O_2$ <p>Siendo (CH₂O)_n los productos glúcidos.</p>
Fotosíntesis anoxigénica	<p>Se obtiene carbono orgánico a partir de CO₂ sin generar oxígeno en el proceso. Es otro proceso de fijación de dióxido de carbono donde la luz funciona como fuente de energía, sin embargo, los donantes de electrones son compuestos como el dihidrógeno (H₂) y el sulfuro de hidrógeno (H₂S). Este proceso suele ocurrir en ambientes como la interfase óxido-anóxica. Se obtiene:</p> $CO_2 + 2H_2S + Luz \rightarrow (CH_2O)_n + H_2O + 2S$
Quimiosíntesis	<p>La energía necesaria para reducir el CO₂ a materia orgánica es obtenida a partir de la oxidación de compuestos químicos reducidos, como el amonio (NH₄), CH₄, H₂S y el ion hierro (Fe⁺²) en el medio. Además, la presencia de oxígeno es requerida en la mayoría de las reacciones como vehículo de oxidación. La oxidación del NH₄ por parte de las bacterias del género <i>Nitrobacter</i> es un ejemplo de este proceso:</p> $NH_4^+ + 1.5 O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + 2H_2O$
Respiración aerobia	<p>Es la reacción fundamental de los organismos aerobios, siendo el tipo más moderno de oxidación biológica de materia orgánica en la que el agente oxidante es el oxígeno y el agente reductor la materia orgánica. En esencia, es la operación inversa a la fotosíntesis oxigénica. El CO₂, agua y energía son los productos finales.</p> $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + \text{salida de energía}$
Respiración anóxica	<p>Común en ambientes con baja presencia de oxígeno como suelos inundados y cuerpos de agua estratificados. Los productos finales son el carbono inorgánico (HCO₃⁻ o CO₂), energía y formas simplificadas de los receptores de electrones (S⁻² y NO₂⁻). La metanogénesis de las arqueas metanógenas es muestra de esto:</p> $CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4$

En general, los compuestos de carbono que se mueven desde el ciclo rápido hacia el almacenamiento en reservorios de largo plazo (por causa de la integración y deposición de material orgánico que ya no participa del ciclo rápido), pasan a formar parte del ciclo lento. Este proceso se desarrolla a lo largo de millones de años y contrasta con los procesos de interacción en escalas de tiempo más pequeñas descritos arriba (Hannah, 2015).

Otro reservorio de carbono muy importante en el planeta es la hidrósfera, en particular, los océanos, al ser éstos un eslabón clave del ciclo de carbono global y el equilibrio de CO₂ atmosférico. Esto porque los océanos contienen alrededor de cincuenta veces más carbono que la atmósfera, absorbiendo alrededor del 30% de los GEI antropogénicos. Los procesos biológicos fundamentales en el océano son la fotosíntesis, la respiración y la bomba biológica de carbono. La fotosíntesis es ejercida por el fitoplancton, mientras que la respiración es producida tanto por el fitoplancton como por el zooplancton. La bomba biológica de carbono, por su parte, ocurre gracias a la precipitación de la materia orgánica por la columna de agua hasta el fondo oceánico, donde se acopla al sedimento y entra en el ciclo lento del carbono (Hannah, 2015).

El carbono, a su vez, puede presentarse en formas orgánicas e inorgánicas. El carbono inorgánico disuelto (CID) está presente en todas las aguas naturales y suele ser forma más abundante de carbono en este medio. El CID se define como la suma de CO₂, iones de bicarbonatos y carbonatos ($CID = CO_2 \text{ disuelto} + HCO_3^- + CO_3^{2-}$). Este CO₂ tiene dos orígenes, la concentración ya existente de CO₂ en el agua y la transformación del ácido carbónico (H₂CO₃). No obstante, a pesar de que el CO₂ se intercambia con facilidad en la interfase agua-aire, las aguas superficiales continentales tienden a estar sobresaturadas de carbono con respecto a la concentración atmosférica (Cole, 2013).

Por otro lado, el carbono orgánico se clasifica en carbono orgánico disuelto y carbono orgánico particulado (COP). El COD se puede agrupar en compuestos húmicos (con alto peso molecular, causantes del tono café del agua) y compuestos no húmicos (carbohidratos, proteínas, aminoácidos, lípidos y otras biomoléculas de bajo peso molecular). Asimismo, el COP se puede clasificar, por el tamaño de sus partículas, en fracciones finas y gruesas (Dodds & Whiles, 2010).

2.2. Gases de efecto invernadero (GEI).

Los GEI son compuestos gaseosos que pueden emitir radiación ultravioleta dentro de un rango infrarrojo térmico; estos gases retienen el calor en la atmósfera inferior, evitando así que escape hacia el espacio. Esto último, conocido como efecto invernadero, es el proceso natural por medio del cual la superficie de la Tierra mantiene las condiciones óptimas para el desarrollo de la vida. No obstante, la intensidad de este fenómeno depende de la temperatura de la superficie del planeta y la concentración de los GEI en la atmósfera (Yoro & Daramola, 2020).

Los GEI más comunes incluyen el vapor de agua (H_2O), clorofluorocarbonos ($CFCl_3$ y CF_2Cl_2), hidrofluorocarbonos (HFC), CO_2 , monóxido de dinitrógeno (N_2O) y ozono (O_3). Sin embargo, las investigaciones han señalado que los GEI de atención primordial son el CO_2 , dióxido de azufre (SO_2), CH_4 y N_2O , dada su alta capacidad de retener calor (MacKay & Khalil, 2000; Yoro & Daramola, 2020). Cada GEI tiene características fisicoquímicas particulares y, por lo tanto, diferentes capacidades para retener calor. Para estimar el impacto conjunto de los GEI sobre el calentamiento global se puede tomar al CO_2 como referencia y estandarizar la contribución de los demás gases usando factores de conversión, resultando en la unidad de medida del dióxido de carbono equivalente ($CO_{2\ eq}$) (D'Agosto, 2019).

Las emisiones de GEI en entornos terrestres y acuáticos naturales son dominadas por CO_2 , CH_4 y N_2O (Goldenfum, 2010). Los incendios forestales y las emisiones desde océanos, humedales, permafrost y volcanes, son las principales fuentes naturales de GEI. El análisis sobre la emisión natural de GEI es complejo y la comprensión entorno a la absorción y emisión de carbono en cada uno de los subsistemas del ciclo es aún incierta. A pesar de esto, se ha estimado que la cantidad total de GEI absorbidos por los ecosistemas oceánicos y terrestres es entre 14.4 a 26.5 Gt $CO_{2\ eq}$ por año, similar a la magnitud estimada de emisiones desde los sistemas naturales (18.13 a 39.3 Gt $CO_{2\ eq}$) (Yue & Gao, 2018).

Como tal, el sistema natural de la Tierra puede considerarse autoequilibrado, pero las emisiones de GEI relacionadas con las actividades humanas ejercen una presión hacia el incremento de las concentraciones de GEI en la atmósfera (Yue & Gao, 2018). Este acelerado incremento está ocasionando un sostenido calentamiento global (IPCC, 2021), causando que

el análisis de las fuentes de GEI y la gestión de la reducción de emisiones antropogénicas sea fundamental para la mitigación del cambio climático.

2.2.1. Dióxido de carbono (CO₂).

Es un gas incoloro e inodoro en condiciones normales, más denso que el aire, poco tóxico y no combustible. Tiene una solubilidad del 0.2% a 25 °C y una presión de vapor de 56.5 atm a 20 °C, con cada átomo de carbono unido al oxígeno a partir de dobles enlaces (National Center for Biotechnology Information, 2021a; National Institute for Occupational Safety and Health, 2007), con una vida atmosférica promedio muy variable (Forster et al., 2021). El CO₂ es generado bajo condiciones óxicas y anóxicas, tanto en el medio acuático como en suelos inundados, suelos no inundados, sedimentos y depósitos de carbono, siendo consumido por los productores primarios en la zona fótica del planeta (Goldenfum, 2010).

Este gas se produce en los sistemas agrícolas y forestales a partir de la oxidación autótrofa o heterótrofa del carbono en la materia orgánica y la meteorización química de minerales con carbonatos. En la agricultura, se emite por el uso de fertilizantes y pesticidas inorgánicos. En el suelo, se emite por mineralización del carbono orgánico presente, donde los microorganismos utilizan el elemento como fuente de energía, liberando el CO₂ en el proceso (Jalota et al., 2018).

El CO₂ es almacenado durante períodos más largos que los estacionales (ciclo lento del carbono) cuando la materia orgánica (como raíces y plantas muertas) es enterrada y compactada en el suelo, conformando depósitos de carbono subterráneos (Whitesell, 2011). Las emisiones antropogénicas de CO₂ surgen de una variedad de actividades humanas como la industria, la agricultura y las tareas domésticas. La mayor parte de estas emisiones se derivan del uso de combustibles fósiles (carbón, petróleo y gas natural) y la deforestación y cambio de uso de suelo. Durante la deforestación de bosques, la descomposición o quema de la biomasa leñosa talada convierte, al carbono almacenado como celulosa en la madera, en CO₂. También, los procesos industriales como la fabricación de cemento liberan CO₂ al calentar CaCO₃ (Kirk-Davidoff, 2018). Aproximaciones indican que durante el 2011 el 50% de las emisiones de CO₂ se originaron por el sector energético, seguido de actividades de transporte (21%), la industria en general (19%) y otras actividades minoritarias (10%) (D'Agosto, 2019).

2.2.2. Metano (CH₄).

Conformado por un carbono unido por enlaces simples a cuatro átomos de hidrógeno, es un gas incoloro, inodoro, no tóxico, pero inflamable, destacado como combustible fósil, GEI y metabolito bacteriano (National Center for Biotechnology Information, 2021b) con una vida atmosférica promedio de 11.8 años (Forster et al., 2021). El CH₄ es emitido hacia la atmósfera, en general, por tres vías: difusión por gradientes de concentración en la interfaz superficie-atmósfera, la formación de burbujas (ebullición) y el transporte por tejido vegetal (aerénquima) de las plantas (Hernández, 2010).

Desde el suelo, el CH₄ es producido por los microorganismos y consumido por la microbiota que vive en él (metanógenos y metanótrofos). Los organismos metanógenos suelen producir más CH₄ del que los metanótrofos consumen en condiciones anaeróbicas o anóxicas, en especial en sedimentos, siendo este sobrante el que escapa hacia la atmósfera. Los suelos de altitudes altas suelen tener buen drenaje, lo que favorece las condiciones óxicas y, por consiguiente, la oxidación aeróbica del CH₄. En cambio, en los suelos de bajas altitudes pueden prevalecer condiciones anóxicas debido al restringido drenaje, aumentando la producción de CH₄ en comparación a su tasa de oxidación y consumo, convirtiéndose en fuente de CH₄ atmosférico (UNESCO/IHA, 2008).

Entonces, las emisiones de CH₄ son más relevantes en los suelos de humedal que en los agrícolas (drenados), ya que los primeros tienen condiciones anóxicas que facilitan los procesos de metanogénesis (Drewer et al., 2018). Por otro lado, en los sistemas acuáticos, las aguas poco profundas con alta concentración de oxígeno tienen una menor tasa de generación y emisión de CH₄ a la atmósfera (Casper et al., 2000), con la posibilidad de comportarse como sumideros de CH₄ gracias a los organismos que pueden oxidar el CH₄ a CO₂ (Goldenfum, 2010)

El CH₄ también es generado de fuentes antropogénicas, por ejemplo, los vertederos de desechos sólidos (por la digestión anaeróbica de residuos orgánicos frescos), la ganadería (por la fermentación ruminal) y la explotación de combustibles fósiles. Sin embargo, el mayor generador de CH₄ es, igual que con el CO₂, el sector energético, contribuyendo con la producción y uso de carbón, gas natural y petróleo, en sistemas de combustión fijos y móviles. En la tropósfera, este gas sufre una serie de reacciones iniciadas por el radical hidroxilo

(OH), el cual extrae un átomo de hidrógeno y genera el radical metilo reactivo (CH_3) que sigue perdiendo radicales de hidrógeno hasta que reacciona con el oxígeno atmosférico, formando CO_2 (Aresta & Dibenedetto, 2021; Goldenfum, 2010).

Una molécula de CH_4 en la atmósfera, por lo general, sobrevive un poco menos de diez años antes de convertirse en CO_2 a través las transformaciones químicas (Whitesell, 2011). Además, el CH_4 puede llegar a tener de 28 a 36 veces la capacidad de retención de calor en la atmósfera en comparación al CO_2 (Yoro & Daramola, 2020). Por esto, el CH_4 es considerado uno de los GEI de mayor interés, ya que reducir las emisiones de este gas es fundamental para mitigar el cambio climático.

En cuanto a la representación y cuantificación de las afectaciones por GEI, se suelen usar unidades con bases físicas y económicas para este fin (Forster et al., 2021). En las políticas climáticas y estudios de emisiones pueden distinguirse dos sistemas de valorización: el índice del potencial de calentamiento global (GWP por sus siglas en inglés) de los GEI como indicador físico y el costo social del carbono (SCC por sus siglas en inglés) como indicador económico (Pendleton et al., 2012).

El GWP es una medida de cuánta energía (en forma de calor) absorbe 1 ton de cierto GEI durante un período de tiempo determinado en contraste con las emisiones de 1 ton de CO_2 . Rosentreter & Williamson (2020) recomiendan usar el GWP con un plazo de 20 años (GWP_{20}) para alinearse a las políticas climáticas actuales. Al-Haj & Fulweiler, (2020b) por su parte, argumentan que un plazo de 100 años (GWP_{100}) es más acorde para la comparación de la tasa de asimilación de carbono para ecosistemas en restauración. En 2021 el IPCC fijó los valores del GWP para el metano (no proveniente de fuentes fósiles) en 80.8 ± 5.8 (para el GWP_{20}) y 27.2 ± 11 (para el GWP_{100}); pero para emisiones de metano en general es plausible usar 81.2 para GWP_{20} y 27.9 para GWP_{100} , obviando el valor de 1 para las emisiones de CO_2 al ser este gas la base comparativa del sistema (Forster et al., 2021).

Por otro lado, el SCC es una estimación del costo de los daños asociados al aumento de las emisiones de carbono en un año determinado; tiene la intención de incluir (pero no limitarse a) los cambios en la productividad agrícola, la salud humana, los daños a la propiedad por el aumento del riesgo de inundaciones y el valor de los servicios ecosistémicos debido al cambio climático (Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, 2010). En

2021 se han adoptado los valores de \$51 USD por tonelada generada de CO₂ y \$1,500 USD por tonelada generada de CH₄ (Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, 2021).

2.3. Mecanismos de transferencia de GEI a la atmósfera desde el suelo o agua.

Los principios de la dinámica de fluidos son fundamentales para dimensionar los procesos de flujo y transporte en todas las escalas del medio ambiente, desde la atmósfera, los océanos y otros cuerpos de agua, el suelo y hasta los flujos subterráneos de agua (Stone, 2013). Los principales mecanismos de intercambio gaseoso hacia la atmósfera son cuatro: la difusión por interfases agua-atmósfera o suelo-atmósfera, la ebullición, el transporte por macrófitas y demás plantas acuáticas (también llamado ventilación, común en áreas litorales) (Boon, 2000; Casper et al., 2000; Goldenfum, 2010; Hernández, 2010; Laing et al., 2008; Lovelock et al., 2019; Mitsch & Gosselink, 2015; UNESCO/IHA, 2008), y el flujo originado desde almacenes de carbono derivados de la acumulación en cuerpos de agua estratificados o congelados (Kumar et al., 2019; Sanches et al., 2019; Sepulveda-Jauregui et al., 2015; Siczko et al., 2020).

El intercambio de gases en la interfase agua-aire está influenciado por condiciones químicas y físicas, destacando en el aspecto químico el gradiente de concentración a través de la interfase y en el aspecto físicos la difusión turbulenta y molecular del gas. Dependiendo del GEI, el mecanismo de intercambio agua-atmósfera difiere debido a la solubilidad, la presión parcial reinante y la concentración en la que estén presentes (Bade, 2009).

La solubilidad y la reactividad en el agua de cada gas determinan si la transferencia estará limitada en la capa límite del agua o del aire, correspondiente a la interfase agua-aire. Para gases con baja solubilidad, la resistencia a la transferencia de gas es predominante en la capa límite del agua; en comparación, el intercambio de gases con alta solubilidad y su reactividad están limitados por la transferencia a través de la capa límite (frontera) del aire. Los gases con una solubilidad media experimentan resistencia en el agua y en el aire, dependiendo en parte de las condiciones de turbulencia y la temperatura. Por ejemplo, con vientos más fuertes la resistencia de la capa límite del aire destaca ante la capa límite del agua (Donelan & Wanninkhof, 2002).

Los gases inorgánicos (O_2 , N_2 , CO_2 , H_2S y NO_x) son volátiles lo suficiente como para ignorar la capa límite en la fase gaseosa. Debido a que el coeficiente de difusión molecular de los solutos inorgánicos típicos abarca un rango de valores limitado, la transferencia de gases inorgánicos está dominada por las características hidrodinámicas del agua, es decir, indiferente a las propiedades del gas (Stumm & Morgan, 1995), haciendo que en los gases con baja solubilidad como el CO_2 la resistencia en la fase acuosa domine la transferencia del gas en la interfase agua-aire (Komori, 2013).

Con respecto a la interfase suelo-aire, existen dos vías de intercambio gaseoso hacia la atmósfera: la convección y la difusión. En la primera, la fuerza de movimiento se origina por el gradiente de la presión del gas. En la segunda, la fuerza es causada por el gradiente de concentración. Dicho esto, el consenso general apunta a la difusión como el principal mecanismo de intercambio de gases en la fase suelo-atmósfera. (Hillel, 1980; Medina-Orozco, 2019).

2.3.1. Difusión.

Las moléculas de cualquier especie en una solución heterogénea tienden a migrar desde una zona donde su concentración es mayor hacia donde es menor, en una tendencia para lograr un estado de concentración y composición uniforme (Hillel, 1980). En presencia de un gradiente de concentración de gas, la agitación molecular es responsable de la transferencia de masa, denominada difusión, aunque este término es aplicable también al momento y al calor (Monteith & Unsworth, 2013). El transporte difusivo de gases como O_2 y CO_2 en el suelo ocurre de forma parcial en la fase gaseosa y en la fase líquida. La difusión a través de los poros llenos de aire mantiene el intercambio de gases entre la atmósfera y el suelo, mientras que la difusión a través de la columna de agua (con altura variable) mantiene el suministro de oxígeno y la emisión de CO_2 de la biota (Hillel, 2003).

La composición gaseosa del suelo depende de las condiciones de aireación. En un suelo bien aireado, los componentes gaseosos atrapados en los poros no difieren demasiado de la composición y concentración de los gases en la atmósfera, excepto por una mayor humedad relativa (pues el aire del suelo por lo normal está casi saturado de vapor) y una mayor concentración de CO_2 (es decir, el CO_2 constituye de 0.2 a 1% de la concentración total de gases en el suelo, en comparación con el 0.03% de la concentración total de gases en la atmósfera).

En un suelo con aireación restringida (bajo inundación, por ejemplo), la concentración de O_2 puede disminuir y la del CO_2 aumentar de manera significativa. Si la aireación es restringida por mucho tiempo, la reducción química toma protagonismo, haciendo que gases como el CH_4 , monóxido de dinitrógeno y sulfuro de hidrógeno sean emitidos en cantidades considerables (Figura 4) (Hillel, 1971).

El intercambio de gases entre los cuerpos de agua y la atmósfera se produce, en lo habitual, por difusión a través de una delgada capa límite en la interfase agua-atmósfera, controlada en parte por el gradiente de gas sobre la interfase (la diferencia en la concentración de gas entre el agua y la atmósfera) y la eficiencia del intercambio de gas (velocidad de transferencia del gas) (Bade, 2009; Kokic, 2017). El intercambio de gases de la interfase sedimento-agua también se produce por medio de la difusión en la capa límite, sumándose la advección turbulenta y la bioturbación por el movimiento de la fauna del fondo (Kokic, 2017).

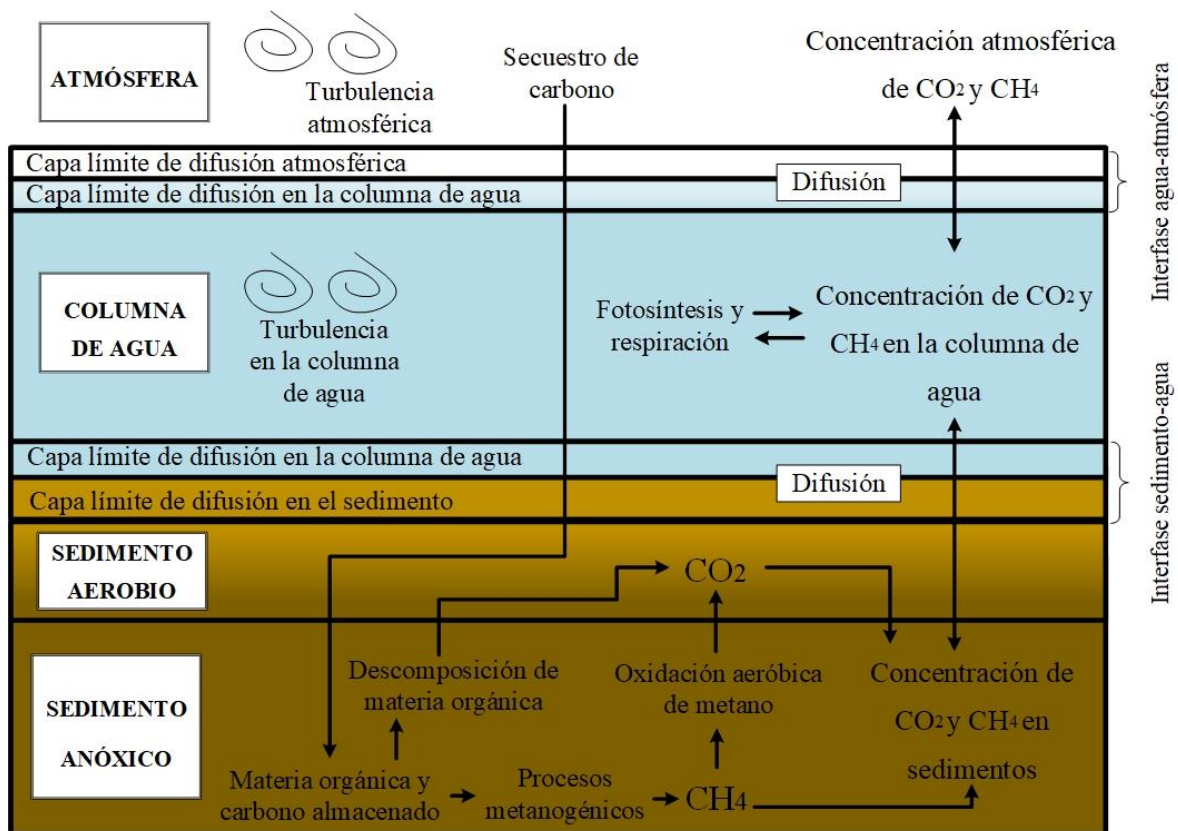


Figura 4. Dispersión de gases en humedales. Basado en Bade (2009), Donelan & Wanninkhof (2002), Figueruelo Alejano & Dávila (2004) y Kokic (2017).

2.3.2. Ebullición.

La ebullición es el proceso por el que un gas contenido en el sedimento es liberado hacia la atmósfera, pudiendo ser CO_2 , CH_4 o N_2O , pero resaltando el CH_4 en los humedales (Medina-Orozco, 2019). Los gases generados en el sedimento de sistemas acuáticos se disuelven por lo general en el agua intersticial. Por ejemplo, gases poco solubles como el CH_4 se agrupan en burbujas que aumentan su tamaño hasta desprenderse del sedimento y migrar a la superficie (Kokic, 2017) (Figura 5). En grandes profundidades las burbujas suelen disolverse en la columna de agua durante su traslado hacia la atmósfera (Goldenfum, 2010).

En columnas de agua poco profundas las burbujas son sometidas a menor presión hidrostática antes de escapar hacia a la atmósfera, por lo que los cambios en la presión del aire (que inducen la ebullición) contribuyen al escape de las burbujas. Además, los cambios de presión inducidos (por ejemplo, por el movimiento de las olas en las zonas litorales) pueden facilitar la liberación de burbujas en sedimentos poco profundos (Bastviken et al., 2004).

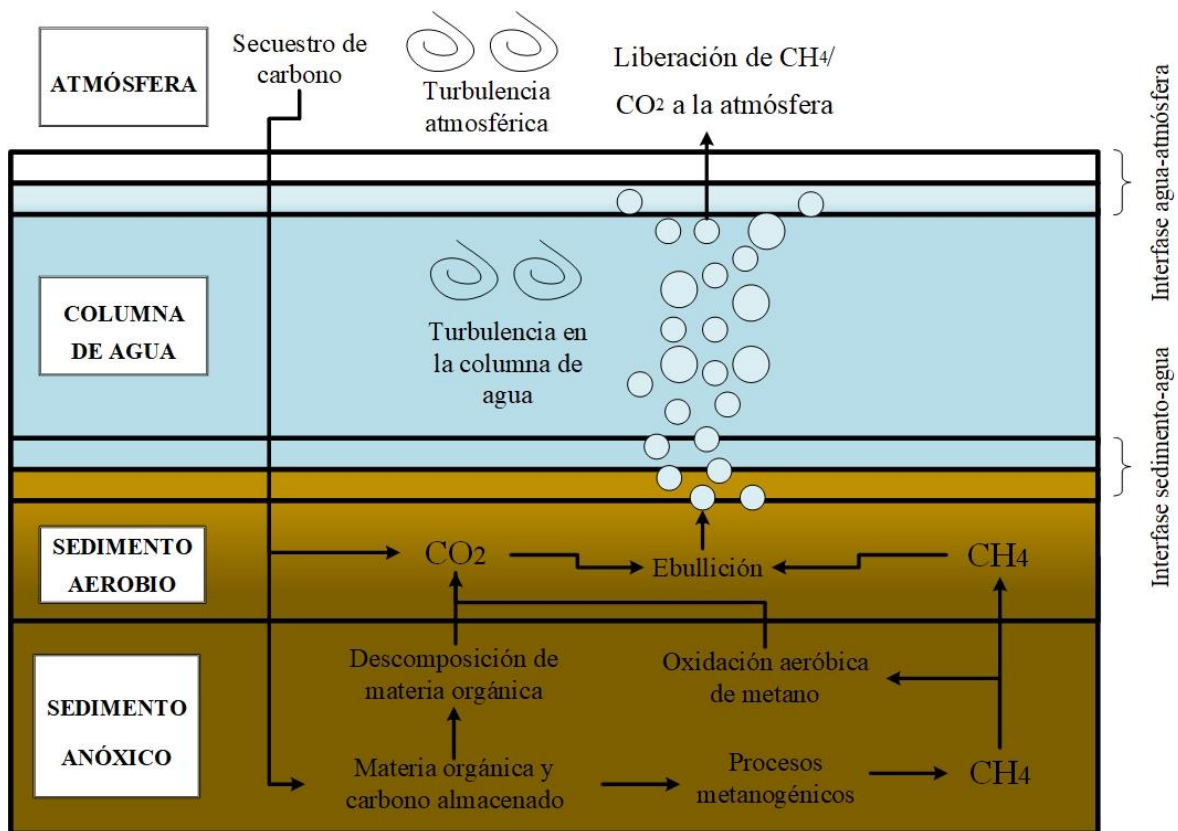


Figura 5. Ebullición de gases en humedales. Basado en Bastviken et al. (2004), Goldenfum (2010) y Limpert et al. (2020).

El CH₄, con su baja solubilidad en agua, se emite a la atmósfera por medio de la difusión, esto sólo si la tasa de producción del gas es baja, en cambio, si la tasa de producción excede la tasa de difusión, las concentraciones de CH₄ aumentarán hasta el punto de que se acumulen formando burbujas. Estas burbujas no se desprenden al instante de los sedimentos, a menudo requieren algún tipo de alteración, perturbación o turbulencia, como un cambio en la presión (atmosférica o hidrostática), en la temperatura o algún otro tipo de perturbación física (Bade, 2009; Chanton & Whiting, 2009).

El contenido de CH₄ en estas burbujas puede ser entre 10 y 90%, y por lo regular está en equilibrio con las concentraciones en el agua intersticial (Chanton & Whiting, 2009). En caso de monitorear las emisiones de CH₄, se debe considerar que la ebullición no es un proceso continuo, por lo que es importante que el periodo de observación se extienda durante días o semanas para poder percibir este proceso (Goldenfum, 2010).

2.3.3. Transporte gaseoso por vegetación.

Las macrófitas tienen influencia sobre el flujo de gases (O₂, CO₂, CH₄ y gases azufrosos), en ecosistemas acuáticos pues al hallarse sus raíces en sedimentos con baja presencia de oxígeno, es necesario abastecerse de éste por el intercambio gaseoso con la atmósfera (Figura 6) (Bade, 2009; Chanton & Whiting, 2009; Schütz et al., 1991). El O₂ se suministra a las raíces al mismo tiempo en el que otros gases son transportados desde el sedimento a la atmósfera, y a medida que las raíces consumen O₂, se produce y disuelve CO₂ en el agua (Bade, 2009).

Esta liberación de gases es inducida a su vez por dos mecanismos: la difusión molecular y la diferencia de presiones (Boon, 2000; Schütz et al., 1991); siendo éste último mecanismo regulado por los gradientes de humedad y temperatura entre la atmósfera y la planta (Armstrong et al., 1996; Medina-Orozco, 2019; Rejmankova, 2011).

Para facilitar la circulación de gases, las plantas desarrollaron amplios espacios intercelulares en los tallos y raíces, interconectados y que representan hasta el 70% del volumen total de raíces en algunos individuos (Chanton & Whiting, 2009; Keddy, 2010; Schütz et al., 1991).

En la mayoría de las plantas enraizadas, la liberación de gases ocurre por la hoja, variando la magnitud de los gases emitidos en función de la estructura, porosidad, densidad de las raíces y la resistencia interna del flujo de gas en el sistema vegetal (Medina-Orozco, 2019).

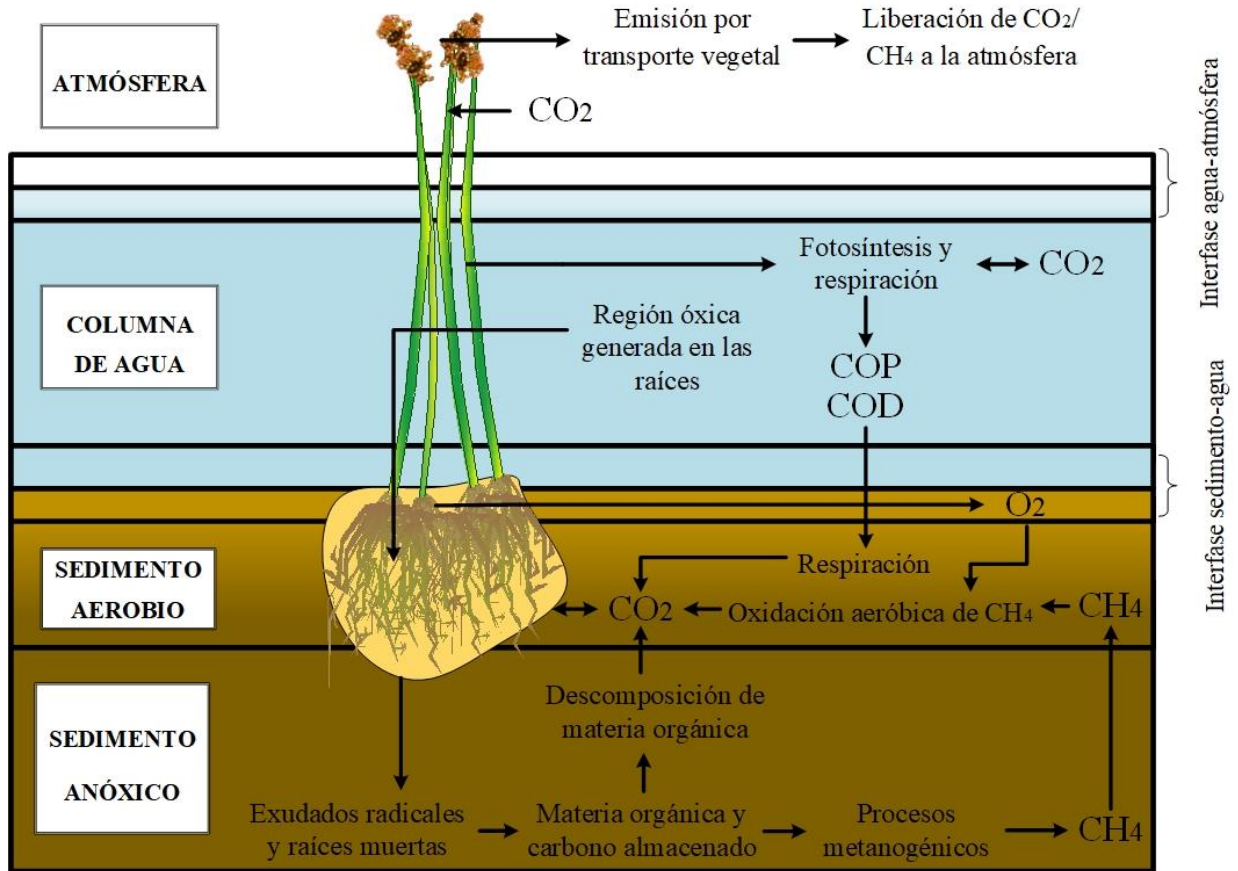


Figura 6. Transporte de gases por la vegetación en humedales. COD: Carbono orgánico disuelto; COP: Carbono orgánico particulado. Basado en Li et al. (2010); Limpert et al. (2020) y Mitsch & Gosselink (2015).

En las zonas con cobertura vegetal de un humedal, las emisiones de CH_4 provienen en mayor proporción del transporte de las macrófitas, seguidas por la difusión molecular. Caso contrario, en sitios sin cobertura vegetal, la vía de emisión principal es la ebullición, pues la producción de CH_4 tiende a elevar la suma de las presiones parciales de los gases disueltos por encima de la presión hidrostática en el sedimento, formando burbujas. El consumo de O_2 en las partes subterráneas de las plantas conduce a la difusión de gases desde los brotes a las raíces y rizomas, mientras que el CO_2 y/o CH_4 sigue la ruta de difusión en sentido opuesto (Figura 7) (Laanbroek, 2010; Rejmankova, 2011).

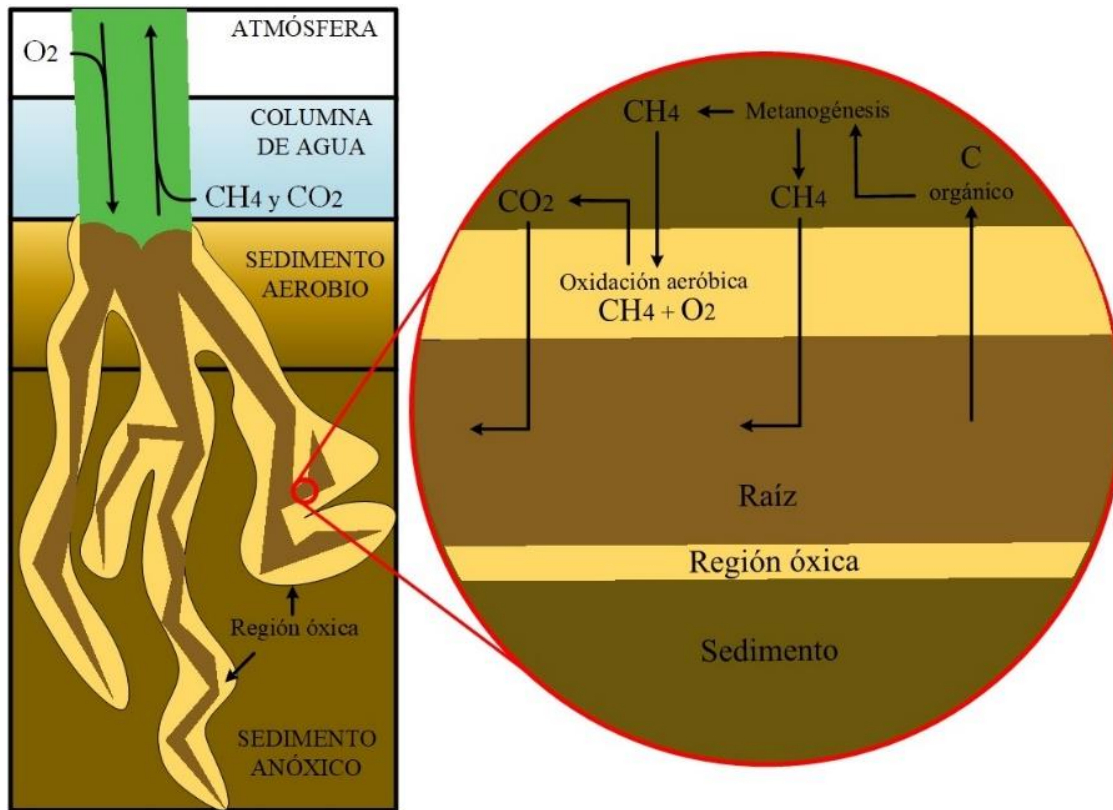


Figura 7. Vista de los procesos radicales en el transporte vegetativo de gases. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 572.

La convección sin flujo continuo, es decir, el flujo unidireccional de la atmósfera al sedimento (o viceversa) puede ser impulsada por el bombeo en la columna de agua y el consumo o producción de gas subterráneo. Dado que el O_2 se consume en las raíces y genera CO_2 , la posterior disolución de ese CO_2 en el agua intersticial puede provocar un déficit de presión del 20% en la concentración de O_2 del aire, resultando este déficit de presión en el movimiento de gas hacia las raíces (convección sin flujo continuo). La convección con flujo continuo (también conocida como ventilación presurizada o flujo circular entre la atmósfera y el rizoma) es impulsada por los procesos de ósmosis y la evaporación del agua (Chanton & Whiting, 2009).

El CH_4 disuelto en el agua intersticial representa la mayor parte del inventario de este gas, variando las cantidades por estación, pues suele tener una baja solubilidad durante el verano (Chanton & Dacey, 1991), destacando a las plantas como un medio de transporte efectivo de CH_4 a la atmósfera, pues permiten que el CH_4 producido en el sedimento anaeróbico eluda la interfaz sedimento-agua, que suele ser una zona de oxidación aeróbica del gas en la cual

se transforma en CO_2 (Chanton & Whiting, 2009). Incluso los restos de plantas muertas funcionan también como medios de emisión de gases entre las interfases sedimento-agua y agua-atmósfera (Jeffrey et al., 2019).

2.3.4. Flujos almacenados en cuerpos de agua congelados o estratificados.

Esta dinámica de flujo es característica de los lagos con estratificación de la columna de agua o que experimentan congelación de la capa superficial, por lo que su descripción será breve. La ebullición, como se mencionó, es un proceso muy común en los lagos, gracias a su poca profundidad (Sanches et al., 2019). Durante el invierno estos cuerpos de agua experimentan aportes hidrológicos reducidos, bajas temperaturas y disponibilidad de luz heterogénea, resultando esto en la alteración de la dinámica de flujos de CO_2 y CH_4 debajo del hielo (Denfeld et al., 2018).

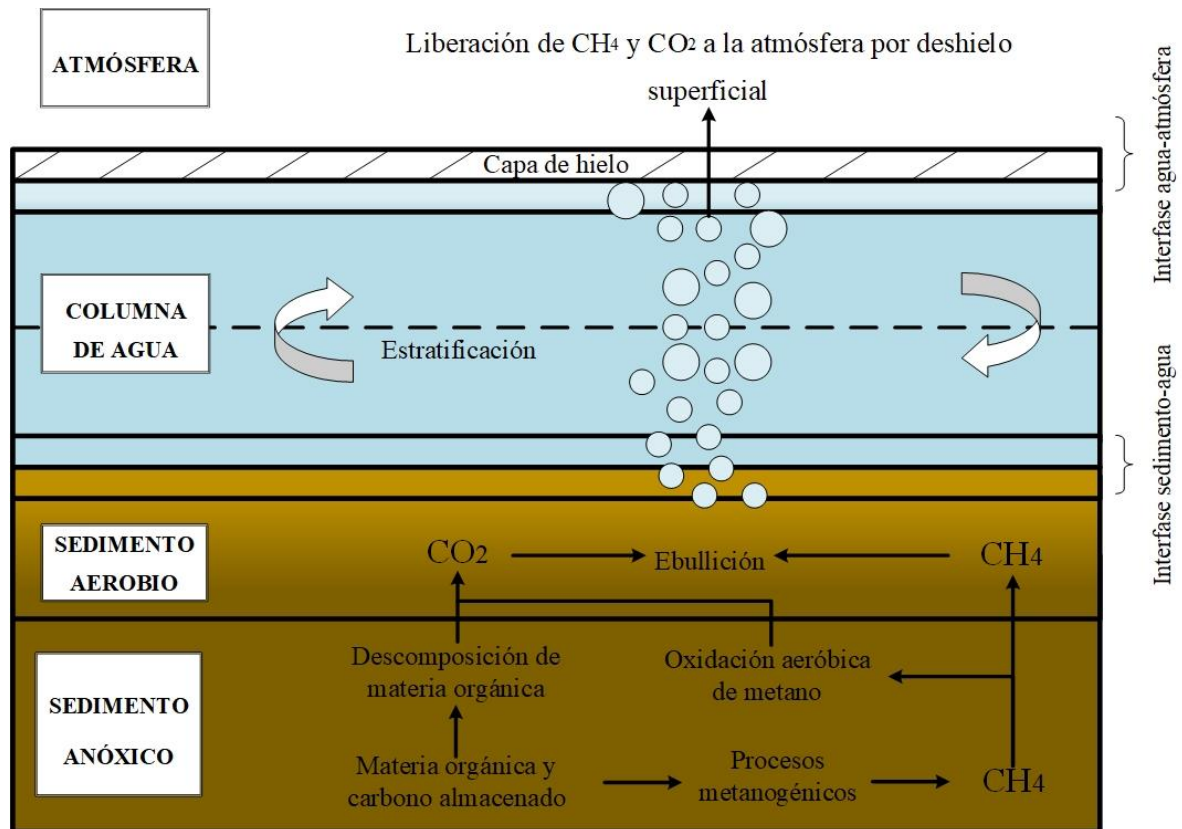


Figura 8. Flujos almacenados de gases en cuerpos de agua congelados y/o estratificados. Basado en Sepulveda-Jauregui et al. (2015).

La ebullición en los sedimentos anóxicos de lagos comprende un flujo significativo de GEI a la atmósfera. Las burbujas suelen quedar atrapadas por la capa de hielo invernal para

liberarse durante el deshielo primaveral. Esta retención de burbujas por congelación constituye un nuevo modo de emisión de gases que antes era excluido de las cuantificaciones anuales de carbono y nutrientes (Figura 8) (Greene et al., 2014). En cuerpos de agua estratificados, el CH₄ es generado en la sección anóxica, acumulándose en la columna de agua durante los períodos de estratificación, y liberándose, como ya se ha mencionado por movimientos inducidos (perturbaciones) en el cuerpo de agua (Iwata et al., 2020; Sanches et al., 2019).

2.4. Metodologías para la medición de las emisiones de GEI.

Dependiendo de la escala espacial y la interfase a muestrear será conveniente usar metodologías acordes a los requerimientos del sitio. Entre las metodologías existentes se pueden mencionar: el cálculo de la difusión a partir de la concentración del GEI en las interfases (*Thin boundary layer*), los marcadores de gases inertes (como el hexafluoruro de azufre, SF₆) que permite medir la evasión del gas de interés, las cámaras instaladas sobre el suelo o la columna de agua (éstas últimas conocidas como cámaras flotantes) y la técnica de covarianza turbulenta o de remolinos, con la que se determinan los flujos para todo el ecosistema (St-Pierre, 2009).

Las tres primeras son usadas para mediciones puntuales, pero la covarianza de remolinos permite obtener el flujo de todo un ecosistema al depender de una torre que analiza, de manera continua, volúmenes constantes de aire a través de un analizador de gases infrarrojos. Las cámaras suelen ser el método predilecto para la medición de CO₂ y CH₄, usándose con interpolaciones lineales y regresiones para estimar los flujos diarios o anuales (Acosta et al., 2019), éstas, recolectan un determinado volumen de aire conocido, volumen que incluye cierta concentración de los gases de interés, todo esto en un determinado intervalo de tiempo (Ryan & Law, 2005).

Estas concentraciones pueden ser analizadas de forma manual almacenando la muestra de aire en una jeringa o vial de vidrio para su posterior análisis por cromatografía; o de forma automática, conectando un analizador de gases a la cámara para medir la concentración en tiempo real (Parkin et al., 2003; St-Pierre, 2009); a su vez, las cámaras pueden clasificarse en cámaras opacas (sólo para medir los flujos de heterótrofos) y transparentes (para flujos de heterótrofos y autótrofos).

La cámara inteligente «*Soil Gas Flux Survey Chamber – Smart Chamber*» de LI-COR Biosciences es un instrumento portátil, autosuficiente en cuestión energética, con GPS y conectividad Wi-Fi, utilizado para la cuantificación de GEI del suelo. Se debe configurar en conjunto a un analizador de gases infrarrojo para obtener las mediciones en tiempo real. Además, viene equipada con una sonda de conductividad eléctrica, temperatura y humedad del suelo Hydra-Probe (Stevens) (LI-COR Biosciences, 2019b). En combinación con esta cámara, el analizador portátil de gases traza LI-7810 de LI-COR Biosciences es un equipo infrarrojo que funciona usando láseres (con 1651 nm de longitud de onda), bajo el principio de retroalimentación óptica con espectroscopía de absorción mejorada por cavidad (*Optical Feedback – Cavity-Enhanced Absorption Spectroscopy* «OF-CEAS») que al conectarse con la cámara permite obtener la medición instantánea de los flujos (LI-COR Biosciences, 2019a).

2.5. Humedales costeros.

En el primer artículo de la convención Ramsar (Ramsar Convention Secretariat, 1994) se ha establecido la definición de un humedal como:

« (...) las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros».

Asimismo, a nivel nacional los humedales son definidos en la legislación mexicana por la Ley de Aguas Nacionales (art. 3, inciso XXX) (Diario Oficial de la Federación, 2020) con la siguiente descripción:

«Las 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».

Los humedales costeros (constituidos por marismas, manglares y estuarios) se encuentran entre los ecosistemas costeros más productivos y dinámicos (Canadell et al., 2021). Cada uno

de ellos ofrece funciones de crianza, alimentación y refugio para muchas especies. También influyen en la calidad del ambiente mediante las transformaciones de nutrientes y el filtrado de contaminantes a lo largo de la transición tierra-río-mar (Polunin, 2008). Para que los humedales costeros salinos puedan ser creados, los sedimentos deben acumularse a través de la transferencia positiva de sedimentos a las regiones costeras poco profundas o en su defecto, los sedimentos existentes deben hacerse tener acceso al agua salada (Möller & Christie, 2019).

En su clasificación, suelen agruparse en cinco tipos: marinos (humedales costeros, lagunas costeras, costas rocosas y arrecifes de coral), estuarinos (deltas, marismas de marea y manglares), lacustres (humedales asociados con lagos), ribereños (humedales adyacentes a ríos y arroyos) y palustres (también conocidos como pantanosos, donde destacan marismas, pantanos y ciénagas) (Ramsar Convention Secretariat, 2016). Como criterios prácticos de identificación, un humedal tiene tres componentes definitorios: suelo hidromórfico, vegetación (hidrófitas y micrófitas) e hidrología (Figura 9) (Hernández, 2010; Pennington & Cech, 2009).

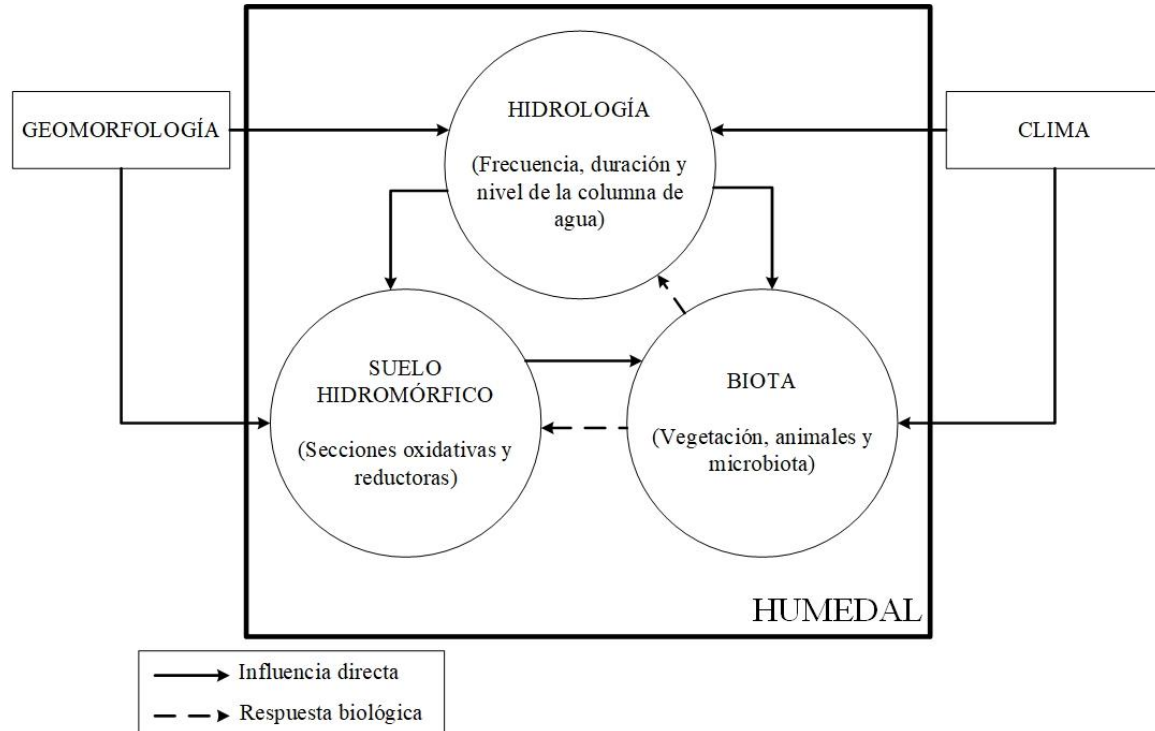


Figura 9. Componentes básicos de un humedal y sus interacciones. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 31.

Estos suelos son divididos en dos tipos: orgánicos y minerales, siendo los suelos minerales aquellos con un contenido de materia orgánica menor al 35%; los suelos orgánicos son constituidos, en general, por restos vegetales en estado de descomposición lenta causada por las condiciones anaeróbicas (Mitsch & Gosselink, 2015). Los humedales costeros saludables almacenan cantidades considerables de carbono en el sedimento y la biomasa, dadas las condiciones inundación, pues algunos humedales tienen un régimen de inundación variable (Marín-Muñiz & Hernández, 2020). De hecho, la dinámica hidrológica y su interacción con la superficie de los humedales costeros controla todos los procesos geomorfológicos y ecológicos que intervienen en la acumulación de carbono, así como en la producción y emisión de CO_2 y CH_4 (Figura 10) (Möller & Christie, 2019).

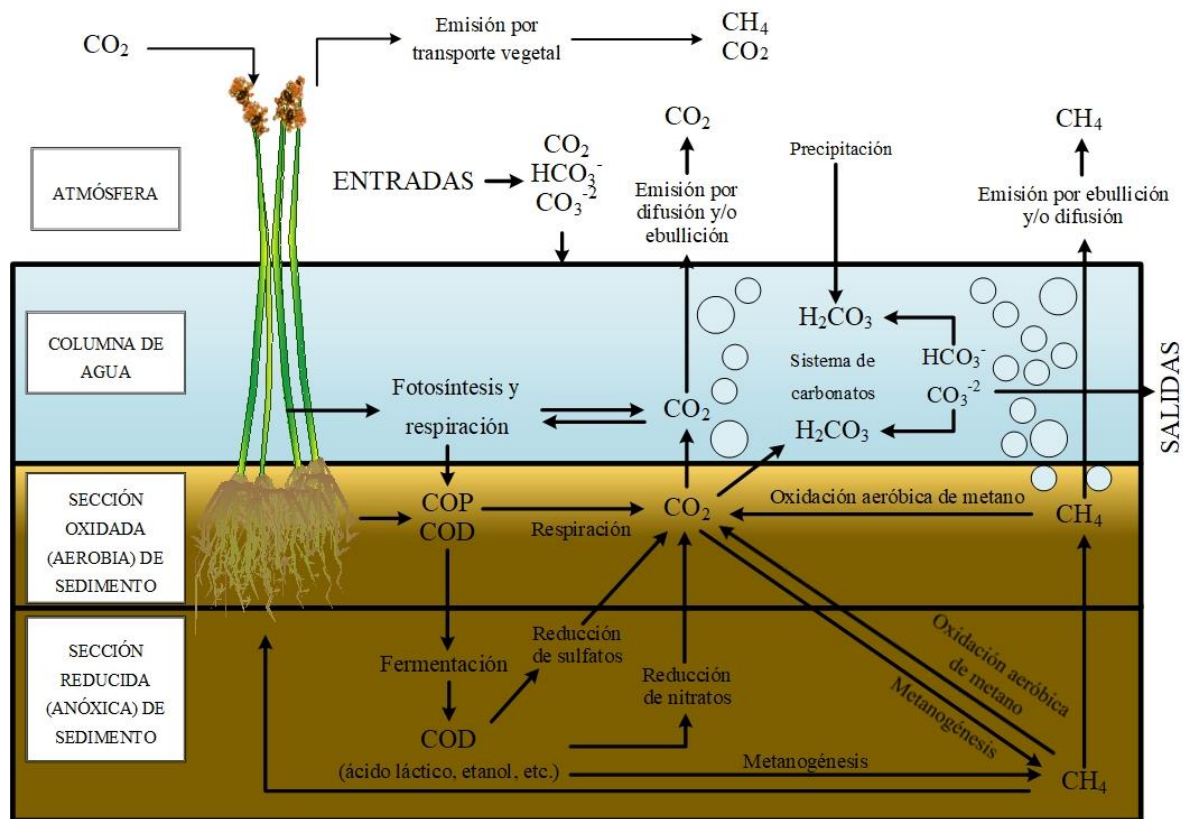


Figura 10. Resumen de la dinámica del carbono y las emisiones de CO_2 y CH_4 en humedales. HCO_3^- : anión bicarbonato; CO_3^{2-} : anión carbonato; H_2CO_3 : ácido carbónico; COD: carbono orgánico disuelto; COP: carbono orgánico particulado. Modificado de Mitsch & Gosselink (2015), pág. 196.

Los depósitos de carbono costero en la actualidad son nombrados como carbono azul (Bindoff et al., 2019; Canadell et al., 2021; Pendleton et al., 2012), siendo este carbono capturado

y almacenado en la biomasa y los sedimentos de los manglares, marismas y pastos marinos (Lovelock & Reef, 2020; Nellemann et al., 2009). Este carbono se libera como CO₂ a la atmósfera cuando los humedales se dañan o pierden, por lo que, los humedales que han sido perturbados, constituyen fuentes de emisión significativas y constantes (Crooks et al., 2011). Por otro lado, respecto al CH₄, los humedales son los principales productores naturales de este gas (Hernandez et al., 2015), pues es generado en ambientes de baja salinidad o no salinos y requiere condiciones anaeróbicas típicas de algunos humedales (Crooks et al., 2011).

2.6. Manglares.

Definidos en la norma oficial mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003 como:

«Comunidad arbórea y arbustiva de las regiones costeras tropicales y subtropicales, compuestas por especies halófitas facultativas o halófilas que poseen características ecofisiológicas distintivas como raíces aéreas, viviparidad, filtración y fijación de algunos tóxicos, mecanismos de exclusión o excreción de sales (...)» (Diario Oficial de la Federación, 2003).

Los manglares, las únicas halófitas leñosas en la transición tierra-mar, cubren un aproximado de 181,000 km² de costa en todo el mundo, encontrándose en formaciones estuarinas, deltaicas y marinas, con una estimación de ~91,000 dólares por hectárea (USD ha⁻¹) en cuanto a los servicios ambientales que proporcionan (C.-W. Lin et al., 2021). Los bosques de manglares están bien adaptados a condiciones ambientales extremas, ya sea en términos de tolerancia a la salinidad o inundaciones por agua salada (Woodroffe, 2019), con suelos (desde limosos hasta arenosos) inestables y con baja concentración de oxígeno (Agraz-Hernández et al., 2006). Tienen un crecimiento arbustivo (desde menos de un metro y hasta dos metros) y arbóreo (con alturas de hasta 30 m) en suelos con inundaciones constantes o periódicas de agua salobres (0.5 a 30 ppt) o salina (de 30 a 50 ppt) (López-Portillo et al., 2010).

Las especies de mangle poseen adaptaciones como raíces especializadas, zancos y neumatóforos (estructuras para captar oxígeno) y glándulas secretoras de sal (López-Portillo et al., 2010). Los gases de la atmósfera pasan por los neumatóforos a través de sus lenticelas hidrófobas; si las lenticelas se obstruyen, la cantidad de O₂ en las raíces decae de manera crónica y desaparece la rizósfera oxidativa que ayuda a la planta a obtener sus nutrientes (López-Portillo & Lara-Domínguez, 2019).

Los manglares en México se distribuyen en el interior de lagunas costeras y sistemas deltáicos de las costas del Golfo de México (López-Portillo & Ezcurra, 2002), como es el caso de la laguna de Tampamachoco, Veracruz. Las especies presentes en Veracruz son: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*A. germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erectus*) (López-Portillo et al., 2009, 2010), localizándose la tercera mayor cobertura de manglares del estado en el estuario de Tuxpam con el 11% del total estatal (López-Portillo et al., 2011).

En los manglares lagunares el suministro de sedimentos proviene de ríos costeros, procesos de mareas y vientos, y fuentes orgánicas autóctonas (Alongi, 2014; Ellison, 2019). Con el tiempo, las lagunas se llenan de sedimentos lavados y depósitos orgánicos. Los sedimentos y nutrientes, transportados por cualquier escorrentía de agua dulce, son filtrados en primera instancia por los bosques costeros, luego por los manglares y al final, por los lechos de pastos marinos (Ellison, 2019).

Estos ecosistemas muestran gran variabilidad estructural en función a las variables ambientales, tales como las concentraciones de nutrientes aportados por cuerpos de agua o escurrimientos terrígenos, salinidad (influida en parte por la precipitación e intensidad de evaporación), topografía, frecuencia y períodos de inundación por la marea, y la composición del sedimento (Agraz-Hernández et al., 2006). La diversidad de especies de manglar disminuye con el incremento en la salinidad. Por ejemplo, la especie *A. germinans* habita e incrementa su cobertura en ambientes con salinidad alta, formando sectores monoespecíficos de baja altura en planicies lodosas donde otras especies no son exitosas en su colonización. De hecho, a pesar de que su desarrollo fisiológico óptimo se da en salinidades más bajas, su óptima distribución ecológica se observa en ambientes más salinos (López-Portillo & Ezcurra, 1989, 2002).

La presión antropogénica, combinada con el cambio climático, parece conducir a un continuo declive en la distribución de los manglares (Woodroffe, 2019), estando éstos en constante degradación o pérdida al ser reemplazados por otros usos de suelo (Landgrave & Moreno-Casasola, 2012; Polunin, 2008). Sin embargo, al menos en el estado de Veracruz, durante el periodo 2015-2020 se redujo el número de hectáreas de manglar dañado de 1,740 ha a 130

ha, aumentando la extensión de los bosques de manglar de 38,311 ha a 42,696 ha (Velázquez-Salazar et al., 2021).

2.7. Dinámica del carbono y gases de efecto invernadero en manglares.

El intercambio neto de carbono en el ecosistema de manglar es definido como la suma de las distintas formas de carbono presentes y sus flujos verticales y horizontales: a) la biomasa, b) la emisión o absorción de CO_2 , CO , CH_4 y carbono orgánico volátil (COV), y c) el secuestro o pérdida de carbono inorgánico disuelto (CID), carbono orgánico disuelto (COD), y carbono particulado (R. R. Twilley et al., 2017) (Figura 11). Destacando que la biomasa aérea de los manglares es sustancial comparada con otros humedales costeros, por lo que ésta constituye un depósito notable de carbono (Alongi, 2018b; Hernández, 2010).

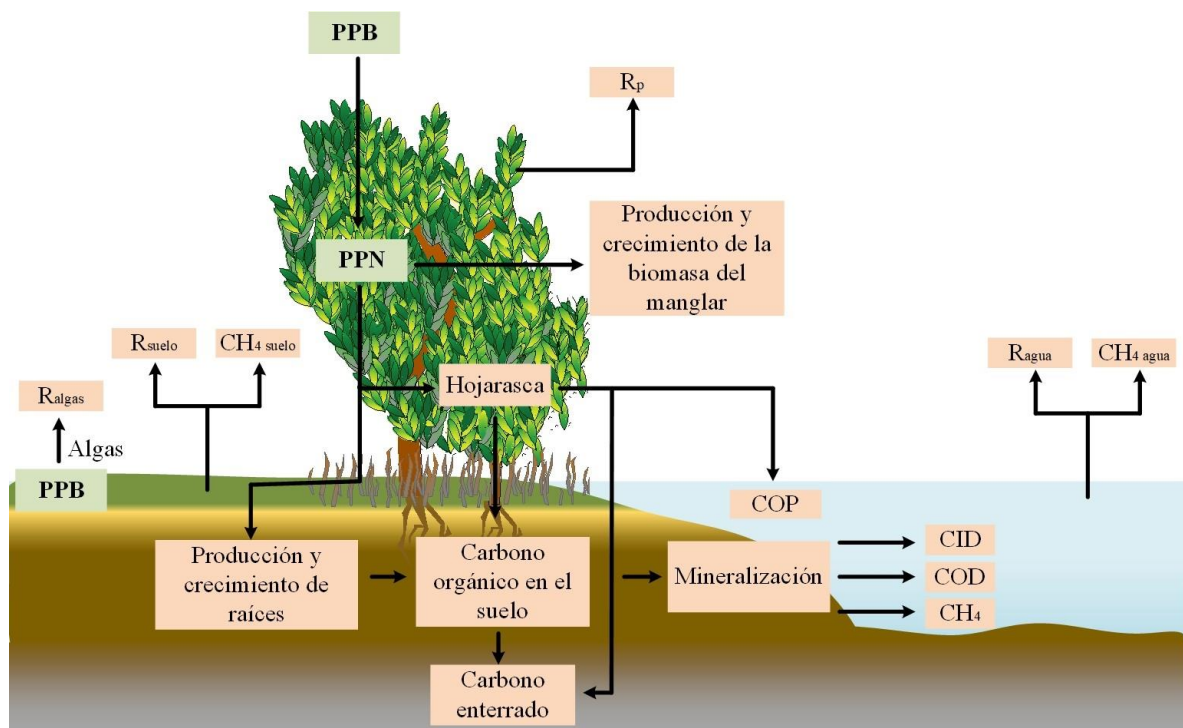


Figura 11. Flujos de carbono en manglares. PPB: producción primaria bruta; PPN: producción primaria neta; CID: carbono inorgánico disuelto; COD: carbono orgánico disuelto; COP: carbono orgánico particulado; R_p : respiración de las plantas; R_{suelo} : respiración del suelo; R_{agua} : emisión de CO_2 del agua; R_a : respiración de las algas; $\text{CH}_4_{\text{suelo}}$: emisión de metano del suelo; $\text{CH}_4_{\text{agua}}$: emisión de metano del agua. La respiración es emisión de CO_2 . Modificado de Alongi (2020), pág. 7.

Por la magnitud de las emisiones y sus efectos potenciales como gases de efecto invernadero, el dióxido de carbono y el metano destacan como objeto de estudio ante otros gases producidos en los manglares. En este ecosistema se facilita (de forma activa y pasiva) el secuestro y

almacenamiento de partículas de sedimento (y el carbono asociado a éstas) en los horizontes del suelo. Además, en entornos con una columna de agua poco profunda como los manglares, los microorganismos como las algas y las bacterias son más propensos a adherirse en la superficie del sedimento para formar comunidades (biopelículas o tapetes microbianos de grosor variable) que participan en la dinámica del carbono y los nutrientes (Gontharet et al., 2017).

Mencionando un ejemplo, el carbono promedio almacenado dentro del primer metro del horizonte del suelo de un manglar se estima en 280 Mg C ha^{-1} (Bindoff et al., 2019). En México, Alongi (2020a) reporta los siguientes valores de depósitos de carbono orgánico en manglares dentro del primer metro del horizonte edáfico: $109.1 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ de biomasa aérea, $88.8 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ de biomasa de raíces subterráneas y $643.1 \text{ Mg C}_{\text{org}} \text{ ha}^{-1}$ de carbono orgánico edáfico. En los manglares del centro de Veracruz, los depósitos de carbono del suelo varían entre 187 a 671 Mg C ha^{-1} (Hernández & Junca-Gómez, 2020).

Los manglares tienden a secuestrar el carbono a través de tres dinámicas: la fijación fotosintética en la biomasa del mangle, la fijación fotosintética de las poblaciones de algas coexistentes en el agua y, por último, el transporte y deposición de materia y sedimento proveniente río arriba y/o de la zona costera adyacente (Alongi, 2014; Jennerjahn et al., 2017). En contraste, las pérdidas naturales de carbono en manglares son atribuidas a la respiración (emisiones de CO_2 a la atmósfera) y la transferencia lateral de carbono en agua y sedimentos.

En menor medida, estas pérdidas de carbono en el ecosistema se deben a los procesos respiratorios de la macrofauna (Alongi, 2014). Chen et al. (2016) observaron que la planta de manglar tiene el potencial de secuestrar $5,930 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de CO_2 atmosférico, no obstante, las emisiones de CO_2 sedimentario descompensan esta cantidad en un 22%, y la emisión de CH_4 y N_2O en 24% más.

Entre el 75 y 95% del carbono en manglares se encuentra como almacén subterráneo, siendo su pérdida adjudicada a la deforestación, cambio de uso de suelo, descomposición y transferencia hacia la zona costera (Alongi, 2018b; Bindoff et al., 2019). En promedio, se ha encontrado que las reservas totales de carbono en ecosistemas de manglar oscilan los $624.5 \pm 96.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (con rangos entre $181.5\text{--}1434.9 \text{ Mg ha}^{-1}$), esto a partir de estimaciones globales (Adame et al., 2021). Así, las perturbaciones del ecosistema conducen a la liberación de

cantidades significativas de GEI, en específico CO₂ por la remoción de la vegetación y oxidación de compuestos en los sedimentos (Alongi, 2018b; Lovelock et al., 2011; Mcleod et al., 2011; Pendleton et al., 2012).

Dentro de los manglares, la emisión de CH₄ puede asociarse con el ambiente anóxico (Kathiresan & Bingham, 2001; Lovelock et al., 2019). Las tasas de metanogénesis suelen ser bajas y variables en los sedimentos de los manglares, relacionándose de forma inversa con los niveles de sulfato. Además, la producción de CH₄ microbiano representa solo una pequeña fracción (1 a 10%) de la mineralización total de carbono (Alongi, 2014; Kristensen, 2007), siendo la reducción de sulfatos, la respiración aeróbica y la reducción de hierro las demás vías de mineralización del carbono orgánico (Rosentreter et al., 2018a).

Cuando los receptores de electrones están agotados y existe un exceso de donantes de electrones, el CH₄ se produce por la desproporción fermentativa de compuestos de bajo peso molecular (como el acetato) o la reducción de CO₂ por hidrógeno o alcoholes simples (Kristensen, 2007). También, es considerable destacar que cierta cantidad de CH₄ en el ecosistema es transformado en CO₂ por oxidación aeróbica, siendo ésta una ruta de emisión indirecta (Alongi, 2014). Asimismo, aparte de la vegetación viva, los restos de manglares muertos fungen como ruta de escape de CH₄ (Jeffrey et al., 2019).

Entonces, tomando en cuenta todas las vías de producción y sus emisiones, el flujo global promedio de CO₂ en manglares equivalen a 34.1 ± 5.4 teragramos de carbono (Tg C año⁻¹) (Rosentreter et al., 2018a) y el de CH₄ se estima en 1.46 ± 0.91 Tg C año⁻¹ (Rosentreter et al., 2021). Así, al momento de hacer un balance de emisiones con la magnitud de carbono secuestrada por los procesos de asimilación, almacenamiento y consumo de carbono, los ecosistemas de manglares sanos parecen actuar (en general) como sumideros de CO₂ atmosférico y fuentes de CH₄. Cabe resaltar que cuando las emisiones de CH₄ son bajas, los manglares son sumideros netos de GEI (Kristensen, 2007).

2.7.1. Particularidades de la dinámica del carbono en manglares de *A. germinans*.

Dentro de los bosques de manglar ocurren los procesos de intercambio atmosférico de CO₂ y CH₄ que ya se ha descrito en secciones anteriores. Como particularidades de estos procesos en manglares compuestos de *A. germinans* se puede resaltar el papel de los neumatóforos como conductos en la liberación de CH₄ (Kathiresan & Bingham, 2001; Kristensen, 2007) y

CO₂ (Penha-Lopes, 2009). De hecho, las especies con neumatóforos como *A. germinans* también liberan más CH₄ a través de las hojas en contraste a las especies que carecen de ellos (Kathiresan & Bingham, 2001). Para estas especies, la salinidad parece estar relacionada con los flujos de carbono. Con salinidades arriba de los valores óptimos, el crecimiento y absorción de carbono de las plantas de manglar se ve afectado (Reef et al., 2015). No obstante, Naidoo & von Willert (1995) argumentan que la asimilación de CO₂ en *A. germinans* aumenta en ambientes con alta salinidad, pues la fotosíntesis no se ve comprometida por este factor. Atribuyéndose el secuestro de CO₂ a las bajas pérdidas de carbono fotorrespiratorio y a la eficiente excreción-secuestro de sales. En cuanto al metano, el aumento de la salinidad se relaciona con la disminución de las emisiones de este gas (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; Crooks et al., 2011).

El incremento de la producción de metano tiene un impacto negativo en el desarrollo temprano de los propágulos de manglar (Strangmann et al., 2007). Esto último, al considerarse en conjunto con la alta mortalidad de propágulos, puede derivar en problemas para la colonización natural de la especie (Kathiresan & Bingham, 2001), su progresiva restauración y en consecuencia, el potencial para secuestrar carbono. En paralelo, el nivel de inundación del sitio parece afectar a los individuos de *A. germinans*, pues su sistema de raíces tiene mayor dificultad para mantener una concentración de oxígeno adecuada en condición de suelo reducido, haciendo que las presiones de los gases en las raíces cambien y con esto, los flujos de CO₂ (Kathiresan & Bingham, 2001). Otro rasgo a considerar son los depósitos de carbono existentes en el manglar, como la producción de hojarasca. En esta especie los tiempos rápidos de descomposición de la hojarasca (relacionados con la baja relación carbono-nitrógeno de las hojas) favorecen la lixiviación de los componentes de la hojarasca, mejorando la disponibilidad de nutrientes y el metabolismo microbiano (Twilley et al., 1986).

2.8. Controles ambientales de los flujos de CO₂ y CH₄ en las interfases del manglar.

Por controles ambientales se entiende cualquier parámetro que caracterice las condiciones ambientales que puedan predecir de manera significativa la magnitud de un flujo o proceso; en este caso, las emisiones de CO₂ y CH₄.

2.8.1. Presión atmosférica.

La presión que ejerce la columna de aire atmosférica sobre la superficie terrestre ha sido vinculada con la magnitud de los flujos de gases de efecto invernadero, destacando el CO₂ y CH₄ (Nwachukwu & Anonye, 2013). En los ecosistemas esta relación no ha sido reportada con mucha frecuencia, pero en los casos publicados, se destaca su influencia en la vía de emisión de metano por ebullición, pues este GEI es liberado cuando la presión atmosférica baja (Bastviken et al., 2004; Casper et al., 2000; Chamberlain et al., 2018; Fendinger et al., 1992; Mattson & Likens, 1990).

2.8.2. Humedad relativa.

Conocida como el porcentaje de vapor de agua que alberga el aire a determinada temperatura, es un control atmosférico relevante en cuestiones climáticas por ser parte de la dinámica del agua en los ecosistemas. Cuando el agua se evapora en la atmósfera se apropia del espacio que podría ser ocupado por otros gases atmosféricos y, por lo tanto, diluye sus concentraciones y reduce sus presiones parciales (Armstrong et al., 1996). En ambientes con oxigenación limitada (como los suelos inundados) las plantas han desarrollado adaptaciones fisiológicas para sobrellevar la falta de O₂, como los espacios intercelulares en tallos y raíces que a su vez actúan como sistema de transporte y liberación de otros gases (Chanton & Whiting, 2009; Keddy, 2010; Schütz et al., 1991). Estas adaptaciones fisiológicas son influenciadas por la humedad relativa, pues en presencia de luz solar, la diferencia de humedad entre el aire atmosférico y el aire contenido en el suelo causa la liberación de éste último en un esfuerzo por equilibrar la humedad, escapando en este proceso tanto el oxígeno como otros GEI contenidos en el sistema (Armstrong et al., 1996; Laanbroek, 2010).

2.8.3. Altura de la inundación.

La altura de la inundación (columna de agua) es uno de los tres componentes del hidropereodo, junto a la frecuencia y duración de la inundación, y suele medirse en unidades de longitud como centímetros o metros (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). En humedales costeros, el agua actúa como medio transportador de materia (nutrientes, sedimentos, contaminantes) y energía (térmica, cinética y gravitacional) (Möller & Christie, 2019), controlando los procesos bacterianos del suelo, la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes y composición de especies (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018; Torres-Alvarado et al., 2005).

2.8.4. Temperatura.

Expresada en grados Celsius, existen dos temperaturas que influyen en los procesos ecosistémicos de los humedales: la ambiental o del aire (que limita su distribución geográfica) y la del agua intersticial (que regula los procesos biológicos y biogeoquímicos). La temperatura afecta en el crecimiento, la actividad y sobrevivencia de los organismos y las reacciones químicas y enzimáticas reguladoras del proceso de descomposición de la materia orgánica, procesos ligados con la producción y emisión de carbono a la atmósfera (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). En su artículo de revisión, Segers (1998) argumenta que el incremento de la temperatura influye en la generación de CH₄ en los humedales al aumentar la tasa de reducción en los receptores de electrones, resultando en bajas concentraciones de los mismos, creando un efecto positivo para la producción de metano. A pesar de que Medina-Orozco (2019) menciona que no existe un consenso uniforme en la literatura que avale el incremento de la temperatura como un factor relacionado con la descomposición de la materia orgánica, se ha reportado en varios estudios recientes que temperaturas altas incrementan las emisiones de CO₂ de manglares cuando el suelo no está inundado (Alvarado-Barrientos et al., 2021; Arnaud et al., 2020). Además, la asimilación de CO₂ se ve reducida cuando la temperatura del aire supera cierto umbral, esto se traduce como un rango óptimo de temperatura en el que se maximiza la productividad primaria del manglar (~25-30 °C), donde la asimilación de CO₂ disminuye si se presentan temperaturas más altas o más bajas al rango mencionado (Rivera-Monroy et al., 2013). Por ejemplo, Alvarado-Barrientos et al. (2021) encontraron un umbral de 29 °C cuando el suelo no está inundado, mientras que para el caso de suelo inundado este umbral aumenta en 3 °C.

2.8.5. Conductividad eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica es la cuantificación de la capacidad de un medio para conducir una corriente eléctrica. Debido a que la CE de una solución acuosa está relacionada con la concentración de electrolitos disueltos (solutos iónicos), cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, H⁺) y/o aniones (NO₃⁻, SO₄⁻, Cl⁻, HCO₃⁻, CO₃⁻, OH⁻) en la solución. Se usa por lo general como expresión equivalente de salinidad y en algunas ocasiones, como reflejo de nutrientes solubles, solutos y nutrientes que las plantas absorben, consumen y procesan a través de la transpiración. Éste parámetro se ve afectado por la temperatura y las movilidades, valencias y

concentraciones relativas de los iones que componen la solución (Adviento-Borbe et al., 2006; Rhoades, 1993; Smith & Doran, 2015).

2.8.6. Salinidad.

Es entendida como la concentración de solutos en forma de sales que contiene el agua, siendo usual que las medidas de sólidos disueltos totales (*total dissolved solids*, TDS) sean usadas como equivalentes de salinidad (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Se puede expresar en unidades prácticas de salinidad (ups) o en partes por mil (*parts per thousand*, ppt) (usándose como equivalentes intercambiables en la práctica). Al estar relacionada de manera estrecha, la salinidad también se puede expresar, y medir, como conductividad eléctrica del agua.

En los manglares la salinidad suele ser más alta (y variar menos) en el agua intersticial en comparación al agua superficial (Mitsch & Gosselink, 2015). La salinidad intersticial en estos ecosistemas (medida a 30 a 40 cm de profundidad del suelo) está relacionada, entre otros factores, con la cercanía al mar, el intercambio de las mareas, las fuentes de agua dulce (escurrimientos, influencia de ríos, precipitación) y la microtopografía local (que condiciona el flujo o estancamiento y salinización de un área) (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Así, se ha observado que el aumento de la salinidad puede llegar a reducir la tasa de emisión de CO₂ (Doroski et al., 2019) y en algunos humedales, el aumento de la salinidad reduce las emisiones de CH₄ (Crooks et al., 2011; Kroeger et al., 2017); no obstante, el poder predictivo de esta relación es baja en manglares (Al-Haj & Fulweiler, 2020a).

2.8.7. Potencial óxido-reducción (REDOX, Eh).

Cuantificado en milivoltios (mV), indica la capacidad del suelo para oxidar o reducir sustancias. Es un indicador de las condiciones anóxicas a las que están sujetas las estructuras vegetales subterráneas, así como de la profundidad y temporalidad de la inundación en el humedal. Los valores positivos reflejan baja actividad de electrones y presencia de condiciones aerobias a condiciones anóxicas parciales (típicas de zonas de transición en el humedal), propiciando reacciones de oxidación. Los valores negativos indican alta actividad de electrones y condiciones anóxicas intensas (típicas de suelos con inundación permanente) que favorecen las reacciones de reducción. Si las condiciones anóxicas o reducidas del suelo en el humedal se mantienen, el carbono de la materia orgánica y del CO₂ (producido por las bacterias) aceptarán electrones, produciéndose CH₄ en un ambiente anóxico extremo en el que

los organismos metanógenos puedan metabolizar. Estas condiciones se dan en un potencial REDOX menor a -150 mV (Neue et al., 1997; Nóbrega et al., 2016), reportándose el rango entre -250 a -350 mV (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018) y para los suelos de manglar, entre los -100 a -400 mV (Mitsch & Gosselink, 2015).

2.8.8. Potencial de hidrógeno (pH).

Es la concentración de iones de hidrógeno (H^+) en el agua, lo que determina su acidez o alcalinidad. El agua superficial e intersticial de los manglares tiene un amplio rango de pH, pero en general los valores del agua son ácidos (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018), es decir, con $pH < 7.0$, variando éste por algunos factores como la concentración de compuestos inorgánicos y orgánicos, la columna de agua, la microbiota presente, la porosidad del suelo y la influencia antropogénica (Alongi, 2009). El pH indica las condiciones ideales para la realización de procesos biológicos de transformación del carbono, como la metanogénesis, que suele ser ideal cuando el pH se acerca a condiciones neutras (Medina-Orozco, 2019). A su vez, el CO_2 está relacionado con la regulación del pH, pues su forma disuelta es ácida, por lo que su concentración dentro de la columna de agua tiende a disminuir el pH (Boyd, 2020).

2.8.9. Nutrientes.

La fotosíntesis y productividad de los manglares están relacionadas con la fisicoquímica del suelo, la biogeoquímica microbiana y los ciclos geoquímicos, pues para mantener las altas tasas fotosintética se requieren grandes cantidades de nutrientes. Muchas especies de bacterias en los sedimentos de manglares están involucradas en múltiples reacciones dentro de los ciclos del nitrógeno, hierro, azufre y fósforo, influyendo en el crecimiento de autótrofos y heterótrofos y sus procesos fisiológicos (Alongi, 2018a, 2021) y, en consecuencia, en la respiración global del ecosistema (Olivas-Castillo et al., 2017). Por otra parte, la producción de CH_4 puede ser obstaculizada por la presencia de SO_4^{2-} y NO_3^- , pues las bacterias transformadoras de azufre ($CH_3COO^- + 3H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O + H_2S$) y nitratos ($C_6H_{12}O_6 + 4NO_3^- \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + 2N_2$) compiten con las metanógenas, generando CO_2 en su lugar (Medina-Orozco, 2019; Mitsch & Gosselink, 2015). Evidencia experimental y circunstancial destaca que el NO_3^- y NH_4^+ intersticial son las principales formas de nitrógeno que circulan en los manglares (Alongi, 2021). Por lo tanto, las concentraciones de los nutrientes pueden afectar la magnitud de las emisiones de CO_2 y CH_4 del manglar.

2.8.10. Materia orgánica.

Definida como la suma de todos los materiales orgánicos que se encuentran en el suelo, que son parte o han sido parte de organismos vivos y se encuentran dentro de alguna etapa de transformación causada por procesos bióticos y abióticos. A pesar de encontrarse en bajas concentraciones en el suelo, ésta funge como una reserva de nutrientes liberados por mineralización, siendo la base de la actividad biológica del suelo al actuar como fuente de carbono y energía para los heterótrofos (Chenu et al., 2015; Medina-Orozco, 2019). La relación entre las emisiones de CO_2 y CH_4 con la formación de la materia orgánica recae en la descomposición y mineralización de la misma bajo condiciones aeróbicas o anóxicas, donde es liberado CO_2 como producto de las reacciones y éste, a su vez, funciona como precedente químico del CH_4 (Horwath, 2015), vinculándose la cantidad de materia orgánica con el potencial de emisión de CO_2 y CH_4 .

En los suelos de humedales, que por lo general son anóxicos, la descomposición de la materia orgánica ocurre por dos vías, la fermentación y la respiración anaeróbica (Neue et al., 1997), encontrándose dentro de la respiración aeróbica procesos como la desnitrificación, la reducción de nitritos, la reducción de sulfatos y la metanogénesis (Medina-Orozco, 2019). Cabe destacar que la reducción de sulfatos es una de las etapas terminales de la descomposición aeróbica en humedales costeros, mientras la metanogénesis lo es en los humedales de agua dulce (Torres-Alvarado et al., 2005) y en general, en ambientes con un suministro de materia orgánica limitado, los reductores de sulfato son más eficientes que los organismos metanógenos (Al-Haj & Fulweiler, 2020a). La producción de CH_4 en los humedales es realizada a partir de materia orgánica originada, en específico, desde los exudados de raíces y la biomasa fotosintética muerta (Xu et al., 2020).

Neue et al. (1997) señala las siguientes condiciones como favorecedoras de la degradación y mineralización de materia orgánica: una columna de agua poco profunda y sedimento con baja densidad aparente, pH neutro y una temperatura entre 30 y 35 °C, bioturbación y encharcamiento del suelo (en el caso de no estar bajo inundación constante, como los islotes), suministro alto de nutrientes, presencia permanente de biomasa acuática y bentónica fotosintética, diversidad de micro y macroorganismos fermentadores, suministro de oxígeno a la capa reducida del sedimento a través de las raíces vegetales o por perturbaciones de la

macrofauna, y sobresaturación diurna de oxígeno en la columna de agua (que favorece la biomasa acuática fotosintética). Así, se consideran a los ecosistemas de manglar como ecosistemas con bajos índices de descomposición de materia orgánica.

2.8.11. Detritos.

Refiriéndose a los restos orgánicos sobre la superficie del sedimento (también llamado mantillo), esta porción de materia del ecosistema es procesada y convertida en nutrientes que aprovecha la macro y microbiota. Los detritos de las macrófitas son una de las principales fuentes de carbono orgánico, además de servir como precursores de la producción de metano en condiciones anóxicas (Grasset et al., 2019). Los manglares asimilan el CO_2 y lo fijan como biomasa viva o detritos, atrapando el carbono orgánico alóctono durante los períodos de inundación para luego integrarse en los horizontes del sedimento de manglar, constituyendo almacenes de carbono a corto y largo plazo (Alongi, 2014; G. Chen, Chen, Yu, Tam, et al., 2016).

2.8.12. Biomasa de raíces.

Las raíces de las plantas proveen una ruta para el intercambio atmosférico de gases, distribuyendo gases como el CO_2 (consecuencia de la respiración radical) en la columna de agua o el sedimento (Bade, 2009; Chanton & Whiting, 2009). Complementando esto, los exudados de las raíces y las raíces en descomposición están entre las principales fuentes de carbono para la producción de CH_4 , aumentando su emisión en las zonas de suelo enraizadas (Neue et al., 1997; Segers, 1998). Aun así y contrario a esto, en los humedales, las raíces vivas pueden llegar a reducir la producción de CH_4 en algunos casos, al liberar O_2 en los sedimentos inhibiendo así la actividad de los organismos metanógenos (Segers, 1998).

2.8.13. Neumatóforos.

En cuanto a los neumatóforos, entre mayor es su densidad (cantidad por unidad de área), mayor es la oxidación del sitio (Mitsch & Gosselink, 2015) dada su contribución en la aireación de los sedimentos (Keddy, 2010). Entonces, se puede deducir que disminuyen la eficiencia de los procesos metanógenos, como se describió con las raíces. Sin embargo, funcionan como conductos directos para la emisión de CH_4 y CO_2 (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; He et al., 2019; Kathiresan & Bingham, 2001; Kristensen, 2007; Laanbroek, 2010; C.-W. Lin et al., 2021; Penha-Lopes, 2009), explicando por sí solos, por ejemplo, hasta el 48% de la

variación en las emisiones de metano en un manglar de *A. marina* (C.-W. Lin et al., 2021). En otros casos, se ha observado que en suelos con neumatóforos se emite poco más del doble de CO₂ en comparación a los suelos sin neumatóforos (Troxler et al., 2015). Villeda-Chávez et al. (2018) catalogan a los neumatóforos como un control complementario en la caracterización de manglares y por consecuencia, de su productividad y potencial de almacenamiento de carbono.

3. ESTADO DEL ARTE

3.1. Estimaciones de flujos verticales de GEI en estudios previos de manglares.

En la literatura se encuentran múltiples aproximaciones de las emisiones de GEI en la interfase agua-atmósfera y sedimento-atmósfera de manglares. En materia de CO₂ cabe resaltar los trabajos de revisión de Bouillon et al. (2008), Alongi (2014), Rosentreter et al. (2018a) y Alongi (2020b), pues hacen una aproximación global de los flujos a partir de publicaciones previas según la interfase de origen de los gases (Tabla 2).

Bouillon et al. (2008), por su parte, muestran que la luz solar favorece el secuestro de dióxido de carbono atmosférico en el sedimento, incluso, señalan que la emisión de CO₂ tiende a ser mayor en la interfase sedimento-atmósfera comparada con la interfase agua-atmósfera. En un estudio reciente sobre el balance de carbono, Alongi (2020b) presenta los promedios globales para la emisión de CO₂ por interfase de origen, siendo $256.41 \pm 25.93 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($5,826.09 \pm 589.26 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) para sedimento-atmósfera y $140.12 \pm 14.64 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($3,183.92 \pm 332.65 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) para agua-atmósfera.

De las estimaciones globales para el metano (Tabla 2) sobresalen las publicadas por Kristensen et al. (2008), Rosentreter et al. (2018b), Al-Haj & Fulweiler (2020) y Alongi (2020b). Los valores de $3.07 \pm 0.74 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($191.44 \pm 46.30 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) entran dentro del rango estimado de emisiones de metano por Kristensen et al. (2008), mientras Rosentreter et al. (2018b) y Alongi (2020b) plantean cifras más conservadoras. Asimismo, Rosentreter et al. (2018b) destacan que las emisiones en la interfase sedimento-atmósfera suelen ser un 30% más altas en contraste con la interfase agua-atmósfera, siendo esta característica vista en su estudio y en los trabajos previos que consultó.

Entre las síntesis más recientes de emisiones de CH₄ superficial en los bosques de manglar se reporta el promedio global de $3.07 \pm 0.74 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($191.44 \pm 46.30 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sin distinguir la interfase de origen, calculando también el GWP₁₀₀ en 117.61 a 130.08 Tg CO₂ eq año⁻¹ (Al-Haj & Fulweiler 2020). De igual manera, Alongi (2020b) cuantifica este promedio global por interfase de origen, $0.23 \pm 0.09 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($14.26 \pm 5.70 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la interfase sedimento-atmósfera y $0.18 \pm 0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($11.02 \pm 2.85 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) en la interfase agua-atmósfera, cifras menores a las de Al-Haj & Fulweiler (2020).

Tabla 2. Estimaciones globales (rangos o promedios \pm desviación estándar) de las emisiones de CO₂ y CH₄ en ecosistemas de manglar, precisando las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie.

Interfase de manglar	Flujo de CO ₂		Referencia
Superficie (agua y/o sedimento)-atmósfera	110.93 \pm 83.20 mg m ⁻² h ⁻¹	2,520.61 \pm 1,890.45 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Sedimento-atmósfera bajo sombra	112.78 \pm 85.05 mg m ⁻² h ⁻¹	2,562.62 \pm 1,932.46 μ mol m ⁻² h ⁻¹	Bouillon et al. (2008)
Sedimento-atmósfera bajo luz	-27.73 \pm 99.84 mg m ⁻² h ⁻¹	-630.15 \pm 2,268.55 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Agua-atmósfera	109.08 \pm 96.14 mg m ⁻² h ⁻¹	2,478.60 \pm 2,184.53 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Sedimento bajo sombra	3.70 a 689.63 mg m ⁻² h ⁻¹	84.02 a 15,669.77 μ mol m ⁻² h ⁻¹	Kristensen et al. (2008b)
Sedimento sin inundación	127.57 \pm 14.79 mg m ⁻² h ⁻¹	2,898.70 \pm 336.08 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Sedimento con inundación	90.59 \pm 11.09 mg m ⁻² h ⁻¹	2,058.49 \pm 252.06 μ mol m ⁻² h ⁻¹	Alongi (2014)
Agua-atmósfera	79.50 mg m ⁻² h ⁻¹	1,806.43 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Agua-atmósfera	79.50 a 113.12 mg m ⁻² h ⁻¹	1,806.43 a 3,024.73 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Literatura previa hasta 2008			
Agua-atmósfera	-15.90 a 1,163.31 mg m ⁻² h ⁻¹	-361.29 a 26,432.76 μ mol m ⁻² h ⁻¹	Rosentreter et al. (2018a)
Literatura previa hasta 2016			
Agua-atmósfera	104.46 \pm 16.45 mg m ⁻² h ⁻¹	2,373.57 \pm 373.89 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Sedimento-atmósfera	256.41 \pm 25.93 mg m ⁻² h ⁻¹	5,826.09 \pm 589.26 μ mol m ⁻² h ⁻¹	
Agua-atmósfera	140.12 \pm 14.64 mg m ⁻² h ⁻¹	3,183.92 \pm 332.65 μ mol m ⁻² h ⁻¹	Alongi (2020b)

Tabla 2. *Continuación.*

Interfase de manglar	Flujo de CH ₄		Referencia
Sedimento-atmósfera	0 a 3.37 mg m ⁻² h ⁻¹	0 a 210.05 μmol m ⁻² h ⁻¹	Kristensen et al. (2008b)
Agua-atmósfera	0.19 ± 0.05 mg m ⁻² h ⁻¹	12.10 ± 3.08 μmol m ⁻² h ⁻¹	Rosentreter et al. (2018b)
Sedimento-atmósfera	0.26 ± 0.10 mg m ⁻² h ⁻¹	16.43 ± 6.44 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Superficie (agua y sedimento)-atmósfera	3.07 ± 0.74 mg m ⁻² h ⁻¹	191.44 ± 46.30 μmol m ⁻² h ⁻¹	Al-Haj & Fulweiler (2020a)
Sedimento-atmósfera	0.23 ± 0.09 mg m ⁻² h ⁻¹	14.26 ± 5.70 μmol m ⁻² h ⁻¹	Alongi (2020b)
Agua-atmósfera	0.18 ± 0.05 mg m ⁻² h ⁻¹	11.02 ± 2.85 μmol m ⁻² h ⁻¹	

Desde un enfoque basado en el estado de conservación (o degradación) del manglar, Bulmer et al. (2015), Castillo et al. (2017) y Senger et al. (2021) informan mayores emisiones de CO₂ en manglares sin perturbaciones antropogénicas en comparación a manglares degradados (Tabla 3). Además, Lovelock et al. (2011) señalan que la remoción de la vegetación del manglar libera hasta 27 μmol m⁻² s⁻¹ (1.18 mg m⁻² s⁻¹) de CO₂ al momento de la perturbación, estabilizándose con el tiempo la emisión. Por otro lado, Konnerup et al. (2014), y Cabezas et al. (2018), registran mayores emisiones de CH₄ en manglares con impactos antropogénicos en contraste a los manglares conservados (Tabla 3), coincidiendo esto con que las emisiones de CH₄ en ambientes anóxicos son sensibles a los cambios en el ambiente (Arai et al., 2021). Paralelo a esto, Jeffrey et al. (2019) encontraron que las emisiones de CH₄ en sedimentos no difieren tanto entre las zonas vivas y las zonas muertas de los bosques, no obstante, especifican que los restos de árboles muertos funcionan como medios de emisión de CH₄, contrastando con Castillo et al. (2017) al reportar mayores flujos de CH₄ en manglares conservados a diferencia de los manglares deforestados. Así, dentro del balance general de emisiones que incluye tanto el sedimento como los demás componentes del ecosistema, el CH₄ emitido en zonas muertas es mayor que en las zonas vivas (Jeffrey et al., 2019). Señalando entonces que los manglares tropicales y conservados emiten mayores cantidades de CO₂ y CH₄ en comparación con manglares con distinto clima o condición.

Tabla 3. Emisiones de CO₂ y CH₄ (rangos y promedios ± desviación estándar) reportadas para las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera en ecosistemas de manglar en condiciones particulares de conservación, degradación o restauración. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie. La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y país	Flujo de CO ₂		Referencia
Deforestado	Tropical, Belice	316.87 mg m ⁻² h ⁻¹	7,200 μmol m ⁻² h ⁻¹	Lovelock et al. (2011)
Conservado <i>A. marina</i>	Templado, Nueva Zelanda	308.99 ± 83.99 mg m ⁻² h ⁻¹	7,020.83 ± 1,903.33 μmol m ⁻² h ⁻¹	Bulmer et al. (2015)
Degradado <i>A. marina</i>		245.54 ± 68.22 mg m ⁻² h ⁻¹	5,579.17 ± 1,550 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado <i>Avicennia</i> sp. Sedimento (bajo sombra)		-31.69 a 389.49 mg m ⁻² h ⁻¹	-720 a 8,850 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado Sedimento (bajo luz)	Tropical, Nueva Caledonia	-145.67 a 282.54 mg m ⁻² h ⁻¹	-3,310 a 6,420 μmol m ⁻² h ⁻¹	Leopold et al. (2015)
Conservado Sedimento sin capa microbiana endurecida		61.61 a 773.70 mg m ⁻² h ⁻¹	1,400 a 17,580 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado	Tropical, Brasil	44.40 ± 2.20 mg m ⁻² h ⁻¹	1,008.86 ± 49.99 μmol m ⁻² h ⁻¹	Nóbrega et al. (2016)
Conservado	Tropical, Filipinas	38.02 a 1,465.53 mg m ⁻² h ⁻¹	864 a 33,300 μmol m ⁻² h ⁻¹	Castillo et al. (2017)
Degradado (cambio de suelo)		11.09 a 684.44 mg m ⁻² h ⁻¹	252 a 15,552 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado	Árido cálido, Arabia Saudita	0.68 ± 2.40 mg m ⁻² h ⁻¹	15.50 ± 54.54 μmol m ⁻² h ⁻¹	Sea et al. (2018)
Conservado	Tropical semiárido, Brasil	26.5 mg m ⁻² h ⁻¹	602.14 μmol m ⁻² h ⁻¹	Queiroz et al. (2019)
En restauración <i>E. agallocha</i> , <i>K. obovata</i> , <i>B. gymnorhiza</i> y <i>H. littoralis</i>	Subtropical húmedo, China	41.51 a 78.74 mg m ⁻² h ⁻¹	943.2 a 1,789.20 μmol m ⁻² h ⁻¹	Y. Xu et al. (2020)

Tabla 3. *Continuación.*

Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y país	Flujo de CO ₂		Referencia
Conservado <i>R. mangle</i> , <i>A. germinans</i> y <i>L. racemosa</i>	Semiárido, Bonaire	100.86 ± 15.22 mg m ⁻² h ⁻¹	2,291.67 ± 345.83 μmol m ⁻² h ⁻¹	Senger et al. (2021)
Degradado		58.68 ± 7.52 mg m ⁻² h ⁻¹	1,333.33 ± 170.83 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado <i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i> Temporada de lluvias	Tropical, Ecuador	711.26 ± 165.40 mg m ⁻² h ⁻¹	16,161.25 ± 3,758.33 μmol m ⁻² h ⁻¹	Belliard et al. (2022)
Temporada seca		237.84 ± 90.22 mg m ⁻² h ⁻¹	5,404.17 ± 2,050 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y país	Flujo de CH ₄		Referencia
Conservado <i>A. germinans</i> , <i>L. racemosa</i> y <i>R. mangle</i> Temporada de lluvias	Tropical, Colombia	3.99 ± 6.98 mg m ⁻² h ⁻¹	249.31 ± 435.41 μmol m ⁻² h ⁻¹	Konnerup et al. (2014)
Temporada seca		3.47 ± 1.53 mg m ⁻² h ⁻¹	216.58 ± 95.07 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Perturbado Temporada de lluvias		0.43 ± 0.42 mg m ⁻² h ⁻¹	26.50 ± 26.25 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Temporada seca		0.11 ± 0.10 mg m ⁻² h ⁻¹	6.67 ± 6.36 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Restauración (abertura de canales) Temporada de lluvias		6.12 ± 9.64 mg m ⁻² h ⁻¹	381.30 ± 601.12 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Temporada seca		2.84 ± 5.80 mg m ⁻² h ⁻¹	176.93 ± 361.28 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Restauración (plantación) Temporada de lluvias		6.93 ± 5.56 mg m ⁻² h ⁻¹	431.73 ± 346.38 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Temporada seca		11.78 ± 10.55 mg m ⁻² h ⁻¹	734.48 ± 657.42 μmol m ⁻² h ⁻¹	

Tabla 3. *Continuación.*

Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y país	Flujo de CH ₄		Referencia
Conservado	Tropical, Brasil	0.0013 ± 0.0033 mg m ⁻² h ⁻¹	0.08 ± 0.21 μmol m ⁻² h ⁻¹	Nóbrega et al. (2016)
Conservado	Tropical, Filipinas	0.07 a 0.12 mg m ⁻² h ⁻¹	4.55 a 7.64 μmol m ⁻² h ⁻¹	Castillo et al. (2017)
Degradado (cambio de suelo)		-0.10 a 0.28 mg m ⁻² h ⁻¹	-5.95 a 17.53 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado	Subtropical, EE. UU.	-0.04 a -0.0008 mg m ⁻² h ⁻¹	-2.65 a -0.05 μmol m ⁻² h ⁻¹	Cabezas et al. (2018)
Degradado		0.03 a 0.15 mg m ⁻² h ⁻¹	0.32 a 9.61 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado	Árido cálido, Arabia Saudita	0.0037 ± 0.0011 mg m ⁻² h ⁻¹	0.23 ± 0.07 μmol m ⁻² h ⁻¹	Sea et al. (2018)
Conservado	Tropical semiárido, Brasil	0.20 mg m ⁻² h ⁻¹	12.47 μmol m ⁻² h ⁻¹	Queiroz et al. (2019)
Conservado	Tropical, Australia	0.16 ± 0.05 mg m ⁻² h ⁻¹	10.28 ± 2.79 μmol m ⁻² h ⁻¹	Jeffrey et al. (2019)
<i>A. marina</i>		0.12 ± 0.05 mg m ⁻² h ⁻¹	7.71 ± 2.95 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Muerto <i>A. marina</i>		0.12 ± 0.05 mg m ⁻² h ⁻¹	7.71 ± 2.95 μmol m ⁻² h ⁻¹	
En restauración	Subtropical húmedo, China	-1.67 a 0.013 mg m ⁻² h ⁻¹	-104 a 0.845 μmol m ⁻² h ⁻¹	Y. Xu et al. (2020)
<i>E. agallocha</i> , <i>K. obovata</i> , <i>B. gymnorhiza</i> y <i>H. littoralis</i>				
Conservado	Tropical, Ecuador	0.05 ± 0.03 mg m ⁻² h ⁻¹	3.19 ± 2.16 μmol m ⁻² h ⁻¹	Belliard et al. (2022)
<i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>		0.03 ± 0.02 mg m ⁻² h ⁻¹	0.32 ± 1.26 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Temporada de lluvias		0.03 ± 0.02 mg m ⁻² h ⁻¹	0.32 ± 1.26 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Temporada seca				

En contexto nacional, existen investigaciones enfocadas en la cuantificación de los flujos a nivel ecosistema, tomando ya en cuenta el papel en conjunto de la vegetación en el balance de emisiones y asimilación de gases. Entre los pocos estudios enfocados en los flujos verticales de las interfases de la superficie del suelo, se destacan los de Gonzalez-Valencia et al. (2018) y Romero-Urbe et al. (2021) para el CO₂, y para el CH₄ los trabajos de Strangmann

et al. (2007), Chuang et al. (2017), Gonzalez-Valencia et al. (2018), Hernández & Junca-Gómez (2020) y Romero-Uribe et al. (2021); la mayoría centrados en la región sur de México.

Tabla 4. Emisiones de CO₂ y CH₄ (rangos y promedios ± desviación estándar) reportadas para las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera en ecosistemas de manglar mexicanos. Valores positivos reflejan emisiones hacia la atmósfera y valores negativos indican asimilación hacia la superficie. La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y localidad	Flujo de CO ₂		Referencia
Conservado	Tropical, Reserva de la Biósfera Ría Celestún, Yucatán	76.12	1,792.54	Gonzalez-Valencia et al. (2018)
<i>A. germinans</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Restaurado		38.56	876.07	
<i>L. racemosa</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Restaurado		59.42	1,350.21	
<i>L. racemosa</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Muerto		22.17	503.68	
No especificado		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado	Tropical Laguna de Tampamachoco, Tuxpam, Veracruz	-242.9 a 358	-5,519.10 a 8,134.51	Romero-Uribe et al. (2021)
<i>A. germinans</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Con baja degradación		-375.8 a 717.1	-8,538 a 16,294.02	
<i>A. germinans</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Con degradación media		-397.2 a 545	-9,025 a 12,383.55	
<i>A. germinans</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Muerto		-464.6 a 714	-10,556.69 a 16,223.59	
<i>A. germinans</i>		mg m ⁻² h ⁻¹	μmol m ⁻² h ⁻¹	
Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y localidad	Flujo de CH ₄		Referencia
Conservado	Árido cálido	0 a 0.02	0 a 1.19	Strangmann et al. (2007)
<i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>	Balandra y Playa Tesoro, Baja California Sur			

Tabla 4. *Continuación.*

Condiciones del manglar y especie(s)	Clima y localidad	Flujo de CH ₄		Referencia
Conservado <i>A. germinans</i> , <i>R. mangle</i> y <i>L. racemosa</i>	Semiárido cálido Celestún, Yucatán	0.15 a 3.01 mg m ⁻² h ⁻¹	9.58 a 187.50 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Baja degradación <i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>	Semiárido cálido Chelem, Yucatán	0.04 a 0.59 mg m ⁻² h ⁻¹	2.54 a 36.67 μmol m ⁻² h ⁻¹	Chuang et al. (2017)
Con degradación media <i>R. mangle</i> , <i>A. germinans</i> y <i>L. racemosa</i>	Tropical Términos, Campeche	0.25 a 5.15 mg m ⁻² h ⁻¹	15.83 a 320.83 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado <i>A. germinans</i>		0.08 mg m ⁻² h ⁻¹	4.94 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Restaurado <i>L. racemosa</i>	Tropical, Reserva de la Biósfera Ría	0.03 mg m ⁻² h ⁻¹	1.90 μmol m ⁻² h ⁻¹	Gonzalez- Valencia et al. (2018)
Restaurado <i>L. racemosa</i>	Celestún, Yucatán	0.04 mg m ⁻² h ⁻¹	2.62 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Muerto No especificado		0.15 mg m ⁻² h ⁻¹	9.59 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado <i>A. germinans</i> , <i>R. mangle</i> y <i>L. racemosa</i>	Tropical Veracruz	0.21 a 4.20 mg m ⁻² h ⁻¹	13.09 a 261.85 μmol m ⁻² h ⁻¹	Hernández & Junca-Gómez (2020)
Conservado <i>A. germinans</i>	Tropical Veracruz	0.32 a 0.58 mg m ⁻² h ⁻¹	19.95 a 36.16 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Conservado <i>A. germinans</i>		-3.0 a 5.6 mg m ⁻² h ⁻¹	-187.03 a 349.12 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Con baja degradación <i>A. germinans</i>	Tropical Laguna de	-1.0 a 3.8 mg m ⁻² h ⁻¹	-62.34 a 236.91 μmol m ⁻² h ⁻¹	Romero-Uribe et al. (2021)
Con degradación media <i>A. germinans</i>	Tampamachoco, Túxpam, Veracruz	-0.6 a 3.4 mg m ⁻² h ⁻¹	-37.41 a 211.97 μmol m ⁻² h ⁻¹	
Muerto <i>A. germinans</i>		-1.0 a 5.8 mg m ⁻² h ⁻¹	-62.34 a 361 μmol m ⁻² h ⁻¹	

3.2. Controles biofísicos de flujos verticales de GEI de manglares.

A las variables o parámetros que caracterizan el estado ambiental de un sitio o ecosistema (por ej. el estado de la atmósfera, agua y/o sedimento) y que tienen un efecto o causan una respuesta medible en un proceso o función del ecosistema, se les conoce como controles biofísicos de dicho proceso. La relación entre los flujos verticales de dióxido de carbono y metano, y sus controles biofísicos, ha sido tema de investigación en publicaciones previas. En esta sección se hace una síntesis de los hallazgos de dichas investigaciones desarrolladas en humedales, es decir, ambientes y ecosistemas similares al del manglar de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, que es el sitio estudiado en el presente trabajo. La decisión de incluir sistemas distintos del manglar tropical recae en la falta de información específica para este ecosistema. No obstante, la incorporación de estos permite ampliar la visión sobre el comportamiento de los controles en humedales en general.

La inclusión de parámetros como conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales es justificada mediante su uso como información complementaria de la salinidad, pues están relacionadas en función de los iones disueltos en el medio. Entonces, con fines prácticos y con las recomendaciones de Rhoades (1996), se ha optado por usar los sólidos disueltos totales (SDT) y la conductividad eléctrica como controles intercambiables para la salinidad. Es importante aclarar que, aunque se haya encontrado información para la mayoría de los controles, ésta no es única ni definitiva; en la literatura gris (por ej. tesis, reportes o informes) puede haber más datos disponibles no considerados que puedan complementar lo resumido en este trabajo. Por lo tanto, con la literatura consultada se listan, en las Tablas 5-8, los controles ambientales con correlaciones más significativas.

Para el CO₂ destacan: temperatura del aire (+), altura de la inundación (-), salinidad de agua superficial (-), temperatura del agua intersticial (+), temperatura del sedimento (+), conductividad eléctrica del sedimento (+), carbono orgánico del sedimento (+), masa de raíces (+) y número de neumatóforos (+). En cuanto al CH₄, han de distinguirse: temperatura del aire (+), altura de la inundación (+), potencial REDOX del agua superficial (-), salinidad del agua intersticial (-), temperatura del sedimento (+), conductividad eléctrica del sedimento (+), carbono orgánico del sedimento (+), materia orgánica del sedimento (+) y número de neumatóforos (+).

Tabla 5. Resumen de la relación entre parámetros atmosféricos y las emisiones de CO₂ y CH₄ en humedales: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia	
Temperatura del aire		+	Turbera	Continental húmedo	Pypker et al. (2013)	
		NS	Humedal de suelo histosol con 2 años de restauración	Mediterráneo	Chamberlain et al. (2018)	
		S	Humedal de suelo histosol con 6 años de restauración			
		S	Humedal de suelo aluvión con 2 o 3 años de restauración			
		+	Manglar multiespecie flujo del suelo con o sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)	
		NS	Manglar multiespecie flujo del agua			
		+	+	Cultivo de arroz	Templado	Deng et al. (2020)
		+	+	Humedal de agua dulce con o sin inundación	Subtropical	Gomez-Casnovas et al. (2020)
		NS	+	Humedales costeros	Templado y subtropical	Hu et al. (2020)
		NS	+	Humedal artificial	Templado	Shao et al. (2020)
Presión atmosférica		NS	Humedal de suelo histosol con 2 o 6 años de restauración	Mediterráneo	Chamberlain et al. (2018)	
		NS	Humedal de suelo aluvión con 2 años de restauración			
		S	Humedal de suelo aluvión con 3 años de restauración			

Tabla 6. Resumen de la relación entre parámetros del agua superficial y las emisiones de CO₂ y CH₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Altura de la inundación		NS	Turbera	Continental húmedo	Pypker et al. (2013)
	-	-	Pantano y marisma de agua dulce	Tropical	Marín-Muñiz et al. (2015)
	NS	NS	Pantano y marisma de agua dulce		
		NS	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
		NS	Marisma salina	Continental	Abdul-Aziz et al. (2018)
		-	Humedal	Continental	Chen et al. (2018)
		-	Cultivo de arroz	Templado	Deng et al. (2020)
		-	Humedal de agua dulce bajo inundación	Subtropical	Gomez-Casnovas et al. (2020)
		NS	Humedal de agua dulce sin inundación		
			+	Manglar multiespecie	Tropical húmedo
	-	+	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
Temperatura		NS	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
		NS	Humedal de suelo histosol con 2 años de restauración	Mediterráneo	Chamberlain et al. (2018)
		S	Humedal de suelo histosol con 6 años de restauración		
		S	Humedal de suelo aluvión con 2 o 3 años de restauración		
		NS	NS	Humedal artificial	Templado

Tabla 6. *Continuación.*

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Temperatura	NS	NS	Humedales naturales	Templado, tropical y continental	Wang et al. (2021)
Conductividad eléctrica (CE) o salinidad	NS	NS	Estanques urbanos	Continental húmedo	Peacock et al. (2019)
	NS	NS	Cultivo de arroz	Templado	Deng et al. (2020)
	-	-	Humedal	Continental	Chen et al. (2018)
	-	NS	Manglares de <i>A. germinans</i>	Árido cálido	Sánchez-Carrillo et al. (2021)
Potencial REDOX (Eh)	-	-	Manglar multiespecie flujo del suelo sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)
	NS	NS	Manglar multiespecie flujo del suelo con neumatóforos		
	NS	-	Humedal artificial	Templado	Shao et al. (2020)
pH	-	NS	Estanques urbanos	Continental húmedo	Peacock et al. (2019)
	NS	NS	Marisma salina	Continental	Abdul-Aziz et al. (2018)
	-	-	Manglar multiespecie flujo del suelo con o sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)
	NS	NS	Manglar multiespecie flujo del agua		
	NS	NS	Cultivo de arroz	Templado	Deng et al. (2020)
	NS	NS	Humedal artificial	Templado	Shao et al. (2020)

Tabla 7. Resumen de la relación entre parámetros del agua intersticial y emisiones de CO₂ y CH₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Temperatura	+	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
Salinidad	NS	NS	Manglar	Subtropical	H. Wang et al. (2016)
	NS	-	Manglar	Tropical	Castillo et al. (2017)
	NS	NS	Manglar deforestado		
Salinidad	-	-	Marisma salina	Continental	Abdul-Aziz et al. (2018)
	+	+	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
Potencial REDOX (Eh)	NS	NS	Manglar	Tropical	Castillo et al. (2017)
	NS	NS	Manglar deforestado		
	-	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
pH	NS	NS	Humedal de manglar	Subtropical	H. Wang et al. (2016)
	NS	NS	Humedal de manglar		
	NS	NS	Manglar deforestado (cambio de uso de suelo)	Tropical	Castillo et al. (2017)
	+	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)

Tabla 8. Resumen de la relación entre parámetros del sedimento y emisiones de CO₂ y CH₄ en humedales. Simbología: relación significativa positiva (+), relación significativa negativa (-), relación significativa no detallada (S), y relación no significativa (NS). La clasificación de clima está basada en Köppen-Geiger.

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Temperatura		+	Turbera	Continental húmedo	Pypker et al. (2013)
	NS	+	Marisma salina y manglar	Subtropical	Chen et al. (2015)
		NS	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
	+	NS	Pantano y marisma de agua dulce	Tropical	Marín-Muñiz et al. (2015)
	NS	NS	Pantano y marisma de agua dulce		
	+	+	Marisma salina	Continental	Abdul-Aziz et al. (2018)
		NS	Humedal de suelo histosol o aluvión con 2 años de restauración	Mediterráneo	Chamberlain et al. (2018)
		S	Humedal de suelo histosol o aluvión con 3 a 6 años de restauración	Mediterráneo	Chamberlain et al. (2018)
	+	+	Humedal de agua dulce inundado o no	Subtropical	Gomez-Casnovas et al. (2020)
	+	+	Humedal artificial	Templado	Shao et al. (2020)
	+	+	Manglar en restauración multiespecie	Subtropical húmedo	Xu et al. (2020)
	NS	NS	Humedales naturales	Templado, tropical y continental	Wang et al. (2021)
Conductividad eléctrica	+	-	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
	+	+	Humedal costero suelo no inundado	Continental	Xu et al. (2021)
	NS	+	Humedal costero suelo inundado o intermitente		

Tabla 8. *Continuación.*

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
pH	NS	NS	Marisma salina y manglar	Subtropical	Chen et al. (2015)
			Manglar multiespecie		
		NS	flujo del suelo con o sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)
		NS	Manglar multiespecie flujo del agua		
		NS	Manglar multiespecie, Veracruz	Tropical húmedo	Hernández & Junca-Gómez (2020)
		-	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
		NS	Humedales costeros	Templado y subtropical	Hu et al. (2020)
		-	Marismas costeras	Templado y subtropical	Li et al. (2020)
		NS	Humedal costero sin importar condiciones de inundación	Continental	Xu et al. (2021)
		NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción orgánica del sedimento)	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
	-	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción mineral del sedimento)			
Carbono orgánico	+	+	Marisma salina y manglar	Subtropical	Chen et al. (2015)
		+	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
		NS	Manglar multiespecie flujo del suelo con o sin neumatóforos y flujo del agua	Tropical	He et al. (2019)
	NS	+	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
	+	NS	Humedales costeros	Templado y subtropical	Hu et al. (2020)

Tabla 8. *Continuación.*

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Carbono orgánico	+	+	Marismas costeras	Templado y subtropical	Li et al. (2020)
	+	NS	Manglar en restauración multiespecie	Subtropical húmedo	Xu et al. (2020)
	+	+	Humedal costero con suelo no inundado	Oceánico	Xu et al. (2021)
	NS	+	Humedal costero con suelo inundado		
	NS	+	Humedales naturales	Templado, tropical y continental	Wang et al. (2021)
	NS	NS	Manglares de <i>A. germinans</i>	Árido cálido	Sánchez-Carrillo et al. (2021)
Carbono total	+	NS	Manglar	Subtropical	Wang et al. (2016)
	NS	NS	Manglar	Tropical	Castillo et al. (2017)
		+	Manglar multiespecie, Veracruz	Tropical húmedo	Hernández & Junca-Gómez (2020)
	NS	+	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
	NS	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción orgánica del sedimento)	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
	-	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción mineral del sedimento)		
Nitrógeno total		+	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
	+	NS	Manglar	Subtropical	Wang et al. (2016)
	NS	NS	Manglar	Tropical	Castillo et al. (2017)
	NS	NS	Manglar deforestado		

Tabla 8. *Continuación.*

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia	
Nitrógeno total		+	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)	
	+	NS	Manglar	Subtropical	Wang et al. (2016)	
	NS	NS	Manglar	Tropical	Castillo et al. (2017)	
	NS	NS	Manglar deforestado			
		-	Manglar multiespecie flujo del suelo sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)	
		NS	Manglar multiespecie flujo del suelo con neumatóforos			
		NS	Manglar multiespecie flujo del agua			
		NS	NS	Humedal costero	Continental templado	Zhao et al. (2020)
		NS	+	Marismas costeras	Templado y subtropical	Li et al. (2020)
		+	NS	Manglar en restauración multiespecie	Subtropical húmedo	Xu et al. (2020)
		+	+	Humedal costero suelo no inundado	Continental	Xu et al. (2021)
		NS	+	Humedal costero con suelo inundado permanente o intermitente		
		NS	+	Humedales naturales	Templado, tropical y continental	Wang et al. (2021)
		NS	NS	Manglares de <i>A. germinans</i>	Árido cálido	Sánchez-Carrillo et al. (2021)
		NS	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción orgánica del sedimento)	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)
	-	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco (fracción mineral del sedimento)			

Tabla 8. *Continuación.*

Parámetro	CO ₂	CH ₄	Ecosistema	Clima	Referencia
Materia orgánica		NS	Manglar de <i>A. marina</i>	Templado	Lin et al. (2020)
		NS	Marismas salinas costeras	Templado	Yuan et al. (2015)
		+	Manglar multiespecie flujo del suelo sin neumatóforos	Tropical	He et al. (2019)
Biomasa de raíces		NS	Manglar multiespecie flujo del suelo con neumatóforos		
	NS	+	Humedales costeros	Templado y subtropical	Hu et al. (2020)
	+	NS	Marisma salina y manglar	Subtropical	Chen et al. (2015)
		+	Manglar de <i>A. marina</i>	Subtropical	Ouyang et al. (2017)
Neumatóforos		+	Manglar de <i>A. marina</i>	Templado	Lin et al. (2021)
	NS	NS	Manglar en restauración, Laguna de Tampamachoco	Tropical	Romero-Uribe et al. (2021)

Al identificar las correlaciones de los parámetros ambientales con los flujos de GEI, es posible establecer modelos predictivos incluyendo aquellos parámetros que tengan influencia significativa sobre las emisiones. Estos modelos permiten estimar de forma indirecta las emisiones del gas en cuestión utilizando las mediciones en campo de dichos parámetros ambientales. Para este fin, han sido usados modelos de regresión multivariada *stepwise* en trabajos realizados en ecosistemas de manglar, tanto para el CO₂ (Bulmer et al., 2015; Castillo et al., 2017; Leopold et al., 2015; Romero-Uribe et al., 2021) como para el CH₄ (Castillo et al., 2017; Hernández & Junca-Gómez, 2020; Konnerup et al., 2014; Romero-Uribe et al., 2021).

En cuanto a los predictores de la emisión del CO₂ encontrados en otros trabajos, Bulmer et al. (2015) identificaron a la biomasa del manglar y el carbono orgánico del sedimento como los predictores principales. Leopold et al. (2015), por su parte, mencionan a la temperatura del sedimento y los neumatóforos como predictores en manglares de *Avicennia* sp. En la Laguna de Tampamachoco, por ejemplo, entre los hallazgos de Romero-Uribe et al. (2021) está la identificación del carbono orgánico disuelto y los iones de Cl⁻ y SO₄⁻² del suelo orgánico.

Además, sobre la efectividad de los modelos de CO₂, puede nombrarse la aproximación hecha por Castillo et al. (2017), con un porcentaje de predicción del 82.40%.

Para las predicciones de CH₄, el modelo presentado por de Konnerup et al. (2014) señala al porcentaje de materia orgánica del sedimento y al oxígeno disuelto en el agua como los predictores de las emisiones de metano. Hernández & Junca-Gómez (2020) hallaron que la temperatura del suelo, la altura de la inundación, la salinidad, el pH y los iones de Cl⁻ del agua intersticial. Para la locación estudiada en este trabajo, Tampamachoco, Romero-Urbe et al. (2021) destacan la salinidad intersticial, los nitratos, nitritos y sulfatos del agua intersticial. También, se destaca el modelo presentado por Castillo et al. (2017) para los flujos de CH₄, con un porcentaje de predicción del 79.80%.

3.3. Variaciones significativas entre las condiciones del manglar y los flujos de GEI.

Para la determinación de las diferencias significativas entre flujos de GEI y características, ya sea el sitio de muestreo, la temporada o la condición del manglar, se usan, por mencionar algunas, metodologías como el análisis de la varianza (ANOVA) (Castillo et al., 2017; Konnerup et al., 2014; Leopold et al., 2015; Nóbrega et al., 2016; Senger et al., 2021) o pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) (Queiroz et al., 2019; Senger et al., 2021); un ejemplo de esto es el trabajo de Castillo et al. (2017), donde se encontró que las condiciones de manglar (en su caso, manglar conservado y manglar con cambio de uso de suelo) tienen diferencias significativas entre las emisiones de CO₂, pero no entre las de CH₄; otro trabajo a destacar es el estudio de Senger et al. (2021), donde el CO₂ tuvo variaciones significativas entre manglares conservados y manglares degradados.

3.4. Desarrollo de la restauración del manglar de la Laguna de Tampamachoco y cambios en las condiciones ambientales.

Las transformaciones que se han llevado a cabo en el manglar de la Laguna de Tampamachoco han sido reportadas en varios capítulos de libro y artículos (López-Portillo et al., 2014a, 2021). Dado el interés de entender las causas de la degradación y muerte del manglar, así como en encontrar soluciones eficientes para su restauración, se tiene un registro casi continuo de las condiciones fisicoquímicas y biológicas predominantes. Al ser estos datos antecedentes indirectos del presente estudio, fueron recopilados los valores de parámetros

ambientales de los reportes disponibles con el fin de hacer un comparativo histórico. Esta información es presentada en el Anexo de este trabajo (Tablas A1-A3).

Además, se destacan algunos hallazgos que amplían el contexto del presente estudio. Sobre los cambios en la extensión del área del manglar de la laguna de Tampamachoco, Austria-Ortíz et al. (2021) estimaron con imágenes satelitales a través de 3 polígonos para el periodo entre 1970 y 2015 que la cobertura del manglar aumentó en 24.08% durante los 45 años recopilados. Sin embargo, el polígono de interés para el presente trabajo (es decir, adyacente al complejo termoeléctrico), pasó de ser 30.69% del total de la superficie de manglar a 23.26%, lo que se traduce como la pérdida de área de manglar sano. Asimismo, han sido identificados altos valores de nitrógeno total en el agua del sistema lagunar de Tampamachoco, confirmando la influencia antropogénica dentro de la dinámica de nutrientes (Vazquez-Botello et al., 2020), que a su vez influye en las vías de producción de dióxido de carbono y metano.

Los antecedentes de la degradación y muerte del bosque de manglar contiguo a la central termoeléctrica comienzan a finales de los años ochenta, en específico 1987, al construirse tres terraplenes de 500 a 700 metros de longitud para soporte de las torres de transmisión de energía eléctrica. Esta obra actuó como una barrera para el flujo y renovación natural de agua del manglar, derivando en el estancamiento de agua salina que, al evaporarse, aumentó de forma drástica la concentración de sales, compuestos nitrogenados y sulfurados en el suelo, causando la muerte de los individuos de manglar (López-Portillo et al., 2014a, 2021).

Inaugurada la central termoeléctrica en 1991, esta degradación no fue atendida por años, llegando a ser evidente en 2004 cuando el daño abarcaba 20 ha de manglar muerto. Al establecerse el sitio Ramsar 1602, que incluye los manglares y humedales de Tuxpam, creció el interés sobre estos ecosistemas, sobre todo en la Laguna de Tampamachoco, donde era clara la gravedad de los impactos sufridos (Basáñez-Muñoz et al., 2021). Los orígenes de la restauración comienzan con dos proyectos paralelos, el primero en 2010, originado en el convenio de cooperación entre las autoridades de la CFE y la Universidad Veracruzana (UV), donde se establece un proyecto de restauración a partir de la reproducción y reforestación de 200,000 individuos, habilitando para este fin un vivero. En el segundo proyecto, iniciado en 2011 (por parte del Instituto de Ecología A.C.-INECOL y la CONABIO), además de

reforestar con nuevos individuos, se estudió la hidráulica y topografía del ecosistema, optándose en 2012 por abrir en canales de distribución de 2 m de ancho a través de los terraplenes, siendo ampliados en 2014-2015 hasta 12 m de ancho (Lara-Domínguez et al., 2021; Zaragoza-Méndez et al., 2020). En el 2016 la UV realizó otra incursión en el área, realizando un estudio topográfico y construyendo 24 islotes de revegetación de 100 m² con 20 cm de altura (Basáñez-Muñoz et al., 2016). Estas últimas medidas no parecieron ser suficientes para asegurar la restauración de las condiciones, por lo que, en 2018, con el apoyo de la CONAFOR, el INECOL continuo con las actividades de rehabilitación hidrológica, esta vez, excavando 3,000 m lineales de canales de 3 m de ancho y 1 m de profundidad. Con esta última intervención, disminuyó la salinidad y los sulfuros a valores similares al manglar conservado (Lara-Domínguez et al., 2021).

El material excavado fue colocado a los lados de los canales, formando islotes anchos de 30 a 40 cm de alto (altura perdida por la erosión y el colapso del suelo tras la muerte del mangle) (Lara-Domínguez et al., 2021). En 2019, para seguir compensando el colapso del suelo se construyeron un aproximado de 750 islotes circulares de 5 m de diámetro y 40 cm de alto, donde se trasplantaron 30 plantas juveniles de manglar, estableciéndose con densidades de hasta 40 individuos por metro cuadrado (ind m⁻²) en el sector sur y centro, pero de 15 ind m⁻² en el sector norte (Lara-Domínguez et al., 2021; Zaragoza-Méndez et al., 2020), siendo esta modificación la más reciente del área de estudio.

4. METODOLOGÍA

4.1. Área y sitios de estudio.

El municipio de Túcpan es parte de la región huasteca del estado de Veracruz, con clima tropical (Aw) y una temperatura media anual de 24.9 °C, siendo el mes más frío enero con 19.9 °C promedio y junio el más caluroso con un promedio de 28.3 °C. La precipitación total anual es de 1,341.70 mm, siendo el mes más seco enero (33 mm) y el más lluvioso julio (175.70 mm), contando con una estación seca de noviembre a mayo y una estación lluviosa de junio a octubre; añadiendo una temporada de nortes de octubre a febrero y suradas de marzo a junio. Los suelos presentes en los alrededores de la Laguna de Tampamachoco son Regosol (Re), Solonchak (Zg) y Gleysol (Gv) (Basáñez-Muñoz, 2005); además, la laguna presenta una salinidad entre 33.07 y 33.94 ppt (Garduño Ruiz et al., 2016). Como aporte reciente, Austria-Ortíz et al. (2021) analizaron bases de datos meteorológicos que comprenden los años entre 1922 y 2020 de Tampamachoco y reportaron que el promedio mensual de la temperatura del aire fue 24.6 °C (± 1.22), siendo la temperatura mínima de 22.3 °C y la temperatura máxima de 30.9 °C. Destacan, también, una estación cálida (superior a 22.5 °C) entre los meses de marzo a octubre y una estación fría que incluye diciembre y enero, siendo febrero y noviembre meses de transición entre estaciones.

El presente trabajo fue realizado dentro del sitio Ramsar 1602 «Manglares y Humedales de Tuxpan» (Figura 12), en el sistema lagunar de Tampamachoco ubicado entre los paralelos 20°58' 15'' a 21°05' de latitud norte y los meridianos 97°20'30'' a 97°24' de longitud oeste, en las coordenadas 21°00'44.33'' N y 97°20'20.87'' W (Basáñez-Muñoz et al., 2016). Realizando los trabajos en campo del 30 de agosto al 3 de septiembre del 2021. La zona de restauración está integrada por tres sitios divididos por tres terraplenes, el sector sur, el sector central y el sector norte (Basáñez-Muñoz et al., 2016) (Figura 12). Esta división se complementa con la degradación de la vegetación, obteniéndose un área de estudio de tres sectores (norte, centro y sur) con tres condiciones distintas del manglar (manglar de transición, islotes de revegetación y manglar muerto, es decir, en función del gradiente de degradación) (Basáñez-Muñoz et al., 2021; Romero-Urbe et al., 2021) (Figuras 12, 13 y 14). La especie dominante en la restauración es *A. germinans*, seguida de *R. mangle*, y *L. racemosa*. En el área adyacente al mangle muerto pueden encontrarse, en menor medida, *C. erectus*.

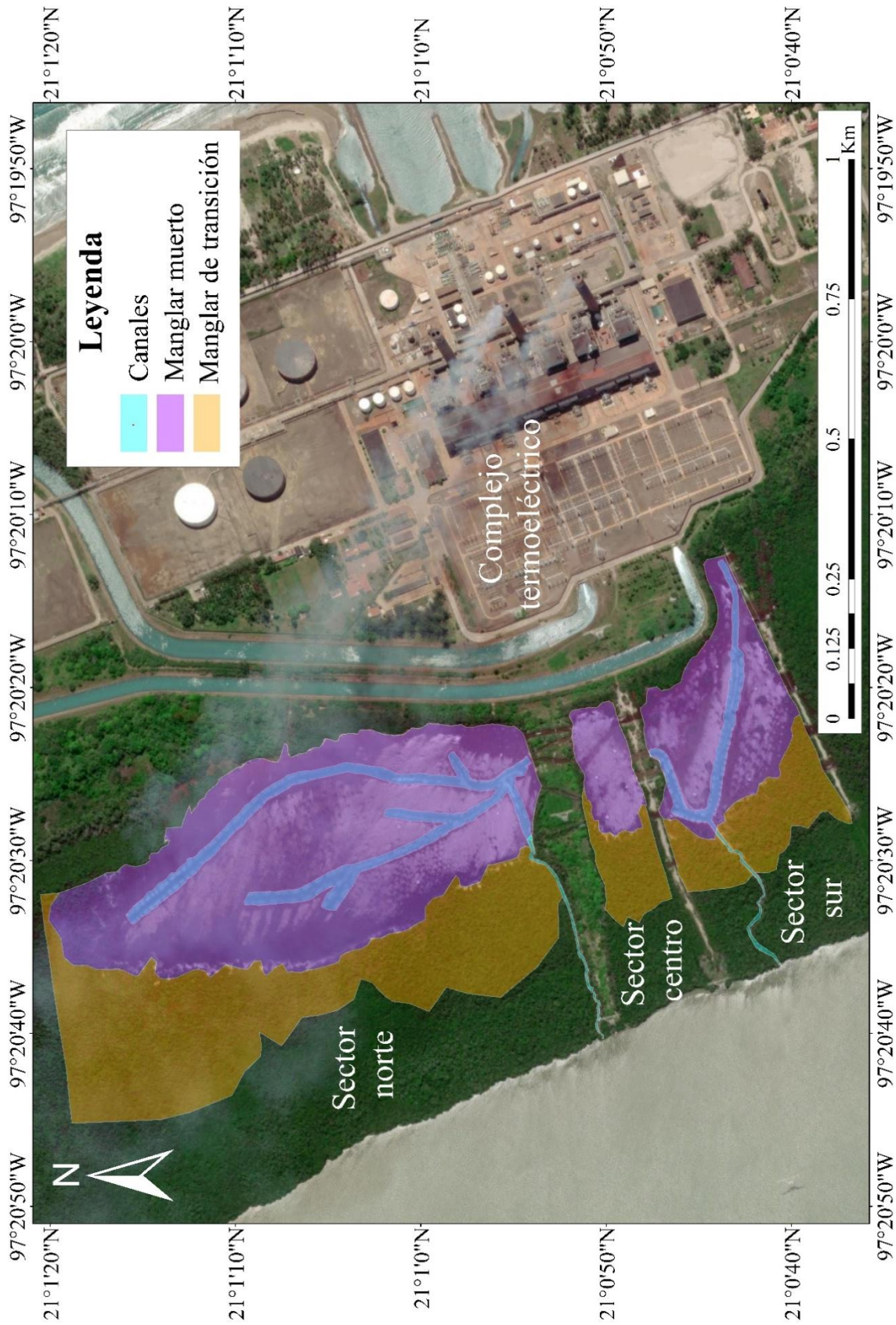


Figura 12. Vista general de la zona de restauración.

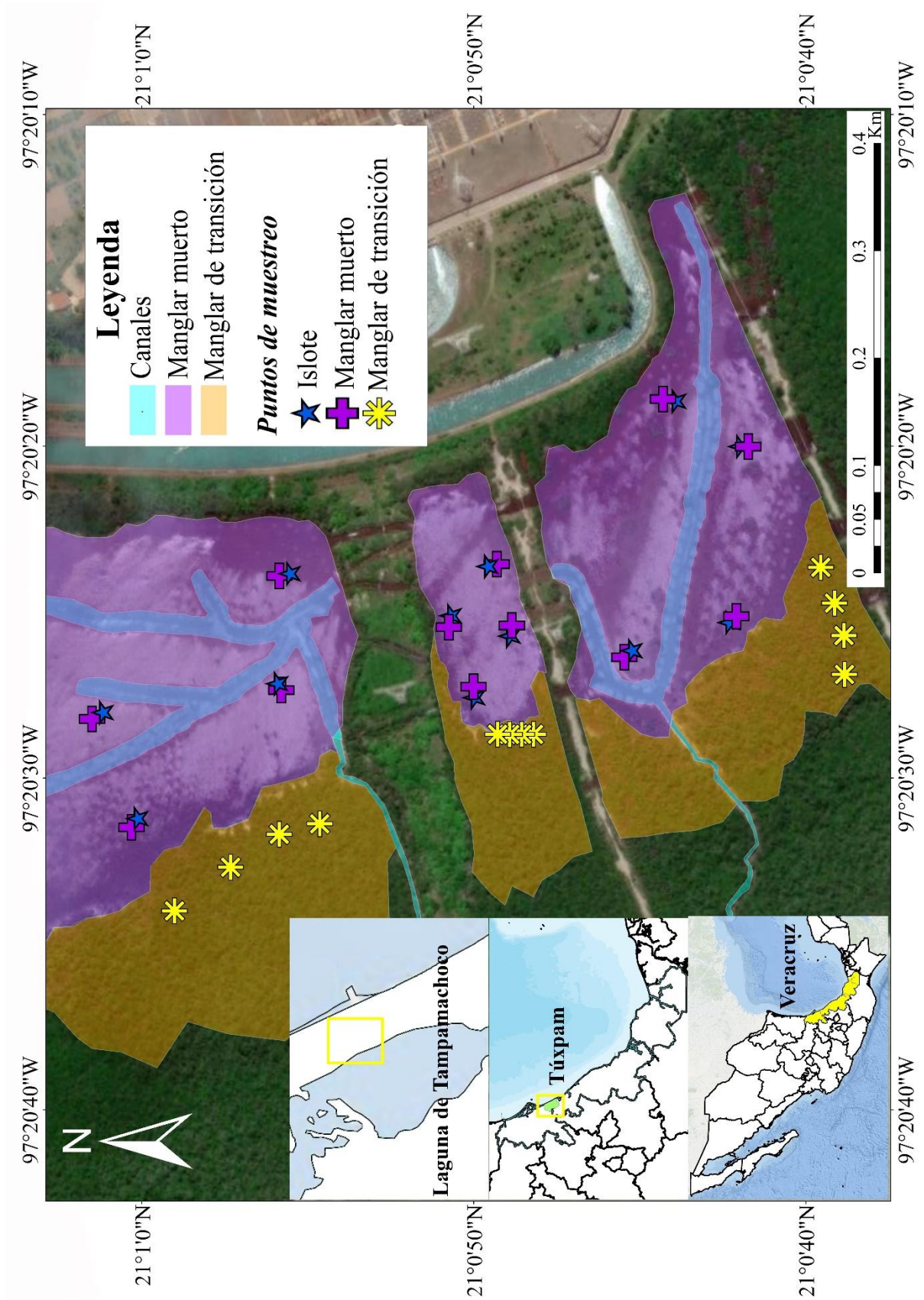


Figura 13. Puntos de muestreo en el área de estudio en el manglar de la Laguna de Tampamachoco.

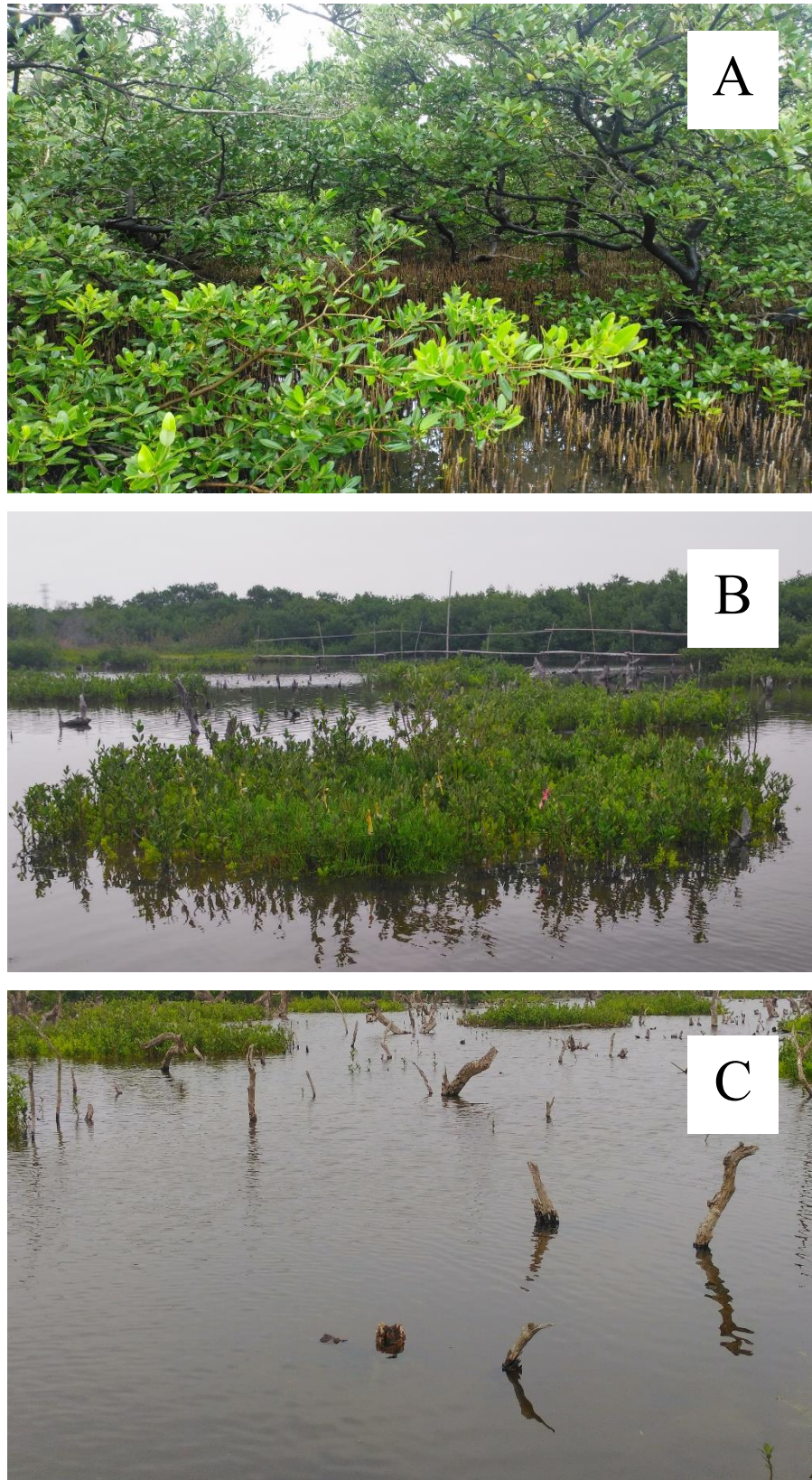


Figura 14. Fotografías mostrando las tres condiciones del área: manglar de transición (A), islote de revegetación (B) y manglar muerto (C).

En el suelo del manglar conservado se identifican tres horizontes. El horizonte O, de entre 9 a 13 cm, constituido por limos y detritos, un horizonte intermedio limo-arcilloso de 1 a 3 cm, y debajo del horizonte intermedio, el horizonte A constituido por arcillas, observándose el proceso de gleyzación por la baja concentración de oxígeno. El manglar de transición conserva parte de las características estructurales del manglar conservado, con la excepción de la pérdida de raíces finas y la disminución del espesor del estrato O, con colores más oscuros en el estrato intermedio producto de los lixiviados. En el manglar muerto el horizonte O tiene menor grosor, contando además con un tapete microbiano de 1 a 2 cm de profundidad formado por microalgas (López-Portillo et al., 2014a).

4.2. Trabajo de campo (*in situ*).

4.2.1. Medición de flujos de gases.

Mediante la inserción de un collar de PVC sanitario (de 20.32 cm de diámetro interno y 34 cm. de altura) en el sedimento, a una profundidad menor a los 5 cm (Figura 15) (Heinemeyer et al., 2011; Jovani-Sancho et al., 2017; Pavelka et al., 2018) fue posible posicionar la cámara de medición *Soil Gas Flux Survey Chamber, Smart chamber* (LI-COR Biosciences) para conseguir un sistema con volumen determinado y soporte estable (Figuras 15 y 16). Cabe destacar que no se dejaron instalados los collares 24 horas previas al muestreo como es recomendado para ecosistemas terrestres, pues al interrumpir el flujo natural el agua se estanca, cambiando sus características fisicoquímicas, lo que se vuelve un inconveniente al no reflejar el estado real del punto. En este caso, se colocó el collar previo a la instalación de la cámara, esperando entre 3 y 10 minutos a que el sedimento se estabilizara, registrando después el saliente del collar (*offset*) desde la superficie del suelo (esto para el cálculo del volumen de aire muestreado). Al conectarse el analizador portátil de gases traza *Trace Gas Analyzer LI-7810* (LI-COR Biosciences) a la cámara, se pudo cuantificar los flujos de gases en las interfases sedimento-agua y agua-atmósfera. La medición tuvo una duración de 160 segundos, con una banda muerta de 26 segundos al inicio, siendo 134 segundos de medición efectiva. La medición automatizada por punto tomó 20 minutos, contemplando otros 10 minutos para la instalación y desinstalación del sistema. Cada medición constituía de dos repeticiones con sus respectivos tiempos de purga de aire, dando como resultado dos valores para el CO₂ y dos para el CH₄ por punto de muestreo, consiguiendo 72 muestras efectivas (n = 72) en los 36 puntos de muestreo.

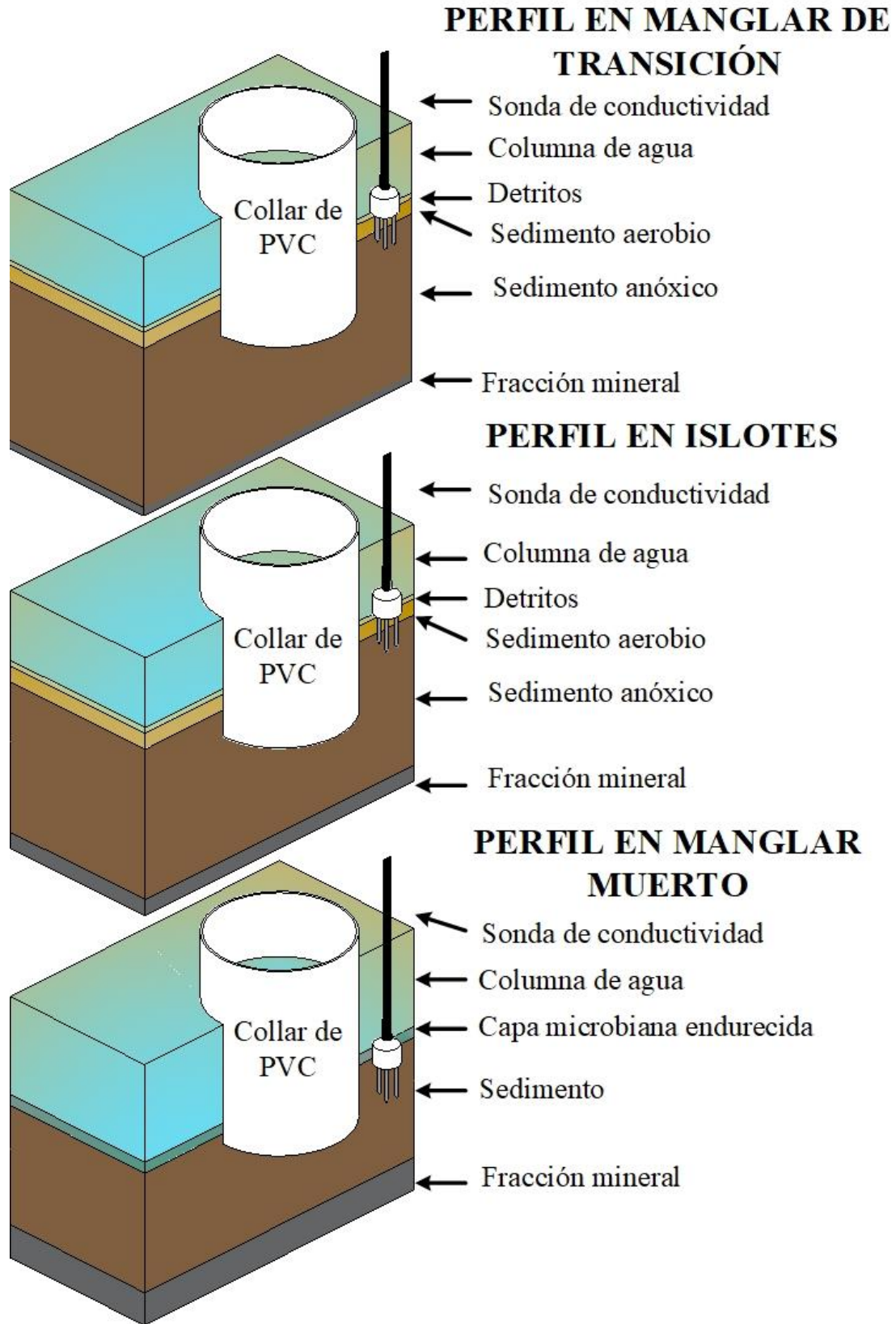


Figura 15. Perfil de los puntos de muestreo e instalación del collar y sonda.



Figura 16. Cámara instalada sobre el anillo de PVC en un punto de muestreo en el manglar de transición.

4.2.2. Registro de las variables ambientales.

Las mediciones de la temperatura del aire, la presión atmosférica y humedad relativa fueron tomadas con el sensor meteorológico portátil *PocketLab Weather* (Myriad Sensors, Inc.) y vaciadas en bitácora de campo. La altura de la inundación fue medida con una vara graduada de 1 metro de longitud. La conductividad eléctrica y temperatura del suelo fueron proporcionadas por la sonda *Stevens HydraProbe* (Stevens Water Monitoring Systems Inc.) que forma parte de la cámara de medición de flujos.

4.2.3. Muestreo de agua.

Durante cada medición de los flujos de gases, se recolectaron y analizaron muestras de agua superficial e intersticial. El agua superficial fue recolectada con una jeringa plástica desde la columna de agua; en los islotes sin inundación, este muestreo fue omitido. El agua intersticial fue obtenida con ayuda de un muestreador que consiste en una flecha de aluminio con aberturas en la punta y una manguera conectada a una jeringa en el otro extremo. Para coleccionar el agua intersticial se indujo tensión (o succión) a través del émbolo de la jeringa (Bartolomeos, 2015). Tanto el agua superficial como intersticial colectada en la jeringa se vació en

la sonda multiparamétrica Myron L Ultrameter II™ 6PFC^E (Myron L Co., Carlsbad, CA). Con ésta se obtuvo la temperatura, pH, potencial de óxido-reducción, conductividad eléctrica y salinidad (SDT).

4.2.4. Muestreo del sedimento.

Para la recolección de raíces, fueron usados nucleadores (cilindros de PVC sanitario) de 10 cm de altura y 5.08 cm de diámetro interno para conseguir las muestras superficiales de sedimento en cada punto. Tomada la muestra los cilindros fueron cubiertos con Parafilm y guardados para su conservación en una hielera. Por otra parte, para el análisis de parámetros fisicoquímicos (pH, porcentaje de materia orgánica, porcentaje de carbono orgánico, porcentaje de nitrógeno total y porcentaje de carbono total); estas muestras fueron colectadas a una profundidad entre 20 y 30 cm dependiendo de la accesibilidad y las condiciones del sitio, guardándose en bolsas plásticas herméticas para su conservación en hielera.

4.2.5. Conteo de neumatóforos.

Después de la medición de gases, se realizó el conteo de los neumatóforos dentro de la superficie demarcada del collar ($\approx 0.032 \text{ m}^2$), obteniéndose su número por unidad de área (m^2).

4.3. Trabajo en laboratorio (*ex situ*).

4.3.1. Separación de raíces.

La biomasa de raíces fue clasificada en dos categorías: raíces finas de $< 2\text{mm}$ de ancho (que se asume tienen la función primaria de absorción de agua y nutrientes) y gruesas de $> 2\text{mm}$ de ancho. También se separaron los restos de material orgánico particulado, o detritos, que presentaba la muestra. Se sometieron las muestras a secado solar, luego en horno a $60 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta alcanzar peso constante (~ 2 días) para su posterior pesaje y registro, determinando la densidad por metro cuadrado (Adame et al., 2017; Cisneros-de la Cruz et al., 2021).

4.3.2. Análisis del sedimento.

Las muestras de sedimento fueron procesadas en el Laboratorio de Análisis Químico de Suelos Aguas y Plantas del INECOL, en Xalapa, Veracruz. Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas utilizando mallas de 2 mm. El carbono orgánico (% de carbono orgánico), carbono total (% de carbono total) y nitrógeno total (% de nitrógeno total) se determinaron con el analizador de combustión seca para carbono y nitrógeno de TruSpec (LECO). El contenido de materia orgánica (% de materia orgánica) se obtuvo a partir del método Walkley-Black y

el pH del sedimento se midió usando un electrodo de vidrio en una muestra con proporción sedimento:agua de 1:2.

4.3.3. Procesamiento de los flujos de GEI y preparación de la base de datos para análisis estadísticos.

Los archivos de las mediciones descargados de la cámara, en formato .81x, fueron utilizados para recalcular los flujos considerando el saliente (*offset*) real del collar (es decir, el medido en campo). Para esto se utilizó el software SoilFluxPro versión 4.2.1. Seguido, se vaciaron los datos de la bitácora de campo, con las conversiones y arreglos necesarios, consiguiendo así el archivo base para el análisis estadístico.

4.3.4. Cálculo de las mediciones del sector norte.

Al ocurrir un accidente con la cámara inteligente, no fue posible descargar el archivo .81x de las mediciones del sector norte, como lo fue con el área sur y centro. Por lo que se modelaron los flujos a partir de las mediciones registradas en la bitácora de campo. Estas mediciones eran preliminares, pues no incorporaban el *offset* real, sino el predeterminado (2 cm). Usando los archivos .81x de los sectores ya muestreados, entre los puntos del sector norte y sur se buscaron los flujos con el mejor ajuste (R^2) en la relación concentración del CO_2/CH_4 vs tiempo (Figura 17 y 18).

Así, los sitios tomados como referencia para cada condición del manglar fueron: el punto 7 para los islotes; el punto 15 para el manglar muerto y el punto 12 para el manglar de transición. Se hizo una relación de proporcionalidad entre los flujos preliminares de estos sitios de referencia con los del sector norte según la condición del manglar para obtener los flujos recalculados del sector norte. Cabe aclarar que al observarse una tendencia lineal durante el registro y medición de los gases (Figura 17 y 18), se optó por asumir la relación de proporcionalidad. Cabe destacar que la confiabilidad de esta aproximación dependerá del ajuste que presenten los datos.

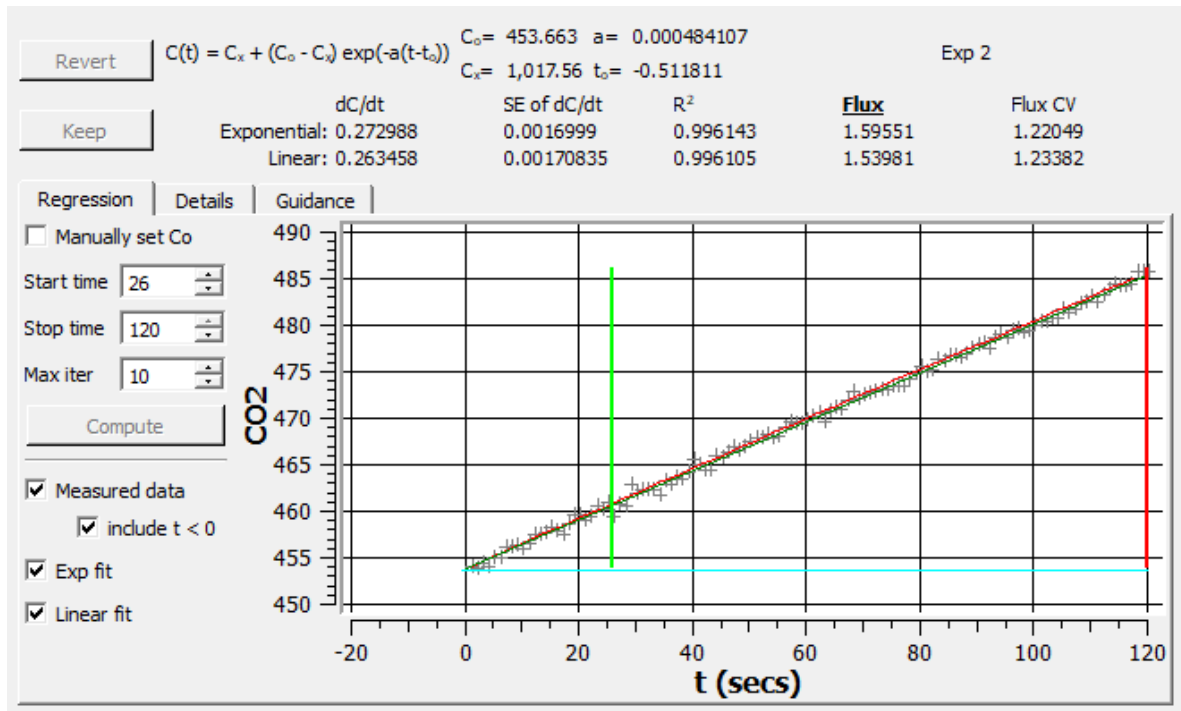


Figura 17. Representación gráfica del mejor ajuste de la medición de CO₂ para el punto 7-Islote. $R^2 = 0.99$.

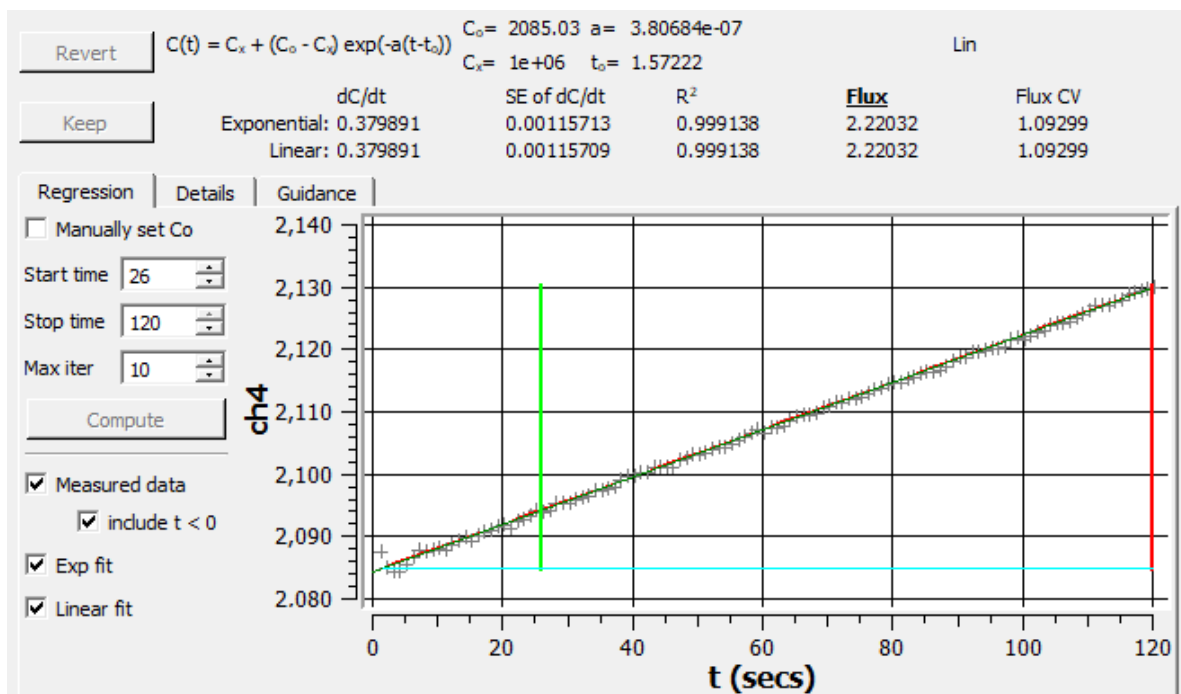


Figura 18. Representación gráfica del mejor ajuste de la medición de CH₄ para el punto 7-Islote. $R^2 = 0.99$.

Con esta simple modelación se asumió que:

1. La influencia de los controles ambientales en los flujos ya fue considerada en el valor de las mediciones preliminares registradas en el campo (dato en bitácora) tanto para los sitios de referencia como para los sitios del sector norte.
2. La condición del manglar es más importante que el sector para la magnitud de los flujos de GEI examinados, pues todas las mediciones fueron hechas en el mismo sector, pero en condiciones distintas.
3. Como se usó el mismo collar de PVC en todos los puntos, los valores entre cualquier medición son intercambiables siempre y cuando se use el *offset* original al realizar el recálculo. El único valor que afecta el volumen de la cámara es la altura (*offset*), pues el área era constante (mismo collar), variando sólo la inundación de cada punto.

A continuación, se explica con un ejemplo el procedimiento que se siguió. Se desea recalculer los flujos preliminares del islote norte en el punto de muestreo 17 (17-Islote): $\text{CO}_2 = 2.72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $\text{CH}_4 = 1.62 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Entre los archivos .81x de los otros sectores se busca la medición de un islote con el mejor ajuste (R^2) en la relación concentración de CO_2 y CH_4 contra el tiempo. En este caso, el islote sur en el punto de muestreo 7 (7-Islote): R^2 para $\text{CO}_2 = 0.996143$ y R^2 para $\text{CH}_4 = 0.999138$ (Figura 17 y 18). Se anota los flujos preliminares del punto 7-Islote: $\text{CO}_2 = 1.60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $\text{CH}_4 = 2.22 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, para usarse en todos los recálculos de los islotes del sector norte. Se calcula una razón de proporción entre la medición preliminar del norte (N) y la medición preliminar de referencia (R) para cada gas (N/R_{CO_2} y N/R_{CH_4}). En este ejemplo, $\text{N/R}_{\text{CO}_2} = 1.70$ y $\text{N/R}_{\text{CH}_4} = 0.73$. A continuación, se anota el flujo recalculado del sitio de referencia (es decir, con el *offset* real del sitio de medición, en este caso particular, 4.5 cm), en este caso $\text{CO}_2 = 1.83 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y $\text{CH}_4 = 2.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Con estos valores, se calcula el flujo final de CO_2 y CH_4 con el producto entre la razón de proporción y el flujo recalculado de los sitios de referencia. En este caso: CO_2 de 7-Islote = $(1.83 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}) * (1.70) = 3.11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$; y CH_4 de 7-Islote = $(2.54 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}) * (0.73) = 1.86 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

4.3.5. Análisis estadístico.

Mediante el uso del lenguaje R (RStudio) y correspondientes librerías (*caret*, *dplyr*, *ggplot2*, *Hmisc*, *hrbrthemes*, *lattice*, *leaps*, *lme4*, *MASS*, *nlme*, *PerformanceAnalytics*, *readr*,

rcompanion, *tidyverse* y *viridis*) se obtuvieron los estadísticos descriptivos, se hicieron gráficos y se ajustaron los modelos estadísticos, usando modelos de efectos mixtos para evaluar si las mediciones de emisiones de CO₂ y CH₄ fueron diferentes según el sector y condición del manglar. Como efecto fijo se estableció el sector, la condición del manglar y la interacción entre ambos, siendo el punto de la medición el efecto aleatorio. Para complementar estos resultados, se realizaron las pruebas de Scheirer–Ray–Hare para la diferenciación de efectos y la prueba de Dunn para la identificación y agrupación de las condiciones y sectores según sus diferencias.

Por otro lado, se examinó el coeficiente Spearman entre los flujos de GEI y los parámetros atmosféricos, del agua y del sedimento. Estas correlaciones se sintetizaron en un diagrama de resumen con el fin de visualizar las relaciones de mayor importancia ($r \geq |0.40|$ y $p < 0.001$). Como punto final, para determinar los controles biofísicos de los flujos de GEI se utilizó un modelo multivariado escalonado (*stepwise*). Con este modelo se identificaron los parámetros con mayor poder predictivo de los flujos, a los cuales se les denominó como los controles biofísicos de las emisiones examinadas.

4.3.6. Cálculo del índice GWP para las emisiones de CO₂ y CH₄.

A partir de la cuantificación del flujo vertical de los gases fue posible obtener el índice GWP₂₀ y GWP₁₀₀ que tiene cada gas para determinado sector o condición. Usando el programa Arc-Map 10.5 se trazaron los polígonos de los lugares de interés (Figura 12), estimando el área que representa los sectores (sur, centro y norte) y las condiciones (islotos, manglar muerto y manglar de transición). Por último, se realizó una conversión de unidades de masa (miligramos a megagramos) y tiempo (horas a año) para coincidir con las unidades de base del índice GWP. Empleando los flujos con su conversión, los valores del GWP para emisiones de metano (81.2 para GWP₂₀ y 27.9 para GWP₁₀₀) (Forster et al., 2021) y las áreas estimadas por los polígonos, se realizaron las siguientes relaciones, omitiendo las emisiones de CO₂ al ser este gas la base del índice GWP y sus unidades de CO₂ eq. Así, las relaciones quedan como: GWP₂₀ del CH₄ = (Flujo vertical de CH₄) * (Valor GWP₂₀ para CH₄) * (Área estimada); y GWP₁₀₀ del CH₄ = (Flujo vertical de CH₄) * (Valor GWP₁₀₀ para CH₄) * (Área estimada).

5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1. Resultados.

5.1.1. Emisiones CO₂ y CH₄ por condición de manglar y sector del área de estudio. Las distribuciones de las emisiones de CO₂ del suelo no presentan gran variación entre sector del área de estudio, pero sí entre condición del manglar (Figura 19). El manglar de transición resultó con el rango más amplio entre las condiciones, siguiendo los islotes y el manglar muerto. Se destacan los islotes del sector norte por tener el rango más amplio en comparación a los islotes del sector centro y sur. El mayor promedio de emisión de CO₂ se encontró en el sector norte y el menor en el sector sur; entre las condiciones del manglar, el de transición resultó con el mayor promedio en comparación con los islotes y el manglar muerto, éste último con el menor promedio (Tabla 9). Se encontró evidencia muy fuerte ($p < 0.0001$) (Tabla A7) de que la magnitud de las emisiones de CO₂ es diferente según la condición del manglar (transición, islote o muerto). En contraste, tanto el sector del área de estudio ($p = 0.7665$) como la interacción entre la condición del manglar y el sector ($p = 0.4001$) resultaron factores no significativos (Tabla A7).

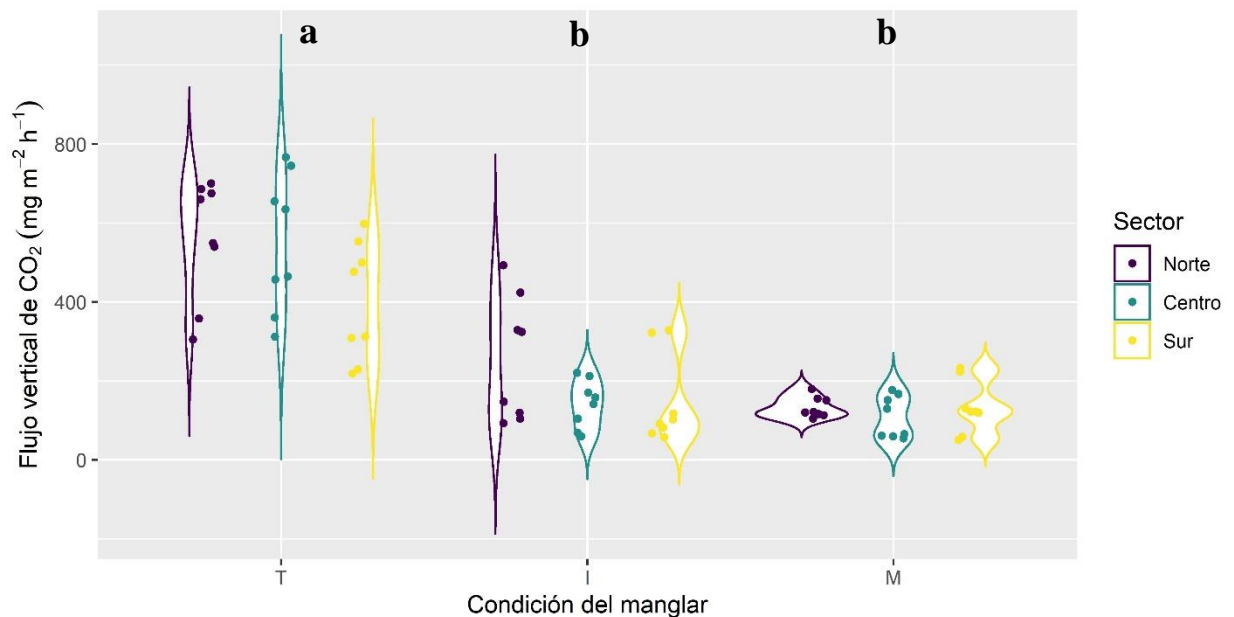


Figura 19. Diagrama de violín con la distribución de los flujos verticales de CO₂ medidos en las condiciones del manglar «Transición (T), Islote (I) y Muerto (M)» de los sectores del área de estudio «Norte, Centro y Sur» en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Letras minúsculas en negritas distintas indican diferencias significativas entre las condiciones de manglar (prueba de Dunn).

Para identificar y clasificar las condiciones en función de las diferencias significativas en los flujos promedio de CO₂, las pruebas de Scheirer-Ray-Hare y Dunn arrojaron que sólo el manglar de transición difería en contraste a los islotes y el manglar muerto.

Tabla 9. Valor promedio \pm desviación estándar de los flujos verticales de CO₂ y CH₄ por sector del área de estudio y condición del manglar, en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz.

		CO ₂ mg m ⁻² h ⁻¹ (μ mol m ⁻² h ⁻¹)	CH ₄ mg m ⁻² h ⁻¹ (μ mol m ⁻² h ⁻¹)
Sector	Norte	315.50 \pm 220.20 (7,168.83 \pm 5,003.41)	0.31 \pm 0.23 (19.33 \pm 14.34)
	Centro	266.60 \pm 230.40 (6,057.71 \pm 5,235.17)	0.60 \pm 0.41 (37.41 \pm 25.56)
	Sur	226.10 \pm 166.40 (5,137.47 \pm 3,780.96)	0.65 \pm 0.43 (40.52 \pm 26.81)
Condición	Manglar de transición	502.70 \pm 169.50 (11,422.40 \pm 3,851.50)	0.91 \pm 0.34 (56.73 \pm 21.20)
	Islotes	180.90 \pm 123.70 (4,110.43 \pm 2,810.73)	0.21 \pm 0.16 (13.09 \pm 9.98)
	Manglar muerto	124.60 \pm 50.50 (2,831.17 \pm 1,147.47)	0.44 \pm 0.26 (27.43 \pm 16.21)

Por otro lado, las distribuciones de flujos de CH₄, muestran patrones diferentes tanto entre condiciones del manglar como entre los sectores del área de estudio. De forma particular, el manglar de transición resultó con rangos muy distintos por sector (Figura 20). La mayor emisión promedio de CH₄ por sector del área de estudio fue registrada en el sur, continuando con los sectores centro y norte. La mayor emisión promedio por condición se presentó en el manglar transición, seguido del muerto y los islotes (Tabla 9). Ante esto, se encontró evidencia muy fuerte de que los flujos de CH₄ son diferentes según la condición del manglar ($p < 0.0001$) (Tabla A10).

En contraste con los flujos de CO₂, para el caso de las emisiones de CH₄, se encontró evidencia fuerte del sector del área de estudio ($p = 0.0035$), y evidencia moderada de la interacción entre la condición y el sector ($p = 0.0128$) como factores relevantes en cuanto a las diferencias encontradas (Tabla A10). De nuevo, para encontrar qué condiciones y sectores causaban diferencias significativas, fue realizada la Prueba de Scheirer-Ray-Hare y consecuente prueba de Dunn (Tablas A11-A13), encontrándose que todas las condiciones presentan distribuciones diferentes de flujo de CH₄, y que el sector norte presenta una distribución distinta en comparación con los otros dos sectores (Figura 20).

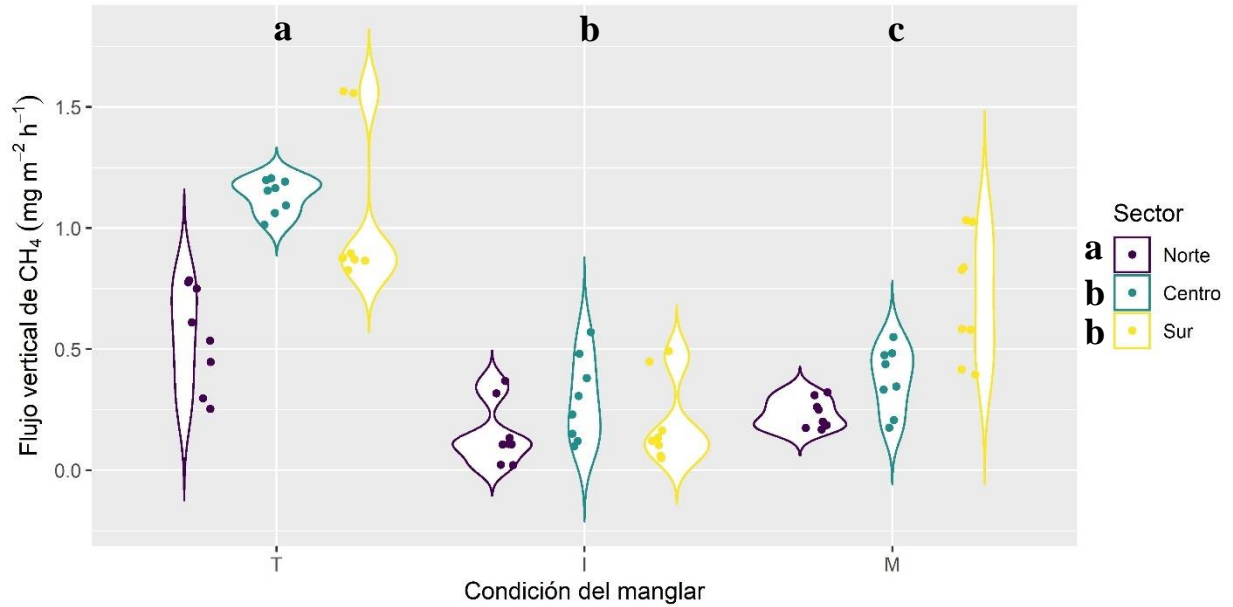


Figura 20. Diagrama de violín mostrando la distribución de los flujos verticales de CH_4 medidos en distintas condiciones del manglar «Transición (T), Islote (I) y Muerto (M)» en tres sectores del área de estudio «Norte, Centro y Sur» en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz. Letras minúsculas en negritas distintas indican diferencias significativas entre las condiciones de manglar (parte superior) o entre sectores (leyenda) (prueba de Dunn).

5.1.2. Parámetros ambientales por condición de manglar y sector del área de estudio.

En los parámetros atmosféricos medidos podemos distinguir que la temperatura promedio del aire atmosférico y del interior de la cámara no rebasó los $33\text{ }^\circ\text{C}$ (Tabla 10). Entre sectores, la presión atmosférica mayor fue registrada en el norte, mientras la menor en el sector centro. Dado el diseño experimental, cada sector fue recorrido en días distintos para realizar las mediciones de las emisiones de GEI en las tres condiciones del manglar (Figura 13). Al analizar la presión atmosférica medida en las diferentes condiciones de manglar, se observa que no hay diferencias sustanciales, pero entre sectores sí las hay ($p \approx 0.000$) (Tabla A14). Por lo tanto, las diferencias en presión atmosférica entre sectores pueden ser explicadas por las condiciones meteorológicas variantes entre los días de medición (Tabla 10). La humedad relativa no sobrepasó el 60% entre sectores y condiciones, siendo la humedad del sur la más alta de los sectores y la del manglar de transición de las condiciones.

Tabla 10. Valor promedio \pm desviación estándar de los parámetros atmosféricos según el sector del área de estudio y la condición del manglar.

		Temperatura del aire (°C)	Temperatura interior de la cámara (°C)	Presión atmosférica (kPa)	Humedad relativa (%)
Sector	Norte	34.21 \pm 3.36	32.21 \pm 1.82	101.07 \pm 0.08	57.09 \pm 8
	Centro	32.36 \pm 0.41	32.41 \pm 0.33	100.77 \pm 0.13	57.03 \pm 4.84
	Sur	32.17 \pm 1.30	32.17 \pm 1.30	100.95 \pm 0.17	59.89 \pm 4.07
Condición	Manglar de transición	32.79 \pm 1.20	32.43 \pm 0.68	100.91 \pm 0.13	58.18 \pm 3.97
	Islotes	32.99 \pm 2.75	32.29 \pm 1.93	100.95 \pm 0.20	57.92 \pm 6.85
	Manglar muerto	32.95 \pm 2.60	32.06 \pm 0.95	100.95 \pm 0.20	57.92 \pm 6.85

Es posible ver los cambios a través del tiempo en los parámetros fisicoquímicos y biológicos del manglar en los estudios previos (Tabla A1). En el presente trabajo, la altura de inundación fue variable entre sectores y condiciones, donde la inundación del sector centro sobrepasó a los demás sectores; asimismo, el manglar muerto presentó los valores mayores entre las condiciones de manglar (Tabla 11). En comparación a los valores históricos, la inundación en el sector norte fue menor a la registrada por Rodríguez-Carrasco (2019) y Guillén-Rivera et al. (2021).

El sector centro tuvo una inundación cercana a la reportada por Guillén-Rivera et al. (2021). En contraste, la inundación en el sector sur fue muy distante a la registrada por los autores ya mencionados. El manglar de transición tuvo una inundación menor a la reportada por López-Portillo et al. (2021) y Romero-Urbe et al. (2021). Al realizar una prueba Scheirer-Ray-Hare se encontró una diferencia significativa entre la inundación y las condiciones ($p = 0.000$) (Tabla A14), con la altura promedio más baja de 1.71 cm y la más alta de 14.71.

La temperatura del agua superficial fue superior en el sector norte y el manglar muerto (Tabla 11). En el sector norte fue mayor a la observada por Rodríguez-Carrasco (2019) y Guillén-Rivera et al. (2021); la del centro fue similar a la de Guillén-Rivera et al. (2021); en el sector sur los valores fueron casi iguales a los de Aragón-Ramírez (2015) y Guillén-Rivera et al. (2021). La temperatura superficial tuvo una diferencia notable entre condiciones ($p \approx 0.001$)

y sectores ($p \approx 0.001$) (Tabla A14), con una temperatura mínima promedio de 32.08 °C y una máxima de 34.22 °C.

La salinidad del agua superficial del sector centro sobresalió de los demás sectores. Entre las condiciones del manglar, los islotes registraron mayores concentraciones (Tabla 11). El promedio de salinidad del agua superficial del sector norte difirió en gran proporción de lo reportado por Guillén-Rivera et al. (2021), pero en menor medida respecto de los valores de Rodríguez-Carrasco (2019); el sector centro mostró valores lejanos a lo registrado por Guillén-Rivera et al. (2021); y en el sector sur se encontró un promedio distinto a lo reportado por Aragón-Ramírez (2015) y Guillén-Rivera et al. (2021). Tanto el manglar de transición como el muerto presentaron promedios de salinidad del agua superficial menores en comparación a lo registrado por López-Portillo et al. (2021). Además, la salinidad tiene una variación significativa entre sectores ($p \approx 0.000$) (Tabla A14), encontrándose el valor promedio más bajo con 20.45 ppt y el más alto con 30.18 ppt.

El potencial REDOX del agua superficial refleja una columna de agua con ambiente reducido en el sector centro, con ambientes un poco más oxigenados en el norte y sur, existiendo una diferencia significativa entre los sectores ($p \approx 0.000$) (Tabla A14). En cuanto a las condiciones del manglar, el agua superficial en los islotes fue la menos reducida, suponiendo una mejor aireación (Tabla 11). Este parámetro ha cambiado en gran proporción en comparación a lo reportado por Aragón-Ramírez (2015) y Guillén-Rivera et al. (2021), siendo el menor promedio -101.10 mV y el mayor -8.40 mV.

Por último, el pH del agua superficial del sector centro fue el más alto registrado, lo mismo para el pH en el agua de los islotes (Tabla 11). En el sector norte se encontró un pH cercano a lo medido por Rodríguez-Carrasco (2019) y Guillén-Rivera et al. (2021); en el sector centro se registró un promedio mayor a la medición de Guillén-Rivera et al. (2021); y el sector sur varió poco en consideración a Aragón-Ramírez (2015) y Guillén-Rivera et al. (2021). Así, el pH superficial difirió de forma significativa entre condiciones ($p \approx 0.000$) y sectores ($p \approx 0.000$) (Tabla A14), con el pH promedio más bajo de 7.26 y el más alto 7.91.

Tabla 11. Valor promedio \pm desviación estándar de los parámetros del agua superficial según el sector del área de estudio y la condición del manglar.

		Altura de inundación (cm)	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS cm ⁻¹)	Salinidad (ppt)	Potencial REDOX (mV)	pH
Sector	Norte	5.50 \pm 4.72	34.22 \pm 1.99	35.17 \pm 0.55	21.73 \pm 0.38	-10.30 \pm 82.60	7.36 \pm 0.36
	Centro	11.33 \pm 8.32	33.16 \pm 1.39	37.57 \pm 22.61	24.31 \pm 18.55	-101.10 \pm 70.50	7.91 \pm 0.32
	Sur	7.92 \pm 6.15	32.08 \pm 2.03	33.45 \pm 0.51	20.58 \pm 0.36	-8.40 \pm 60.40	7.41 \pm 0.31
Condición	Manglar de transición	8.33 \pm 3.39	32.09 \pm 0.71	33.30 \pm 2.25	20.45 \pm 1.55	-53.50 \pm 63.90	7.26 \pm 0.32
	Islotes	1.71 \pm 2.05	33.45 \pm 2.82	44.97 \pm 29.21	30.18 \pm 24.04	-26.50 \pm 89.80	7.86 \pm 0.19
	Manglar muerto	14.71 \pm 6.59	33.98 \pm 1.93	32.91 \pm 1.80	20.20 \pm 1.24	-40.70 \pm 97.40	7.75 \pm 0.37

En cuanto a los parámetros promedios medidos en el agua intersticial y sus registros previos (Tabla A2), la temperatura fue mayor en el centro (31.97 °C) y el manglar muerto (32.23 °C) (Tabla 12). La temperatura del sector sur es cercana a la registrada por Aragón-Ramírez (2015). El manglar de transición presentó valores cercanos a los observados por Vovides et al. (2011), pero más altos a lo hallado por Romero-Urbe et al. (2021); a través de la prueba de Scheirer–Ray–Hare se halló una diferencia notable ($p \approx 0.001$) entre las medianas de la temperatura intersticial y los sectores; y una diferencia significativa ($p \approx 0.000$) entre las condiciones (Tabla A14).

La salinidad del agua intersticial tuvo mayores concentraciones en el sector norte (36.81 ppt) y el manglar de transición (42.64 ppt); entre sectores no hubo gran variación (Tabla 12). Este parámetro fue menor en este estudio en comparación con lo reportado por Aragón-Ramírez (2015). Entre condiciones hubo diferencias significativas ($p \approx 0.000$) (Tabla A14); el manglar de transición sobrepasó los valores de los islotes y manglar muerto (Tabla 12), con mediciones menores a las registradas por Vovides et al. (2011) y Romero-Urbe et al. (2021). El potencial REDOX del agua intersticial tuvo condiciones muy reducidas en todos los sectores y condiciones del manglar. Esto era de esperarse siendo algo común en los sedimentos anóxicos de humedales. Este parámetro tuvo diferencias significativas entre las condiciones ($p \approx 0.000$) y diferencias notables entre los sectores ($p \approx 0.001$) (Tabla A14), con las mediciones más reducidas en el sector centro (-279.50 mV) y el manglar muerto (-282.83 mV) (Tabla

12). Los promedios del potencial REDOX fueron cercanos a los hallados por López-Portillo et al. (2020) y Aragón-Ramírez (2015). El pH del agua intersticial fue un poco más básico en el sector centro (7.49) y el manglar muerto (7.13) (Tabla 12). El manglar de transición mostró un pH similar al reportado por Vovides et al. (2011); también, el manglar muerto se acercó al registrado por Vovides et al. (2011), pero más básico al reportado por Romero-Uribe et al. (2021). Las variaciones fueron algo notables en las condiciones ($p \approx 0.01$) y significativas en los sectores ($p \approx 0.000$) (Tabla A14).

Tabla 12. Valor promedio \pm desviación estándar de los parámetros del agua intersticial según sector del área de estudio y condición del manglar.

		Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS cm ⁻¹)	Salinidad (ppt)	Potencial REDOX (mV)	pH
Sector	Norte	31.19 \pm 1.31	55.03 \pm 9.61	36.81 \pm 8.10	-252.60 \pm 51.90	6.75 \pm 0.30
	Centro	31.97 \pm 0.97	55.08 \pm 9.17	36.76 \pm 6.86	-279.50 \pm 37.02	7.49 \pm 0.34
	Sur	30.94 \pm 0.56	55.63 \pm 9.46	36.58 \pm 7.34	-232.20 \pm 50.30	6.68 \pm 0.27
Condición	Manglar de transición	30.75 \pm 0.64	62.55 \pm 8.35	42.64 \pm 6.94	-231.25 \pm 30.41	6.73 \pm 0.44
	Islotes	31.13 \pm 0.95	53.68 \pm 6.09	35.59 \pm 4.40	-250.20 \pm 69	7.06 \pm 0.47
	Manglar muerto	32.23 \pm 1.02	49.50 \pm 8.18	31.93 \pm 6.10	-282.83 \pm 25.95	7.13 \pm 0.44

Con respecto a los parámetros medidos en el sedimento (Tabla 13) se encontró que la temperatura fue más alta en el sector centro y los islotes, con una diferencia notable entre sectores ($p \approx 0.001$) (Tabla A14). La conductividad eléctrica fue mayor en el sector sur y el manglar de transición, difiriendo de manera notable en los sectores ($p \approx 0.001$) (Tabla A14). Además, se registró el pH más básico en el sector norte y el manglar muerto. El pH del sedimento del manglar de transición y el manglar muerto fueron más básicos a los reportados por López-Portillo et al. (2014b) (Tabla A3), teniendo variaciones notables en los sectores ($p \approx 0.001$) (Tabla A14).

En cuanto a los porcentajes de nutrientes en el sedimento (Tabla 13), el carbono total, carbono orgánico, nitrógeno y materia orgánica tuvieron diferencias significativas ($p \approx 0.000$) para la interacción condición-sector (Tabla A14). El porcentaje de carbono total en el sedimento osciló entre el 17.67% y 18.77%. En el manglar de transición se registró una proporción un poco menor a la observada por Vovides et al. (2011), pero mayor a la de López-Portillo et al.

(2014b) (Tabla A3). Este mismo patrón se observó en el manglar muerto. El carbono orgánico no varió demasiado entre sectores ni condiciones del manglar (con valores entre el 12% y 14%), con el mayor valor registrado en el sector centro y el manglar muerto.

El nitrógeno total varió entre el 1.26% y 1.35%, con el mayor promedio en el sector centro y los islotes, aproximándose a lo reportado por Vovides et al. (2011) para el manglar de transición y el manglar muerto (Tabla A3). López-Portillo et al. (2014b) presentan porcentajes de nitrógeno menores, siendo casi la mitad de los medidos en este trabajo (Tabla A3). Aun así, la relación C:N en el sedimento no se alejó de lo reportado por López-Portillo et al. (2014b) para el manglar de transición y el manglar muerto (Tabla A3), con las relaciones más altas en el sector sur (15.89 C:N) y el manglar muerto (14.62 C:N); esta relación C:N difirió con importancia entre los sectores ($p \approx 0.000$) (Tabla A14). La materia orgánica registrada fue menor a la obtenida en el estudio de Vovides et al. (2011), con mayor concentración en el sector centro (23.09%) y el manglar muerto (22.77%) (Tabla A3).

Sobre los parámetros bióticos examinados (Tabla 14), las raíces finas, raíces gruesas y neumatóforos tuvieron una diferencia significativa entre las condiciones del manglar ($p \approx 0.000$) (Tabla A14). Los detritos en la superficie del sedimento fueron mayores en el sector sur ($4,664 \text{ g m}^{-2}$) y los islotes de revegetación ($4,902 \text{ g m}^{-2}$). Las raíces finas fueron más altas en el sector centro (154.40 g m^{-2}) y en el manglar de transición (259.70 g m^{-2}). En general, en los trabajos de López-Portillo et al. (2012) y López-Portillo et al. (2020) (Tabla A4) se observa la reducción de las raíces finas en el bosque conservado. En el presente trabajo, al contrario, las raíces finas son mayores en el manglar de transición; además, la prueba de Scheirer-Ray-Hare reveló una diferencia significativa ($p \approx 0.000$) entre las medianas de raíces finas entre condiciones (Tabla A5). En cuestión de raíces gruesas, se encontró una disminución de éstas entre los años muestreados por López-Portillo et al. (2020) (Tabla A3), con mayor cantidad en el sector sur (91.80 g m^{-2}) y el manglar de transición (135.40 g m^{-2}). La densidad de neumatóforos fue mayor en el sector centro (146.50 g m^{-2}), destacando que, por lo general, las plántulas en los islotes de revegetación aún no se han desarrollado lo suficiente para presentar una extensión de neumatóforos considerable que funciones como fuente de emisión, además, los valores del manglar de transición (362.30 g m^{-2}) fueron aproximados a los registrados en el estudio de Romero-Urbe et al. (2021) (Tabla A3).

Tabla 13. Valor promedio \pm desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos del sedimento según el sector del área de estudio y condición del manglar.

	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS cm ⁻¹)	pH	Carbono total (%)	Carbono orgánico (%)	Nitrógeno total (%)	C:N	Materia orgánica (%)
Norte	33.53 \pm 2.00	2.45 \pm 0.23	7.72 \pm 0.15	17.67 \pm 4.61	12.62 \pm 2.98	1.32 \pm 0.34	13.46 \pm 1.02	21.76 \pm 5.14
Centro	33.67 \pm 1.28	2.15 \pm 0.39	7.22 \pm 0.50	18.77 \pm 5.69	13.39 \pm 3.88	1.35 \pm 0.45	14.08 \pm 1.20	23.09 \pm 6.68
Sur	32.04 \pm 1.82	2.50 \pm 0.37	7.47 \pm 0.46	18.25 \pm 4.78	12.54 \pm 4.01	1.16 \pm 0.34	15.89 \pm 1.41	21.62 \pm 6.91
Mangla de transición	32.19 \pm 0.75	2.42 \pm 0.43	7.36 \pm 0.41	18.23 \pm 6.02	12.99 \pm 3.76	1.26 \pm 0.39	14.47 \pm 1.40	22.40 \pm 6.49
Islotes	33.54 \pm 2.29	2.39 \pm 0.26	7.48 \pm 0.38	18.26 \pm 3.92	12.36 \pm 3.08	1.29 \pm 0.33	14.35 \pm 1.55	21.30 \pm 5.30
Manglar muerto	33.51 \pm 1.90	2.29 \pm 0.39	7.58 \pm 0.53	18.19 \pm 5.06	13.21 \pm 4.05	1.28 \pm 0.43	14.62 \pm 1.84	22.77 \pm 6.98

Tabla 14. Valor promedio \pm desviación estándar de los parámetros bióticos en el suelo superficial según el sector del área de estudio y condición del manglar.

		Detritos (g m ⁻²)	Raíz fina (g m ⁻²)	Raíz gruesa (g m ⁻²)	Neumatóforos (# m ⁻²)
Sector	Norte	3,490 \pm 1,124	51.40 \pm 58.50	42.30 \pm 77.30	87.40 \pm 141.40
	Centro	4,261 \pm 1,995	154.40 \pm 363.60	24.02 \pm 37.10	146.50 \pm 228.30
	Sur	4,664 \pm 1,730	96.40 \pm 171.50	91.80 \pm 211.10	128.50 \pm 207.70
Condición	Manglar de transición	3,365 \pm 1,268	259.70 \pm 358.90	135.40 \pm 203.20	362.30 \pm 160.70
	Islotes	4,902 \pm 2,002	41.66 \pm 36.85	9.77 \pm 23.65	0 \pm 0
	Manglar muerto	4,148 \pm 1,460	0.86 \pm 2.91	12.87 \pm 43.60	0 \pm 0

5.1.3. Controles biofísicos de las emisiones de CO₂ y CH₄.

Para determinar los controles ambientales que influyen en la magnitud de las emisiones de CO₂ y CH₄ se identificaron las variables que mostraron una correlación uno-a-uno entre moderada a fuerte (Figura 21). Entre éstas destacan variables como la conductividad eléctrica del agua intersticial y la densidad de neumatóforos. Otras variables notables relacionadas al flujo de CO₂ fueron la temperatura, salinidad y potencial REDOX del agua intersticial, así como el pH del agua superficial y la biomasa raíces finas. Por otro lado, la altura de inundación está relacionada al flujo de CH₄. Además, los flujos de CO₂ y CH₄ están correlacionados entre sí de forma positiva.

Utilizando un modelo lineal multivariado *stepwise* se identificaron aquellas variables ambientales con poder predictivo para las emisiones de CO₂ y CH₄, eliminando las que no tenían una influencia considerable o estaban correlacionadas con otras variables de mayor importancia. Considerando la posibilidad de no poder realizar el análisis de los nutrientes del sedimento, y con el fin de optimizar los modelos al reducir el número de variables ambientales, se optó por crear dos modelos para el CO₂ y CH₄, uno incluyendo los nutrientes del sedimento (carbono y/o nitrógeno) y otro simplificado, excluyendo los nutrientes. El análisis de los coeficientes de los modelos resultantes se incluye en el anexo de este trabajo (Tablas A15-A18).

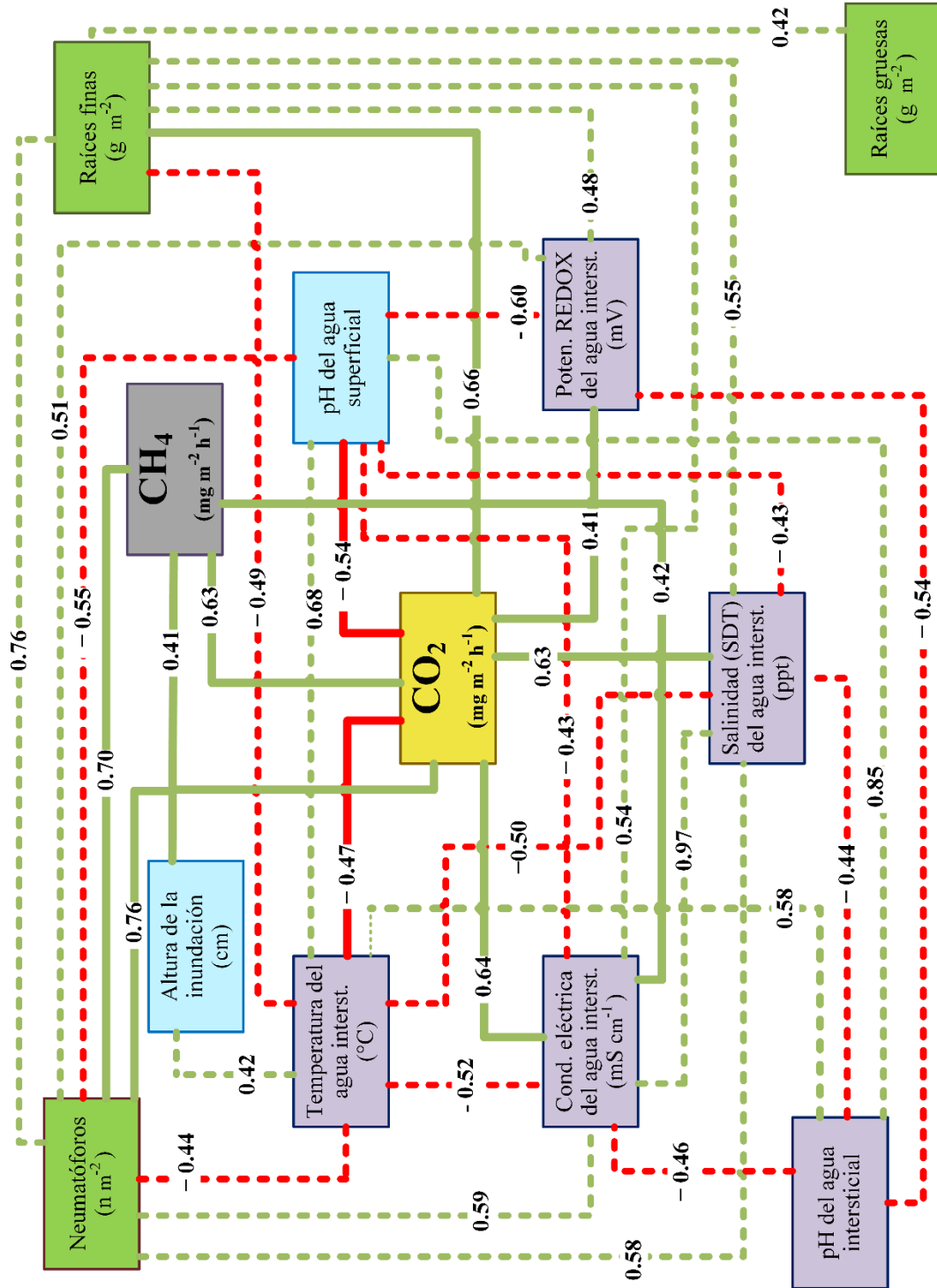


Figura 21. Correlaciones de Spearman significativas ($r \geq |0.40|$; $p < 0.001$) entre los flujos de GEI desde el suelo del manglar (CO_2 : cuadro amarillo; CH_4 : cuadro gris) y las variables estudiadas. Las líneas verdes muestran correlaciones positivas (+) y las rojas correlaciones negativas (-). Las líneas sólidas muestran las correlaciones directas y las líneas punteadas las indirectas. Las variables del agua superficial se muestran con cuadros azules, las del agua intersticial con cuadros morados y las variables biológicas con cuadros verdes.

Los modelos finales presentan, entonces, los controles biofísicos que predicen de forma considerable las emisiones (Tabla 15). Los estadísticos de estos modelos se muestran en las Tablas 17-20. El pH del agua superficial y la densidad de neumatóforos explican al menos el 78.36% de la varianza en las emisiones de CO₂. Lo mismo ocurre con el CH₄, donde los controles ya mencionados explican el 58.99% de la varianza de las emisiones. Además, los controles escogidos están ligados a las variaciones entre las medianas de las condiciones, sectores y las interacciones condición-sector (Tabla A14). Cabe mencionar que cada control debe mantener las unidades usadas en este trabajo (Tabla A4) para cumplir con la relación del modelo predictivo.

Tabla 15. Resumen de los modelos predictores para CO₂ y CH₄.

Modelo lineal para el CO₂ considerando los nutrientes ($R^2 = 0.9027$, R^2 ajustada = 0.8956)

$$\text{CO}_2 = 1,314.93 - 127.48*(\text{pH del agua superficial}) + 0.85*(\text{Densidad de neumatóforos}) \\ - 43.95*(\text{Carbono del sedimento}) + 474.40*(\text{Nitrógeno del sedimento})$$

Modelo lineal para el CO₂ sin considerar los nutrientes ($R^2 = 0.7836$, R^2 ajustada = 0.7760)

$$\text{CO}_2 = 860.98 - 93.98*(\text{pH del agua superficial}) + 0.85*(\text{Densidad de neumatóforos})$$

Modelo lineal para el CH₄ considerando los nutrientes ($R^2 = 0.7834$, R^2 ajustada = 0.7633)

$$\text{CH}_4 = 95.93 - 0.32*(\text{pH del agua superficial}) + 0.001*(\text{Densidad de neumatóforos}) \\ - 0.92*(\text{Presión atmosférica}) + 0.015*(\text{Altura de la inundación}) - 0.24*(\text{Nitrógeno del sedimento})$$

Modelo lineal para el CH₄ sin considerar los nutrientes ($R^2 = 0.7331$, R^2 ajustada = 0.7137)

$$\text{CH}_4 = 85.86 - 0.35*(\text{pH del agua superficial}) + 0.001*(\text{Densidad de neumatóforos}) \\ - 0.82*(\text{Presión atmosférica}) + 0.016*(\text{Altura de la inundación})$$

Tabla 16. ANOVA del modelo multivariado escalonado (*stepwise*) entre el flujo de CO₂ y los controles ambientales. $R^2 = 0.9027$, R^2 ajustada = 0.8956. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (**), y 0.01 (*).

Controles ambientales para el CO ₂	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Porcentaje de contribución a la varianza	Valor F	Valor p
pH del agua superficial	1	849,843	849,843	29.63%	167.44	$< 2 \times 10^{-16}$ ***
Densidad de neumatóforos	1	1,397,556	1,397,556	48.73%	275.36	$< 2 \times 10^{-16}$ ***
Carbono del sedimento	1	147,183	147,183	5.13%	28.99	1.55×10^{-6} ***
Nitrógeno del sedimento	1	194,491	194,491	6.78%	38.32	7.91×10^{-8} ***
Residuos	55	279,146	5,075	9.73%		

Tabla 17. ANOVA del modelo multivariado escalonado (*stepwise*) entre el flujo de CO₂ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2 = 0.7836$, R^2 ajustada = 0.7760. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (**), y 0.01 (*).

Controles ambientales para el CO ₂	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Porcentaje de contribución a la varianza	Valor F	Valor p
pH del agua superficial	1	849,843	849,843	29.63%	78.02	2.89×10^{-12} ***
Densidad de neumatóforos	1	1,397,556	1,397,556	48.73%	128.32	3.20×10^{-16} ***
Residuos	57	620,820	10,892	21.64%		

Tabla 18. ANOVA del modelo multivariado escalonado (*stepwise*) entre el flujo de CH₄ y los controles ambientales. $R^2 = 0.7834$, R^2 ajustada = 0.7633. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (***) y 0.01 (*)

Controles ambientales para el CO ₂	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Porcentaje de contribución a la varianza	Valor F	Valor p	
pH del agua superficial	1	1.70	1.70	17.72%	44.16	1.55x10 ⁻⁸	***
Densidad de neumatóforos	1	3.95	3.95	41.27%	102.87	4.14x10 ⁻¹⁴	***
Presión atmosférica	1	0.81	0.81	8.49%	21.15	2.60x10 ⁻⁵	***
Altura de la inundación	1	0.56	0.56	5.84%	14.56	0.0004	***
Nitrógeno del sedimento	1	0.48	0.48	5.02%	12.51	0.0008	***
Residuos	54	2.08	0.039	21.66%			

Tabla 19. ANOVA del modelo multivariado escalonado (*stepwise*) entre el flujo de CH₄ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2 = 0.7331$, R^2 ajustada = 0.7137. Significancia para el control: ≈ 0 (***), 0.001 (***) y 0.01 (*)

Controles ambientales para el CO ₂	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	Porcentaje de contribución a la varianza	Valor F	Valor p	
pH del agua superficial	1	1.70	1.70	17.72%	44.16	1.37x10 ⁻⁷	***
Densidad de neumatóforos	1	3.95	3.95	41.27%	102.87	9.32x10 ⁻¹³	***
Presión atmosférica	1	0.81	0.81	8.49%	21.15	0.0001	***
Altura de la inundación	1	0.56	0.56	5.84%	14.56	0.001	**
Residuos	55	2.56	0.05	26.68%			

5.1.4. Índice de potencial de calentamiento global (GWP) para las emisiones de CO₂ y CH₄ por condición de manglar y sector del área de estudio.

Mediante la delimitación por medio de polígonos e imágenes satelitales (agosto del 2021) (Figura 12 y 13), se estimó la superficie (ha) que abarcan los tres sectores del área de estudio y las tres condiciones del manglar. Haciendo uso de la emisión promedio medida en este estudio y los coeficientes de transformación del CO₂ eq para el metano, se calculó el potencial de calentamiento global (GWP₂₀ y GWP₁₀₀) total por año (Tabla 20 y 21). Las emisiones por hectárea de cada sector del área de estudio y condiciones del manglar se resumen en la Tabla 22.

Para el GWP₂₀ la proporción de CO₂ con respecto al total sobrepasa al CH₄, no obstante, el metano puede llegar a rondar el 20% del total, viéndose esto en los estimados del sector sur (18.93%) y el manglar muerto (22.28%) (Tabla 20). Además, el potencial del metano se ve reducido con respecto al tiempo, observándose que la proporción del CH₄ en el GWP₁₀₀ total se reduce a más de la mitad, rondando el 10% del total, como en el sector sur (7.43%) y el manglar muerto (8.97%) (Tabla 21).

Tabla 20. Valores del índice GWP₂₀ para las emisiones de CO₂ y CH₄ por sector del área de estudio y condición del manglar.

		CO₂ GWP₂₀ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	CH₄ GWP₂₀ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	GWP₂₀ total CO₂ + CH₄ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	Porcentaje de CO₂ en el GWP₂₀ total %	Porcentaje de CH₄ en el GWP₂₀ total %
Sector	Norte	27.64	2.21	29.84	92.61	7.39
	Centro	23.35	4.27	27.62	84.55	15.45
	Sur	19.81	4.62	24.43	81.07	18.93
Condición	Manglar de transición	44.04	6.47	50.51	87.18	12.82
	Islotes	15.85	1.49	17.34	91.39	8.61
	Manglar muerto	10.91	3.13	14.04	77.72	22.28

Tabla 21. Valores del índice GWP₁₀₀ para las emisiones de CO₂ y CH₄ por sector del área de estudio y condición del manglar.

		CO₂ GWP₁₀₀ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	CH₄ GWP₁₀₀ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	GWP₁₀₀ total CO₂ + CH₄ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	Porcentaje de CO₂ en el GWP₁₀₀ total %	Porcentaje de CH₄ en el GWP₁₀₀ total %
Sector	Norte	27.64	0.76	28.40	97.33	2.67
	Centro	23.35	1.47	24.82	94.09	5.91
	Sur	19.81	1.59	21.39	92.57	7.43
Condición	Manglar de transición	44.04	2.22	46.26	95.19	4.81
	Islotes	15.85	0.51	16.36	96.86	3.14
	Manglar muerto	10.91	1.08	11.99	91.03	8.97

Tabla 22. Valores del índice GWP para las emisiones de CO₂ y CH₄ para el área total estimada por sector y condición.

		Área ha	CO₂ GWP₂₀ Mg CO ₂ eq año ⁻¹	CH₄ GWP₂₀ Mg CO ₂ eq año ⁻¹	GWP₂₀ total CO₂ + CH₄ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹	CO₂ GWP₁₀₀ Mg CO ₂ eq año ⁻¹	CH₄ GWP₁₀₀ Mg CO ₂ eq año ⁻¹	GWP₁₀₀ total CO₂ + CH₄ Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹
Sector	Norte	33.77	933.42	74.47	1,007.90	933.42	25.59	959.01
	Centro	3.40	79.41	14.51	93.92	79.41	4.99	84.39
	Sur	8.82	174.61	40.76	215.38	174.61	14.01	188.62
Condición	Manglar de transición	19.90	876.39	128.82	1,005.21	876.39	44.26	920.66
	Islotes	1.33	21.05	1.98	23.03	21.05	0.68	21.73
	Manglar muerto	24.76	270.25	77.49	347.75	270.25	26.63	296.88

5.2. Discusión.

5.2.1. Emisiones de CO₂.

Según los flujos verticales de CO₂ y CH₄ en este trabajo, el suelo del manglar bajo restauración de la Laguna de Tampamachoco actúa como fuente de gases de efecto invernadero, pues los flujos fueron sólo positivas (es decir, se emite el carbono desde la superficie hacia la atmósfera), a diferencia de otros manglares en los que se ha reportado flujos negativos desde el suelo para CO₂ (es decir, se secuestra el carbono desde la atmósfera hacia la superficie) (Leopold et al., 2015; Romero-Uribe et al., 2021) y CH₄ (Cabezas et al., 2018; Romero-Uribe et al., 2021; Y. Xu et al., 2020).

Los valores promedio de flujos de CO₂ medidos en este trabajo coinciden con los publicados por Kristensen et al. (2008b) (3.70 a 689.63 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) y con la síntesis de las estimaciones globales de los manglares (hasta el 2016) presentada por Rosentreter et al. (2018a) (-15.90 a 1,163.31 mg CO₂ m⁻² h⁻¹). Además, son valores bastante cercanos a los reportados en otros estudios de emisiones de CO₂ en las interfases agua-atmósfera o sedimento-atmósfera (Tabla 2).

En comparación con estudios internacionales enfocados en las condiciones de manglar (Figuras 22 y 23), el CO₂ promedio medido en este trabajo (para el manglar de transición, 502.70 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) es menor al encontrado en manglares conservados, como en el estudio de Belliard et al. (2022) para la temporada de lluvias (711.26 ± 165.40 mg CO₂ m⁻² h⁻¹); al mismo tiempo, el CO₂ promedio en el manglar de transición de Tampamachoco supera a los valores reportados en manglares degradados, por ejemplo, los vistos en Lovelock et al. (2011) (316.87 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) y Bulmer et al. (2015) (245.54 mg CO₂ m⁻² h⁻¹).

Aparte, tanto el promedio de los islotes (180.90 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) como el del manglar muerto (124.60 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) están dentro de los rangos de emisiones en manglares conservados que reportan Leopold et al. (2015) en el sedimento bajo sombra (-31.69 a 389.49 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), sedimento bajo luz (-145.67 a 282.54 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), pero están por debajo de los flujos registrados por y Belliard et al. (2022) en un manglar conservado en temporada seca (237.84 mg CO₂ m⁻² h⁻¹).

Por último, los promedios de las tres condiciones entran en el rango emisiones reportado por Leopold et al. (2015) para un manglar conservado con el sedimento sin capa microbiana (61.61 a 773.70 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$); y en el rango de Castillo et al. (2017) para un manglar degradado (11.09 a 684.44 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y el de reportan Leopold et al. (2015).

Cabe destacar que las emisiones en el manglar conservado suelen ser mayores que en manglares con perturbaciones. En contexto nacional, los resultados de emisiones de CO_2 no coinciden con los de la investigación de Gonzalez-Valencia et al. (2018), superando en el presente trabajo sus estimaciones. Es importante distinguir el trabajo de Romero-Uribe et al. (2021), el cuál fue realizado en la misma área de estudio pero con una metodología distinta y sin tomar en cuenta los islotes de revegetación.

Los rangos reportados por condición para las emisiones de CO_2 (Figura 23) presentan a los manglares como fuentes del gas, visto en los trabajos de Castillo et al. (2017), Leopold et al. (2015) y Y. Xu et al. (2020); o como ecosistemas que lo secuestran (flujos negativos), indicado en los estudios de Leopold et al. (2015) y Romero-Uribe et al. (2021). Destacando que los rangos de CO_2 para las condiciones de este trabajo entran en el rango publicado por Castillo et al. (2017) y Leopold et al. (2015).

Para poder hacer una comparación más apropiada en cuanto al caso del manglar de la Laguna de Tampamachoco, se decidió contrastar los rangos por condición del manglar entre este trabajo y los de Romero-Uribe et al. (2021) (Figura 23). Los flujos observados en el presente estudio están dentro de los rangos reportados por Romero-Uribe et al. (2021), sin embargo, ahora no fueron encontrados puntos donde el suelo del manglar asimilara carbono, es decir, puntos donde los valores de los flujos verticales fueran negativos.

El rango resultante para el manglar de transición (218.60 a 766.50 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) se ajusta mejor al rango del manglar con baja degradación (-375.80 a 717.10 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) que al de media degradación (-397.20 a 545 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) de estos autores, siendo los islotes (57.80 a 492.80 $\text{mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) la condición que mejor ajusta al manglar con degradación media de Romero-Uribe et al. (2021).

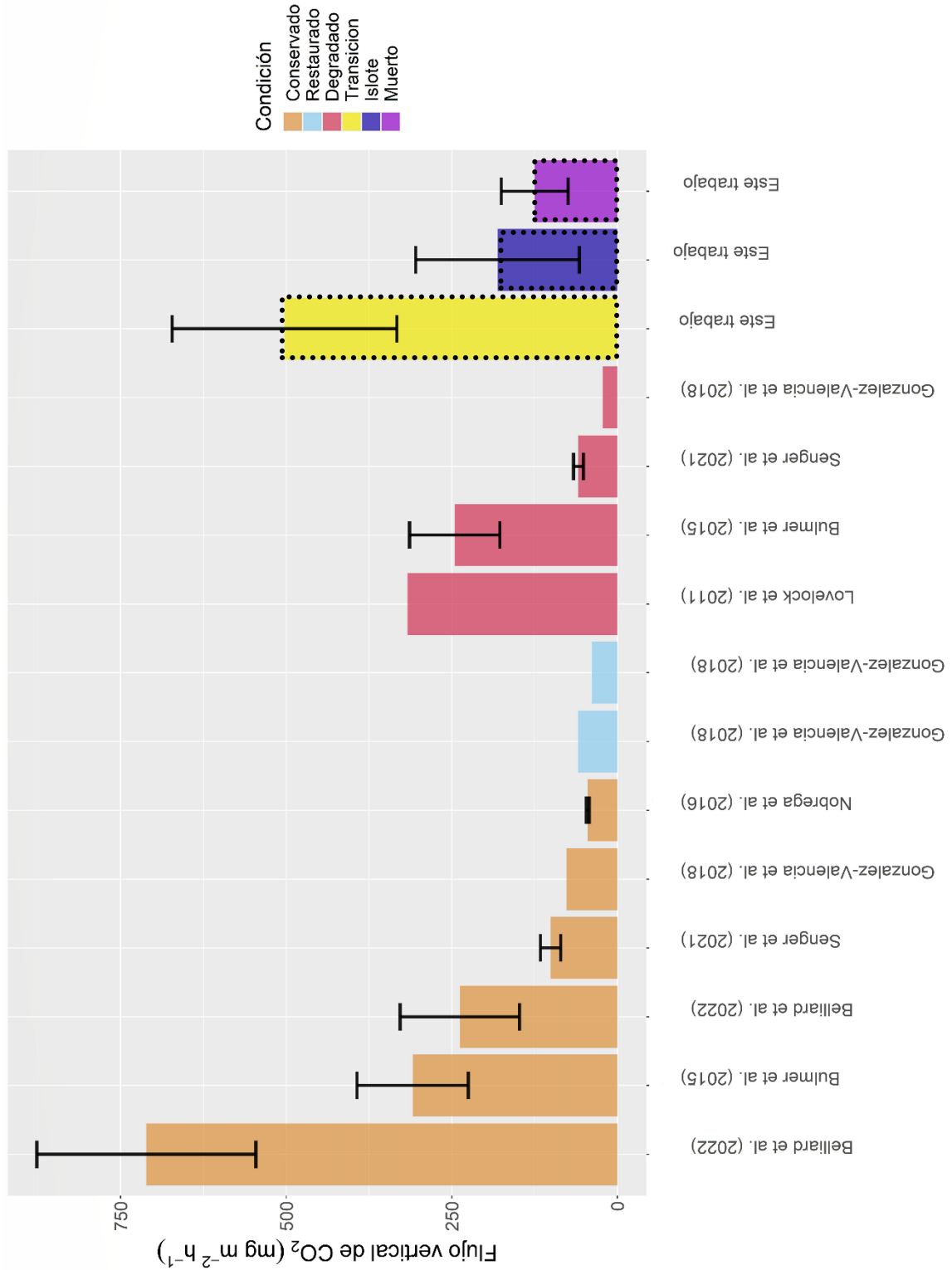


Figura 22. Promedios (barras) y desviaciones estándar (línea vertical) correspondientes a estudios previos sobre los flujos de CO₂ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los promedios y desviaciones de este trabajo.

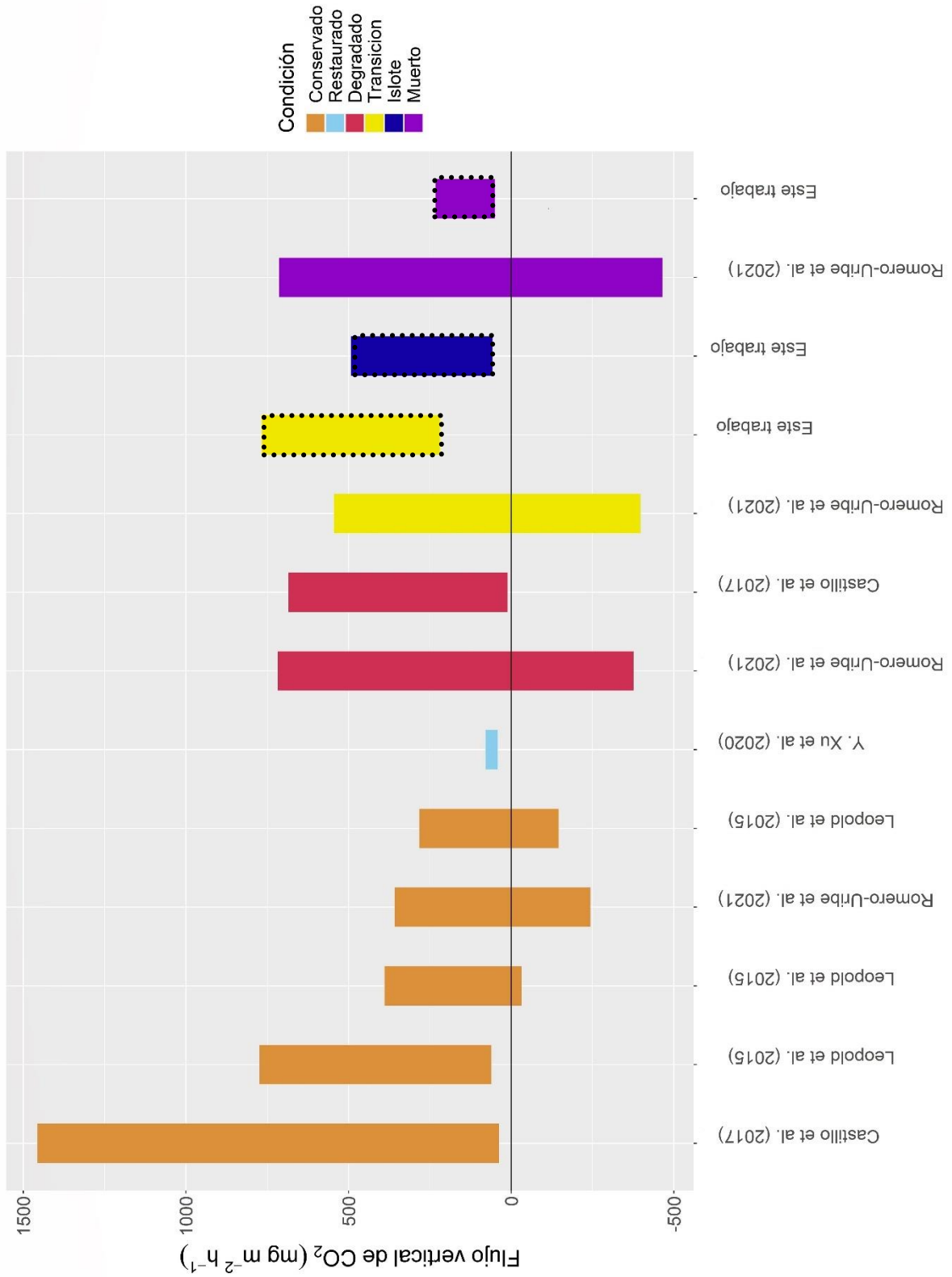


Figura 23. Comparación de los rangos obtenidos en estudios previos para los flujos de CO₂ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los rangos de este trabajo.

Es necesario destacar que la estimación para el CO₂ en el sedimento con presencia de neumatóforos, es decir, el manglar de transición (502.70 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), fue mucho mayor comparada con las condiciones sin neumatóforos, triplicándose en comparación a los islotes (180.90 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) y cuatriplicándose contra el manglar muerto (124.60 mg CO₂ m⁻² h⁻¹). Este patrón fue mencionado por Troxler et al. (2015) donde, en su caso, las emisiones fueron el doble en comparación al suelo sin neumatóforos.

En cuanto al rango del manglar muerto (50.20 a 232.70 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), las estimaciones máximas obtenidas son menores a las presentadas por Romero-Uribe et al. (2021) (-464.60 a 714 mg CO₂ m⁻² h⁻¹), no obstante, entran dentro del rango. Esto parece indicar que la conectividad hidrológica restaurada en la zona de manglar muerto (situación del presente trabajo), que resulta a su vez en mayor recambio de agua de inundación con menor salinidad, tiende a relacionarse con las emisiones de CO₂ del suelo del manglar muerto.

5.2.2. Emisiones de CH₄.

Con respecto a los valores hallados en este trabajo para las emisiones de CH₄, se destaca que, tanto el manglar de transición (0.91 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) como los islotes de revegetación (0.21 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) y el manglar muerto (0.44 mg CH₄ m⁻² h⁻¹), superaron los valores reportados en manglares degradados, por ejemplo, de Cabezas et al. (2018) (0.03 a 0.15 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) y Jeffrey et al. (2019) (0.12 mg CH₄ m⁻² h⁻¹); y de manglares conservados, como el de Queiroz et al. (2019) (0.20 mg CH₄ m⁻² h⁻¹). Además, los promedios de las tres condiciones entran en la estimación global de Kristensen et al. (2008b) para manglares conservados (0 a 3.37 mg CH₄ m⁻² h⁻¹) y tienen una tendencia cercana a los demás estudios de CH₄ (Tabla 2). Cabe resaltar que los reportes de emisiones de CH₄ son muy variables entre manglares conservados y perturbados, con casos donde el manglar conservado se ha reportado como el mayor emisor, y otros donde el manglar perturbado o en restauración funciona como el mayor emisor (Tabla 2) (Figura 24 y 25).

En contexto nacional, sólo el flujo de CH₄ promedio del manglar muerto y los islotes del manglar de Tampamachoco están dentro de los rangos reportados por Chuang et al. (2017) para manglar con baja degradación (0.04 a 0.59 mg CH₄ m⁻² h⁻¹); asimismo, sólo el promedio de CH₄ del manglar muerto y el manglar de transición entran en el rango de Chuang et al.

(2017) para un manglar con degradación media (0.25 a $5.15 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Por otra parte, las tres condiciones de manglar entran en el rango de CH_4 reportado el trabajo de Hernández & Junca-Gómez (2020) para un bosque de manglar mixto (0.21 a $4.20 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$); pero en específico, sólo el manglar muerto entra en el rango de emisiones de CH_4 para un bosque de *A. germinans* (0.32 a $0.58 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Señalando que el trabajo de Hernández & Junca-Gómez (2020) fue realizado en bosques de manglar conservado en el estado de Veracruz.

Como se hizo con el flujo de CO_2 , la comparativa de emisiones con los valores reportados por Romero-Urbe et al. (2021) se hizo en función de los rangos por condición del manglar. Todos los puntos muestreados fungieron como fuentes de metano en este estudio. Aun así, los valores máximos registrados aquí son mucho menores en comparación a los de Romero-Urbe et al. (2021). Tanto el manglar de transición (0.25 a $1.57 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), como los islotes (0.02 a $0.57 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y el manglar muerto (0.17 a $1.03 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) son comparables con el rango de manglar degradado de Romero-Urbe et al. (2021) (-0.60 a $3.40 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Además, los mismos autores señalan que los flujos de CH_4 en manglares muertos suelen ser nueve veces mayores a los de manglares con menor degradación, pero esto no fue observado en el presente trabajo. De nuevo, estas diferencias pueden ser resultado de que el manglar muerto ahora está bajo efectos de la rehabilitación hidrológica.

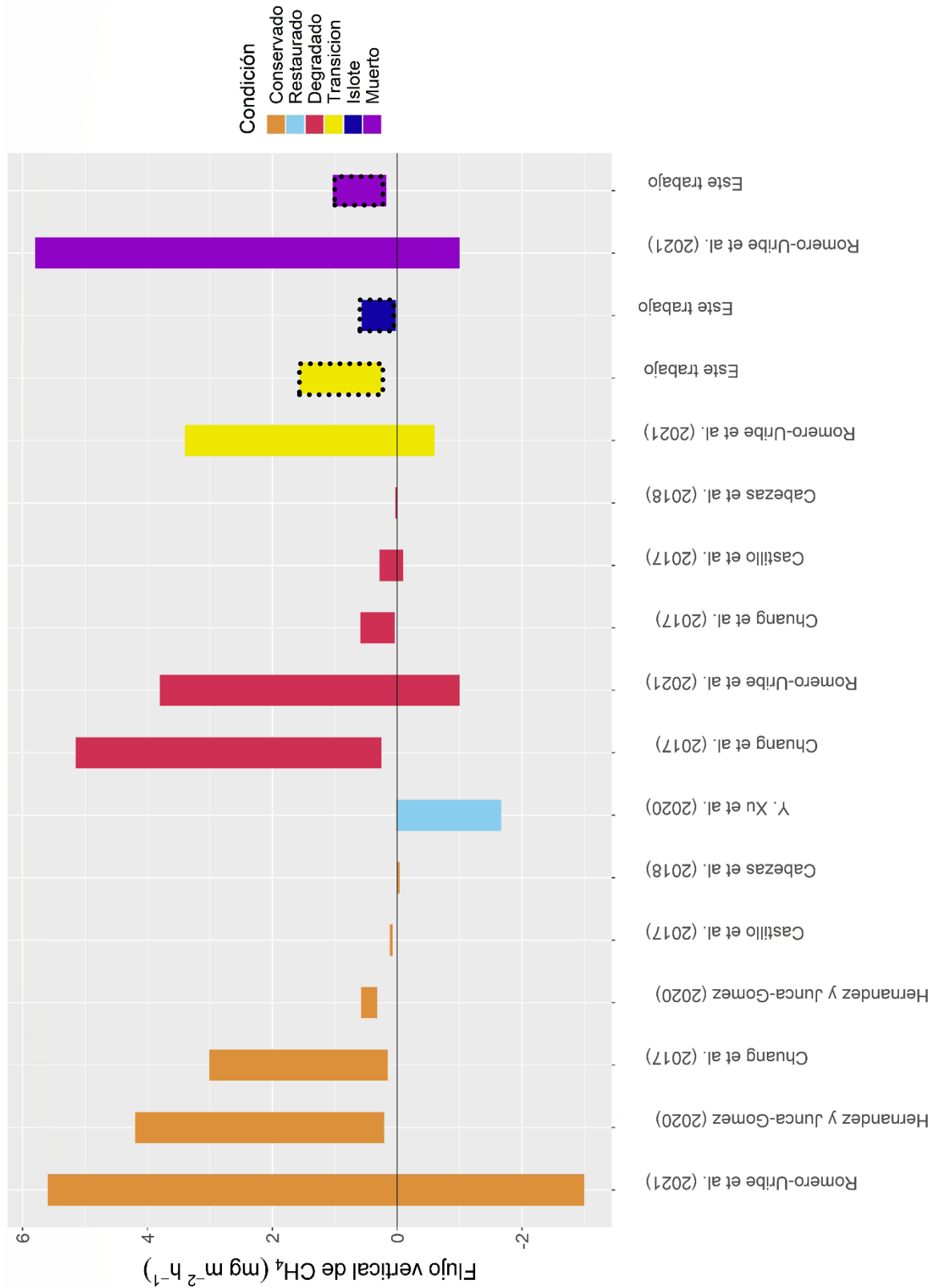


Figura 25. Comparación de los rangos obtenidos en estudios previos para los flujos de CH₄ en distintas condiciones. Barras con contorno punteado indican los rangos de este trabajo.

5.2.3. Controles de las emisiones de CO₂.

Las correlaciones significativas halladas entre las variables biofísicas examinadas y los flujos verticales de CO₂ fueron: el pH del agua superficial (-), concordando con Peacock et al. (2019); la temperatura del agua intersticial (-), al igual que Romero-Uribe et al. (2021); la conductividad eléctrica (+) y salinidad del agua intersticial (+), de acuerdo a Romero-Uribe et al. (2021); el potencial de óxido-reducción del agua intersticial (+), contrario a lo presentado por Romero-Uribe et al. (2021) (-); la masa de raíces finas (+), similar a Chen et al. (2015); y la densidad de neumatóforos (+), como en el trabajo de Ouyang et al. (2017).

La correlación negativa con el pH puede indicar concentraciones considerables de CO₂ disuelto en la columna de agua, conduciendo a la disminución del pH por la acidez resultante (Boyd, 2020). La temperatura del agua se relaciona de forma contraria con el flujo, relación que ya había descrito Romero-Uribe et al. (2021), explicándose esto con el umbral óptimo de la temperatura en manglares reportado por Rivera-Monroy et al. (2013). La conductividad eléctrica y la salinidad presentan una tendencia positiva con el CO₂, como lo reportado por Romero-Uribe et al. (2021), lo que contradice la salinidad como limitante en la producción de dióxido de carbono (Doroski et al., 2019).

La relación positiva entre el potencial de óxido-reducción y el flujo de CO₂ se ajusta a la posibilidad de que un potencial REDOX cercano a los valores positivos refleja un sedimento más aerobio que permite oxidar compuestos como el CH₄ y transformarlos en CO₂ (Alongi, 2014; Chanton & Whiting, 2009; UNESCO/IHA, 2008). La correlación positiva con la biomasa de raíces finas se puede explicar con el transporte vegetal de gases, siendo las raíces parte importante de éste (Bade, 2009; Chanton & Whiting, 2009; Schütz et al., 1991). Esto coincide con los hallazgos de Chen et al. (2015), donde se muestra que las raíces finas (< 2 mm) parecen ser más relevantes que las raíces gruesas (> 2mm). Por último, los neumatóforos contribuyen a la oxigenación de los sedimentos (Mitsch & Gosselink, 2015) y el transporte vegetal de gases como el CO₂ (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; He et al., 2019; Kathiresan & Bingham, 2001; Kristensen, 2007; Laanbroek, 2010; C.-W. Lin et al., 2021; Penha-Lopes, 2009), así que la relación positiva con el CO₂ que se encontró en el presente estudio es consistente con lo esperado, similar a Ouyang et al. (2017).

En cuanto a los controles biofísicos del flujo de CO₂, el pH del agua superficial, la densidad de neumatóforos, el carbono total y el nitrógeno total del sedimento fueron los mejores predictores encontrados. El pH superficial contribuyó en 29.63% a la varianza total del modelo, siendo el único control con diferencias significativas entre condiciones ($p \approx 0.000$) y sectores ($p \approx 0.000$). La densidad de neumatóforos es el control con mayor explicación de la varianza, cubriendo el 48.73% del total, considerando además la diferencia significativa ($p \approx 0.000$) en función de la condición del manglar, éste es el control principal en el modelo. Para los nutrientes del suelo, el carbono total explica el 5.13% de la varianza total del flujo de CO₂, siendo influenciado de manera considerable por la interacción entre la condición y el sector ($p \approx 0.000$). En este aspecto, el nitrógeno total es similar al carbono total del sedimento, contribuyendo con el 6.78% a la varianza total, con una diferencia significativa causada por la interacción entre la condición y el sector ($p \approx 0.000$). Estos cuatro controles biofísicos, entonces, explicaron alrededor del 90.27% (R^2) de la varianza de los flujos de CO₂.

El pH del agua superficial puede explicarse a través de la disolución del CO₂ y por consiguiente disminución del pH en la columna de agua (Boyd, 2020); los neumatóforos al ser parte del sistema de intercambio gaseoso vegetal (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; He et al., 2019; Kathiresan & Bingham, 2001; Kristensen, 2007; Laanbroek, 2010; C.-W. Lin et al., 2021; Penha-Lopes, 2009) tienen una estrecha relación con la emisión de CO₂ vegetal, coincidiendo con lo descrito en el modelo predictivo de Leopold et al. (2015). El carbono total almacenado en el sedimento, al formar parte de la estructura química del CO₂ y CH₄, es fundamental al momento de estimar la producción de los gases, siendo parte de la cadena de reacciones del ciclo del carbono; el signo negativo puede interpretarse como la pérdida de carbono almacenado por su liberación en forma de CO₂. Asimismo, el nitrógeno, sobre todo en forma de nitratos, sirve como precursor para la generación de CO₂ en las reacciones microbianas (Medina-Orozco, 2019; Mitsch & Gosselink, 2015).

5.3. Controles de las emisiones de CH₄.

Para el flujo de CH₄ destacan sólo tres variables biofísicas por tener una correlación fuerte y significativa: la altura de la inundación (+), al igual que Chen et al. (2018), Gomez-Casnovas et al. (2020), Hernández & Junca-Gómez (2020) y Zhao et al. (2020); la conductividad

eléctrica del agua intersticial, como fue reportado por Romero-Urbe et al. (2021); y la densidad de neumatóforos, de acuerdo a Lin et al. (2021).

La correlación positiva con la inundación se debe a las condiciones anóxicas y reductoras que genera la columna de agua, ambiente ideal para la producción de CH_4 (Hillel, 1971). La conductividad eléctrica del agua intersticial, al igual que la salinidad, debería fungir como obstáculo para la producción de metano (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; Crooks et al., 2011), pero las condiciones del área de estudio parecen no afectar las reacciones metanogénicas, lo cual es respaldado por Romero-Urbe et al. (2021). Los neumatóforos, al igual que con el flujo de CO_2 , presentaron una correlación positiva significativa, lo cual puede explicarse con la ya mencionada función de los neumatóforos como conductos vegetales de gases (Al-Haj & Fulweiler, 2020a; He et al., 2019; Kathiresan & Bingham, 2001; Kristensen, 2007; Laanbroek, 2010; C.-W. Lin et al., 2021; Penha-Lopes, 2009), así que los hallazgos de este estudio son similares a Lin et al. (2021).

Al igual que con el flujo de CO_2 , el pH del agua superficial, la densidad de neumatóforos y el nitrógeno del sedimento fueron los controles más relevantes para el modelo predictivo de las emisiones de CH_4 , con la densidad de neumatóforos siendo de nuevo el control principal, incluyéndose además la presión atmosférica y la altura de la inundación. El pH de agua superficial contribuye con el 17.72% del total de la varianza, los neumatóforos el 41.27%, la presión atmosférica el 8.49%, la inundación el 5.84% y el nitrógeno del sedimento el 5.02%.

Valores neutros para el pH del agua superficial parecen ser los ideales para la metanogénesis (Medina-Orozco, 2019), por lo que la variación de este parámetro afectaría la eficiencia en la producción de CH_4 , sirviendo entonces como un buen predictor para la estimación de los flujos. La variación causada por los neumatóforos (41.27%) se asemeja al 48% de la variación mencionado por Lin et al. (2021) en un manglar de *A. marina* y como se ha mencionado, la importancia de los neumatóforos en el transporte vegetal justifica su lugar como predictor de las emisiones de metano.

Los cambios en la presión atmosférica afectan el proceso de ebullición y liberación de metano en las aguas poco profundas (Bastviken et al., 2004; Casper et al., 2000; Chamberlain et al., 2018; Fendinger et al., 1992; Mattson & Likens, 1990), efecto que se puede deducir al ver la presión atmosférica un parámetro como el predictor del 8.49% de la varianza del metano.

Las condiciones de inundación en los manglares favorecen los procesos anóxicos, entre ellos, la metanogénesis (Casper et al., 2000; Crooks et al., 2011; Drewer et al., 2018; Mitsch & Gosselink, 2015; Möller & Christie, 2019). Aquí contribuyó con el 5.84% a la explicación de la varianza total del modelo. Este parámetro también fue identificado por Hernández & Junca-Gómez (2020) en su modelación. Por último, la relativa relevancia del nitrógeno como predictor (5.02% de la varianza total) puede adjudicarse a las bacterias transformadoras de los nitratos, pues suelen competir con las metanógenas al generar CO₂ en su lugar (Medina-Orozco, 2019; Mitsch & Gosselink, 2015).

5.2.4. Consideraciones metodológicas y recomendaciones para estudios futuros.

Con base en la experiencia en campo, se recomienda para la inserción del collar de PVC, mantener una profundidad de inserción menor a los 5 cm (Heinemeyer et al., 2011; Jovani-Sancho et al., 2017; Pavelka et al., 2018) para no obstaculizar el movimiento natural del hidropериодо, además es la profundidad mínima en la que el collar puede funcionar como un soporte estable para el peso de la cámara de medición.

Se propone para futuras campañas de medición en el mismo área de estudio, medir los flujos del manglar muerto sin la capa microbiana, como se menciona en la publicación de Leopold et al. (2015). Además, se propone incluir el manglar conservado como lo hizo Romero-Uribe et al. (2021), para tener información del ecosistema de referencia. Es recomendable también ampliar la lista de controles ambientales con factores como la luz solar y los iones del agua que intervienen en las reacciones del CO₂ y CH₄ con el fin de aumentar la posibilidad de encontrar más factores determinantes en la producción de los GEI.

Para estudios futuros se recomienda incluir técnicas que ayuden a especificar la vía de emisión de GEI (difusión, ebullición o transporte vegetal) de los gases. También, es necesario complementar la información de las emisiones de CO₂ al separar la respiración heterótrofa y autótrofa del suelo como sugiere Cueva et al. (2016). Asimismo, es necesario complementar el recuento de emisiones de GEI con la estimación de las emisiones a nivel ecosistema y los flujos laterales de carbono. Esto mejorará la comprensión de la dinámica del carbono en el manglar de la Laguna de Tampamachoco.

6. CONCLUSIONES

- Las emisiones de CO₂ desde la interfase suelo-agua inundación del manglar son, de forma significativa, diferentes según la condición del manglar (transición, islote y muerto).
- Las emisiones de CH₄ desde la interfase suelo-agua inundación del manglar también son, de forma significativa, diferentes según la condición del manglar. Además, el sector del área de estudio (norte, centro y sur) también tuvo una influencia significativa.
- El manglar de transición es la condición con mayores emisiones de CO₂, seguido por los islotes de revegetación y el manglar muerto.
- El manglar de transición es la condición con mayores emisiones de CH₄, seguido por el manglar muerto y los islotes de revegetación.
- Las emisiones promedio de los GEI se resumen en la Figura 22.

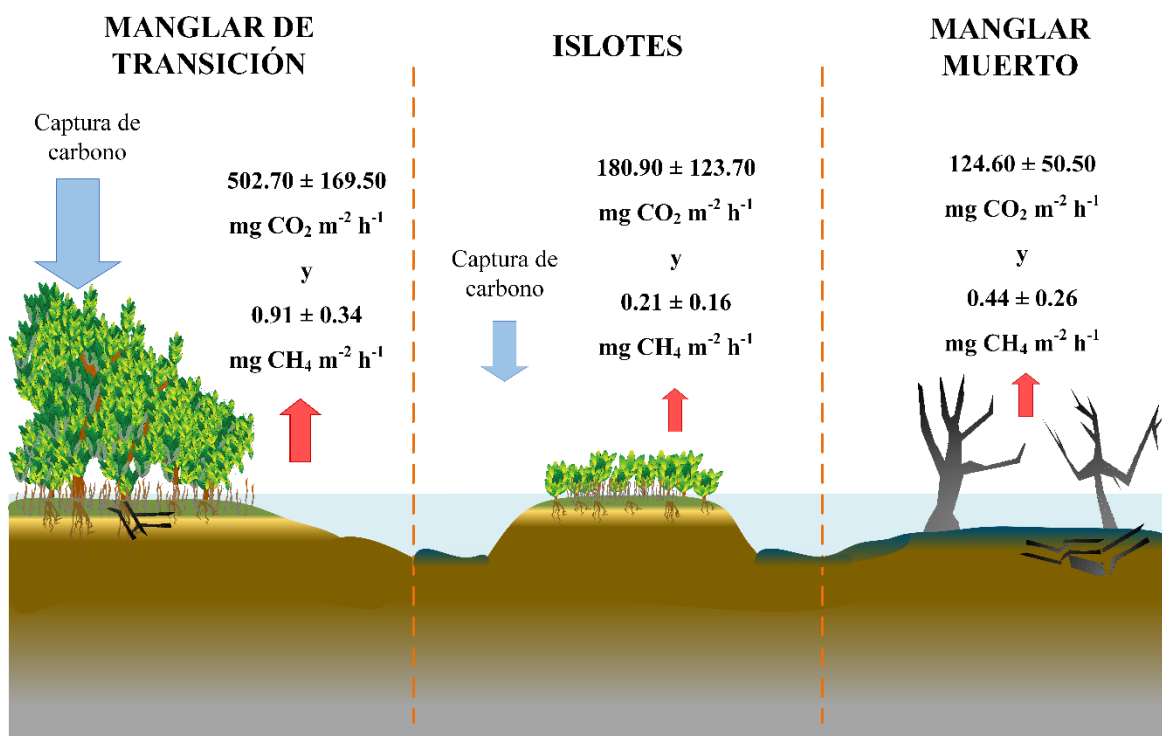


Figura 26. Emisiones promedio de CO₂ y CH₄ en el área de restauración de manglar de la laguna de Tampamachoco. Basado en Cisneros-de la Cruz et al. (2021).

- El CO₂ es el mayor contribuidor para el GWP del manglar bajo estudio. A partir del promedio de las emisiones de CO₂ y CH₄ se espera un GWP₂₀ para estos gases de 50.51 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar de transición, 17.34 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para los

islotes y 14.04 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar muerto; y, un GWP₁₀₀ de 46.26 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar de transición, 16.36 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para los islotes y 11.99 Mg CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el manglar muerto.

- Los controles biofísicos de las emisiones de CO₂ fueron el pH del agua superficial, la densidad de neumatóforos, el carbono y el nitrógeno total del sedimento, obteniéndose la siguiente ecuación predictiva ($R^2 = 0.90$):

$$\text{CO}_2 = 1,314.93 - 127.48 * (\text{pH del agua superficial}) + 0.85 * (\text{Densidad de neumatóforos}) - 43.95 * (\text{Carbono total del sedimento}) + 474.40 * (\text{Nitrógeno total del sedimento})$$

- Los controles biofísicos de las emisiones de CH₄ fueron el pH del agua superficial, la densidad de neumatóforos, la presión atmosférica, la altura de la inundación y el nitrógeno total del sedimento, obteniéndose la siguiente ecuación predictiva ($R^2 = 0.78$):

$$\text{CH}_4 = 95.93 - 0.32 * (\text{pH del agua superficial}) + 0.001 * (\text{Densidad de neumatóforos}) - 0.92 * (\text{Presión atmosférica}) + 0.015 * (\text{Altura de la inundación}) - 0.24 * (\text{Nitrógeno del sedimento}).$$

- La interfase suelo-agua inundación del manglar de la Laguna de Tampamachoco, en cualquier condición estudiada, se comportó como una fuente de GEI. Esto no quiere decir que a nivel de ecosistema sea una fuente, es decir, al considerar otros compartimentos y flujos de carbono como el secuestro y respiración de carbono por parte de la biomasa aérea.
- Las magnitudes de las emisiones de CO₂ y CH₄ de la interfase suelo-agua de inundación del presente estudio, comparadas con las reportadas por Romero-Urbe et al. 2021 (realizado en la misma área), sugieren que las acciones de restauración (en especial la rehabilitación hidrológica) son efectivas para reducir las emisiones de CO₂ y CH₄ del manglar muerto.

ANEXOS

Tabla A1. Resumen de valores obtenidos para parámetros del agua superficial en trabajos previos en la Laguna de Tampamachoco.

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Altura de la inundación (cm)	12	Sector norte de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco (septiembre 2017)	Rodríguez-Carrasco (2019)
	30	Sector norte de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	10	Sector centro de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	Guillén-Rivera et al. (2021)
	27	Sector sur de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	15	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (septiembre de 2017)	López-Portillo et al. (2021)
	15.50	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (septiembre de 2017)	
	14.40	Zona conservada del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	13.10	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	Romero-Uribe et al. (2021)
	14.60	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	Temperatura (°C)	31	Laguna de Tampamachoco (verano de 2009)
28		Laguna de Tampamachoco (agua superficial, abril 2011 a mayo 2013)	Bartolo-Mateos (2015)
28.59		Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Ortega et al. (2012)
25.31		Laguna de Tampamachoco (invierno 2009 a invierno 2010, Central Termoeléctrica)	

Tabla A1. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Temperatura (°C)	25.34	Laguna de Tampamachoco (enero del 2009 a abril del 2010, Central Termoeléctrica)	Gutiérrez-Vivanco (2010)
	29.16	Laguna de Tampamachoco (septiembre 2009)	
	29.94	Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvia)	Rivera-Guzmán et al. (2014)
	32	Sector sur de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco	Aragón-Ramírez (2015)
	26	Sector norte de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco (septiembre 2017)	Rodríguez-Carrasco (2019)
	18 a 32	Laguna de Tampamachoco	Vazquez-Botello et al. (2020)
	32	Sector norte de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	33	Sector centro de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	Guillén-Rivera et al. (2021)
	32	Sector sur de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
Conductividad eléctrica (mS/cm)	34.46	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Ortega et al. (2012)
	42.93	Laguna de Tampamachoco (invierno 2009 a invierno 2010, Central Termoeléctrica)	
	44.11	Laguna de Tampamachoco (enero del 2009 a abril del 2010, Central Termoeléctrica)	Gutiérrez-Vivanco (2010)
	34.24	Laguna de Tampamachoco (septiembre 2009)	
Salinidad (ppt)	24.30	Laguna de Tampamachoco (verano de 2009)	Mendoza-Reynosa (2010)

Tabla A1. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Salinidad (ppt)	32.60	Laguna de Tampamachoco (agua superficial, abril 2011 a mayo 2013)	Bartolo-Mateos (2015)
	23.89	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Ortega et al. (2012)
	28.54	Laguna de Tampamachoco (invierno 2009 a invierno 2010, Central Termoeléctrica)	
	28.54	Laguna de Tampamachoco (enero del 2009 a abril del 2010, Central Termoeléctrica)	Gutiérrez-Vivanco (2010)
	9.96	Laguna de Tampamachoco (septiembre 2009)	
	32.19	Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvia)	Rivera-Guzmán et al. (2014)
	6	Sector sur de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco	Aragón-Ramírez (2015)
	25	Sector norte de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco (septiembre 2017)	Rodríguez-Carrasco (2019)
	11 a 38	Laguna de Tampamachoco	Vazquez-Botello et al. (2020)
	49.86	Sector norte de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	Guillén-Rivera et al. (2021)
	66.82	Sector centro de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	64.12	Sector sur de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	55	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (septiembre de 2017)	López-Portillo et al. (2021)
	72	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (septiembre de 2017)	

Tabla A1. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Salinidad (ppt)	18.69	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Ortega et al. (2012)
	22.57	Laguna de Tampamachoco (invierno 2009 a invierno 2010, Central Termoeléctrica)	
	22.06	Laguna de Tampamachoco (enero del 2009 a abril del 2010, Central Termoeléctrica)	Gutiérrez- Vivanco (2010)
	8.46	Laguna de Tampamachoco (septiembre 2009)	
Potencial REDOX (mV)	-90	Sector sur de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco	Aragón- Ramírez (2015)
	-262	Sector norte de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	Guillén-Rivera et al. (2021)
	-256	Sector centro de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	-226	Sector sur de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
pH	8.99	Laguna de Tampamachoco (verano de 2009)	Mendoza- Reynosa (2010)
	7.46	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Ortega et al. (2012)
	7.54	Laguna de Tampamachoco (invierno 2009 a invierno 2010, Central Termoeléctrica)	
	7.60	Laguna de Tampamachoco (enero del 2009 a abril del 2010, Central Termoeléctrica)	Gutiérrez- Vivanco (2010)
	7.30	Laguna de Tampamachoco (septiembre 2009)	
	8.03	Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvia)	

Tabla A1. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
pH	7.65	Sector sur de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco	Aragón-Ramírez (2015)
	7.40	Sector norte de la restauración del manglar (agua superficial), Laguna de Tampamachoco (septiembre 2017)	Rodríguez-Carrasco (2019)
	7.56	Sector norte de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	7.52	Sector centro de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	Guillén-Rivera et al. (2021)
	7.38	Sector sur de la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	

Tabla A2. Resumen de valores obtenidos para parámetros del agua intersticial en trabajos previos en la Laguna de Tampamachoco.

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Temperatura (°C)	31.30	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	Vovides et al. (2011)
	31.20	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
	23.40	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009-2011)	López-Portillo et al. (2012)
	30.30	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2011)	
	29.90	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2012)	López-Portillo et al. (2014b)
	30.70	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	
	32.20	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	López-Portillo et al. (2020)
	28.90	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2014)	

Tabla A2. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Temperatura (°C)	29.60	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte orgánico), Laguna de Tampamachoco	Aragón- Ramírez (2015)
	30	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte mineral), Laguna de Tampamachoco	Aragón- Ramírez (2015)
	30.73	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)
	29.80	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)	
	25.80	Zona conservada del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	Romero-Uribe et al. (2021)
	26.80	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	27.10	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
Salinidad (ppt)	42.90	Estero de Tumilco y Jácome, Laguna de Tampamachoco y Barra de Galindo	López-Portillo et al. (2009)
	100	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	Vovides et al. (2011)
	84	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
	50.20	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (profundidad 50 cm) (2009-2011)	López-Portillo et al. (2012)
	40.40	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2011)	López-Portillo et al. (2014b)
	43.20	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2012)	
	57.20	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	

Tabla A2. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Salinidad (ppt)	48.17	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	López-Portillo et al. (2020)
	54.17	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2014)	
	40	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte orgánico), Laguna de Tampamachoco	Aragón-Ramírez (2015)
	52	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte mineral), Laguna de Tampamachoco	
	61.43	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)
	51.03	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)	
	62.80	Zona conservada del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	61.10	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	Romero-Uribe et al. (2021)
	86.90	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	Potencial REDOX (mV)	-84.40	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009-2011)
-179.40		Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2011)	
-125.50		Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2012)	López-Portillo et al. (2014b)
-182.50		Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	
-219.50		Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	López-Portillo et al. (2020)
-329		Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2014)	
-225		Sector sur de la restauración del manglar (horizonte orgánico), Laguna de Tampamachoco	Aragón-Ramírez (2015)

Tabla A2. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Potencial REDOX (mV)	-230	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte mineral), Laguna de Tampamachoco	Aragón- Ramírez (2015)
	-211.33	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)
	-206.67	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)	
pH	7.20	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	Vovides et al. (2011)
	6.80	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
	7.10	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009-2011)	López-Portillo et al. (2012)
	7.35	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	López-Portillo et al. (2020)
	6.94	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2014)	
	6.90	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2011)	
	7.10	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2012)	López-Portillo et al. (2014b)
	6.80	Manglar en restauración de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2013)	
	6.70	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte orgánico), Laguna de Tampamachoco	Aragón- Ramírez (2015)
	6.75	Sector sur de la restauración del manglar (horizonte mineral), Laguna de Tampamachoco	
6.59	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)	
7.18	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)		

Tabla A2. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
pH	6.40	Zona conservada del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	Romero-Uribe et al. (2021)
	6.40	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	
	6.70	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco (temporada de lluvias)	

Tabla A3. Resumen de valores obtenidos para parámetros del sedimento en trabajos previos en la Laguna de Tampamachoco.

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Temperatura (°C)	28.65	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Jiménez et al. (2012)
	25.32	Laguna de Tampamachoco (enero 2009 a marzo 2010, Central Termoeléctrica)	
pH	7.60 a 9	Estero de Tumilco y Jácome, Laguna de Tampamachoco y Barra de Galindo	López-Portillo et al. (2009)
	7.57	Laguna de Tampamachoco (verano del 2009)	López-Jiménez et al. (2012)
	5.63	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009)	López-Portillo et al. (2012)
	7.47	Laguna de Tampamachoco (enero 2009 a marzo 2010, Central Termoeléctrica)	López-Jiménez et al. (2012)
	5.74	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2010)	López-Portillo et al. (2012)
	5.60	Manglar conservado dentro de la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2011)	
	6.56	Manglar conservado dentro de la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	López-Portillo et al. (2014b)
	5.92	Manglar de transición en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2011)	

Tabla A3. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
pH	6.49	Manglar de transición en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	López-Portillo et al. (2014b)
	5.50	Manglar muerto en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2011)	
	6.76	Manglar muerto en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
Carbono (%)	20.50	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	Vovides et al. (2011)
	18.10	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
	16.98	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009)	López-Portillo et al. (2012)
	21.44	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2010)	
	8.37	Manglar conservado dentro de la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	López-Portillo et al. (2014b)
	11.05	Manglar de transición en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
	11.32	Manglar muerto en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
	Nitrógeno (%)	1.20	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.
1.20		Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
0.51		Manglar conservado dentro de la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	López-Portillo et al. (2014b)
0.63		Manglar de transición en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
0.60		Manglar muerto en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	

Tabla A3. *Continuación.*

Parámetro	Valores	Sitio	Referencia
Relación C:N	15.65	Manglar conservado dentro de la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	López-Portillo et al. (2014b)
	15.70	Manglar de transición en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
	17.45	Manglar muerto en la restauración del manglar Laguna de Tampamachoco (2013)	
Materia orgánica (%)	35.30	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	Vovides et al. (2011)
	31.20	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco.	
	29.28	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009)	López-Portillo et al. (2012)
	36.96	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2010)	López-Portillo et al. (2012)
Biomasa de raíces finas (<2 mm) (g m ⁻²)	30.20	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009-2011)	López-Portillo et al. (2012)
	40.69	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)
	16.22	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)	
Biomasa de raíces gruesas (>2 mm) (g m ⁻²)	20.66	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (2009-2011)	López-Portillo et al. (2012)
	118.40	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2015)	López-Portillo et al. (2020)
	110.44	Zona interna del manglar de la Laguna de Tampamachoco (agosto 2016)	
Densidad de neumatóforos (neumatóforo m ⁻²)	536	Zona conservada del manglar, Laguna de Tampamachoco	Romero-Uribe et al. (2021)
	393	Manglar de transición en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	
	0	Manglar muerto en la restauración del manglar, Laguna de Tampamachoco	

Tabla A4. Resumen de las variables ambientales registradas.

Control ambiental	Unidades
Atmosféricos	
Temperatura del aire	°C
Temperatura de la cámara	°C
Humedad relativa	%
Presión atmosférica	kPa
Agua superficial	
Altura de la columna de agua (inundación)	cm
Temperatura superficial	°C
Conductividad eléctrica superficial	mS cm ⁻¹
Salinidad (SDT) superficial	ppt (partes por mil)
Potencial REDOX superficial	mV
pH superficial	No aplica
Agua intersticial	
Temperatura intersticial	°C
Conductividad eléctrica intersticial	mS cm ⁻¹
Salinidad (SDT) intersticial	ppt (partes por mil)
Potencial REDOX intersticial	mV
pH intersticial	No aplica
Sedimento	
Temperatura del sedimento	°C
Conductividad eléctrica del sedimento	mS cm ⁻¹
pH del sedimento	No aplica
Porcentaje de carbono del sedimento	%
Porcentaje de carbono orgánico del sedimento	%
Porcentaje de nitrógeno del sedimento	%
Relación carbono:nitrógeno C:N	No aplica
Porcentaje de materia orgánica del sedimento	%
Biomasa de detritos	g m ⁻²
Biomasa de raíces finas	g m ⁻²
Biomasa de raíces gruesas	g m ⁻²
Densidad de neumatóforos (neumatóforos por área)	Neumatóforo m ⁻²

Tabla A5. ANOVA entre el modelo lineal general y el de efectos mixtos para los flujos de CO₂. L ratio = 126.63, $df = 6$.

Modelo	Grados de libertad	AIC	BIC	logLik	Test	L ratio	Valor p
Modelo lineal general	10	818.51	839.94	-399.25	1 vs 2	126.63	< 0.0001
Modelo de efectos mixtos	16	703.87	738.16	-335.94			

Tabla A6. ANOVA entre el modelo lineal general y el de efectos mixtos para los flujos de CH₄. L ratio = 102.49, $df = 6$.

Modelo	Grados de libertad	AIC	BIC	logLik	Test	L ratio	Valor p
Modelo lineal general	10	6.48	27.91	6.76	1 vs 2	102.49	< 0.0001
Modelo de efectos mixtos	16	-84.01	-49.72	58.005			

Tabla A7. ANOVA del modelo de efectos mixtos entre el flujo de CO₂ y los efectos fijos, con el punto de muestreo como efecto aleatorio. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Efectos para el CO ₂	Grados de libertad	Grados de libertad del error	Valor F	Valor p
Condición	2	42	27.67193	<.0001 ***
Sector	2	21	0.26934	0.7665
Condición y Sector	4	42	1.03589	0.4001

Tabla A8. Prueba de Scheirer–Ray–Hare (comparación de medianas) entre los factores (efectos) y el flujo de CO₂. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Efectos para el CO ₂	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor H	Valor p
Condición	2	17,847.60	40.75	0.0000 ***
Sector	2	966.60	2.21	0.3317
Condición y Sector	4	678.30	1.55	0.8179
Residuos	63	11,605.50		

Tabla A9. Prueba de Dunn para la comparación por pares de las medianas de los flujos de CO₂ entre condiciones. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Condición	Valor Z	Valor p	Valor p ajustado	
Islote – Manglar muerto	0.90	0.3662	0.3662	
Islote – Manglar de transición	-5.02	5.15×10^{-7}	7.72×10^{-7}	***
Manglar muerto – Manglar de transición	-5.92	3.14×10^{-9}	9.41×10^{-9}	***

Tabla A10. ANOVA del modelo de efectos mixtos entre el flujo de CH₄ y los efectos fijos, con el punto de muestreo como efecto aleatorio. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Efectos para el CH ₄	Grados de libertad	Grados de libertad del error	Valor F	Valor p	
Condición	2	42	33.76374	<.0001	***
Sector	2	21	7.51543	0.0035	**
Condición y Sector	4	42	3.61333	0.0128	

Tabla A11. Prueba de Scheirer–Ray–Hare (comparación de medianas) entre los factores (efectos) y el flujo de CH₄. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Efectos para el CH ₄	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Valor H	Valor p	
Condición	2	17,544.3	40.06	0.0000	***
Sector	2	4,336.10	9.90	0.0071	*
Condición y Sector	4	2,053.80	4.69	0.3207	
Residuos	63	7,163.70			

Tabla A12. Prueba de Dunn para la comparación por pares de las medianas de los flujos de CH₄ entre condiciones. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Condición	Valor Z	Valor p	Valor p ajustado	
Islote – Manglar muerto	-2.83	4.69×10^{-3}	4.69×10^{-3}	*
Islote – Manglar de transición	-6.32	2.66×10^{-10}	7.98×10^{-10}	***
Manglar muerto – Manglar de transición	-3.49	4.84×10^{-4}	7.25×10^{-4}	**

Tabla A13. Prueba de Dunn para la comparación por pares de las medianas de los flujos de CH₄ entre sectores. Significancia: ≈ 0 (***) , ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Sector	Valor Z	Valor p	Valor p ajustado	
Norte – Centro	2.63	0.008	0.012	*
Centro – Sur	-0.17	0.863	0.863	
Sur - Norte	-2.81	0.005	0.015	*

Tabla A14. Diferencias significativas (Scheirer–Ray–Hare) entre los parámetros y la condición, el sector y la interacción condición y sector. Significancia: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Parámetro ambiental	Condición	Sector	Condición y Sector
Atmosféricos			
Temperatura del aire			
Temperatura de la cámara			
Humedad relativa			
Presión atmosférica		***	
Agua superficial			
Altura de la columna de agua (inundación)	***		
Temperatura superficial	**	**	
Conductividad eléctrica superficial		***	
Salinidad (SDT) superficial		***	
Potencial REDOX superficial		***	
pH superficial	***	***	
Agua intersticial			
Temperatura intersticial	***	**	
Conductividad eléctrica intersticial	***		*
Salinidad (SDT) intersticial	***		*
Potencial REDOX intersticial	***	**	
pH intersticial	*	***	
Sedimento			
Temperatura del sedimento		**	
Conductividad eléctrica del sedimento		**	
pH del sedimento		**	
Porcentaje de carbono del sedimento			***
Porcentaje de carbono orgánico del sedimento			***
Porcentaje de nitrógeno del sedimento			***
Relación carbono:nitrógeno C:N		***	
Porcentaje de materia orgánica del sedimento			***
Biomasa de detritos			
Biomasa de raíces finas	***		
Biomasa de raíces gruesas	***		
Densidad de neumatóforos (neumatóforos por área)	***		

Tabla A15. Análisis de los coeficientes del modelo (*stepwise*) entre el flujo de CO₂ y los controles ambientales. $R^2 = 0.9027$ R^2 ajustada = 0.8956. Significancia para el control: ≈ 0 (***) , ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Controles ambientales para el CO ₂	Coefficiente	Error estándar	Valor t	Valor p	
Constante (ordenada al origen)	1,314.93	208.05	6.32	4.87x10 ⁻⁸	***
pH del agua superficial	-127.48	27.02	-4.72	1.67x10 ⁻⁵	***
Densidad de neumatóforos	0.85	0.05	16.37	< 2x10 ⁻¹⁶	***
Carbono del sedimento	-43.95	5.79	-7.60	3.97x10 ⁻¹⁰	***
Nitrógeno del sedimento	474.40	76.64	6.19	7.91x10 ⁻⁸	***

Tabla A16. Análisis de los coeficientes del modelo (*stepwise*) entre el flujo de CO₂ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2=0.7836$, R^2 ajustada = 0.7760. Significancia para el control: ≈ 0 (***) , ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Controles ambientales para el CO ₂	Coefficiente	Error estándar	Valor t	Valor p	
Constante (ordenada al origen)	860.98	288.74	2.98	0.004	**
pH del agua superficial	-93.98	37.38	-2.51	0.015	*
Densidad de neumatóforos	0.85	0.075	11.33	3.20 x10 ⁻¹⁶	***

Tabla A17. Análisis de los coeficientes del modelo (*stepwise*) entre el flujo de CH₄ y los controles ambientales. $R^2 = 0.7834$, R^2 ajustada = 0.7633. Significancia para el control: ≈ 0 (***) , ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Controles ambientales para el CH ₄	Coefficiente	Error estándar	Valor t	Valor p	
Constante (ordenada al origen)	95.93	18.47	5.19	3.23x10 ⁻⁶	***
pH del agua superficial	-0.32	0.86	-3.67	0.0005	***
Densidad de neumatóforos	0.001	0.0002	6.84	7.38x10 ⁻⁹	***
Presión atmosférica	-0.92	0.18	-5.14	3.96x10 ⁻⁶	***
Altura de la inundación	0.015	0.004	3.67	0.0006	***
Nitrógeno del sedimento	-0.24	0.07	-3.54	0.0008	***

Tabla A18. Análisis de los coeficientes del modelo (*stepwise*) entre el flujo de CH₄ y los controles ambientales, excluyendo los nutrientes. $R^2 = 0.7331$, R^2 ajustada = 0.7137. Significancia para el control: ≈ 0 (***), ≈ 0.001 (**) y ≈ 0.01 (*)

Controles ambientales para el CH ₄	Coefficiente	Error estándar	Valor t	Valor p	
Constante (ordenada al origen)	85.86	20.07	4.28	7.60x10 ⁻⁵	***
pH del agua superficial	-0.35	0.09	-3.71	0.0005	***
Densidad de neumatóforos	0.001	0.0002	6.02	1.47x10 ⁻⁷	***
Presión atmosférica	-0.82	0.19	-4.22	9.24x10 ⁻⁵	***
Altura de la inundación	0.015	0.004	3.47	0.001	**

REFERENCIAS

- Abdul-Aziz, O. I., Ishtiaq, K. S., Tang, J., Moseman-Valtierra, S., Kroeger, K. D., Gonnee, M. E., Mora, J., & Morkeski, K. (2018). Environmental Controls, Emergent Scaling, and Predictions of Greenhouse Gas (GHG) Fluxes in Coastal Salt Marshes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(7), 2234-2256. <https://doi.org/10.1029/2018JG004556>
- Acosta, M., Dušek, J., Chamizo, S., Serrano-Ortiz, P., & Pavelka, M. (2019). Autumnal fluxes of CH₄ and CO₂ from Mediterranean reed wetland based on eddy covariance and chamber methods. *CATENA*, 183, 104191. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104191>
- Adame, M. F., Brown, C. J., Bejarano, M., Herrera-Silveira, J. A., Ezcurra, P., Kauffman, J. B., & Birdsey, R. (2018). The undervalued contribution of mangrove protection in Mexico to carbon emission targets. *Conservation Letters*, 11(4), e12445. <https://doi.org/10.1111/conl.12445>
- Adame, M. F., Cherian, S., Reef, R., & Stewart-Koster, B. (2017). Mangrove root biomass and the uncertainty of belowground carbon estimations. *Forest Ecology and Management*, 403, 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.016>
- Adame, M. F., Connolly, R. M., Turschwell, M. P., Lovelock, C. E., Fatoyinbo, T., Lagomasino, D., Goldberg, L. A., Holdorf, J., Friess, D. A., Sasmito, S. D., Sanderman, J., Sievers, M., Buelow, C., Kauffman, J. B., Bryan-Brown, D., & Brown, C. J. (2021). Future carbon emissions from global mangrove forest loss. *Global Change Biology*, 27(12), 2856-2866. <https://doi.org/10.1111/gcb.15571>
- Adviento-Borbe, M. A. A., Doran, J. W., Drijber, R. A., & Dobermann, A. (2006). Soil Electrical Conductivity and Water Content Affect Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions in Intensively Managed Soils. *Journal of Environmental Quality*, 35(6), 1999-2010. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0109>
- Agraz-Hernández, C. M., Noriega-Trejo, R., López-Portillo, J. A., Flores-Verdugo, F. J., & Jiménez-Zacarías, J. J. (2006). *Guía de Campo. Identificación de los manglares en México*. Universidad Autónoma de Campeche (UAC).
- Al-Haj, A. N., & Fulweiler, R. W. (2020a). A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 26(5), 2988-3005. <https://doi.org/10.1111/gcb.15046>
- Al-Haj, A. N., & Fulweiler, R. W. (2020b). Response to concerns and uncertainties relating to methane emissions synthesis for vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 26(10), e10-e11. <https://doi.org/10.1111/gcb.15245>
- Alongi, D. M. (Ed.). (2009). The Forest Floor. En *The Energetics of Mangrove Forests* (pp. 89-127). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4271-3_5

- Alongi, D. M. (2014). Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. *Annual Review of Marine Science*, 6(1), 195-219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>
- Alongi, D. M. (2018a). Impact of Global Change on Nutrient Dynamics in Mangrove Forests. *Forests*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/f9100596>
- Alongi, D. M. (2018b). Mangrove Forests. En D. M. Alongi (Ed.), *Blue Carbon: Coastal Sequestration for Climate Change Mitigation* (pp. 23-36). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91698-9_3
- Alongi, D. M. (2020a). Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation. *Sci*, 2(3). <https://doi.org/10.3390/sci2030067>
- Alongi, D. M. (2020b). Carbon Balance in Salt Marsh and Mangrove Ecosystems: A Global Synthesis. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(10). <https://doi.org/10.3390/jmse8100767>
- Alongi, D. M. (2021). Macro- and Micronutrient Cycling and Crucial Linkages to Geochemical Processes in Mangrove Ecosystems. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(5). <https://doi.org/10.3390/jmse9050456>
- Alvarado-Barrientos, M. S., López-Adame, H., Lazcano-Hernández, H. E., Arellano-Verdejo, J., & Hernández-Arana, H. A. (2021). Ecosystem-Atmosphere Exchange of CO₂, Water, and Energy in a Basin Mangrove of the Northeastern Coast of the Yucatan Peninsula. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(2), e2020JG005811. <https://doi.org/10.1029/2020JG005811>
- Aneja, V. P., & Cooper, W. J. (1989). Biogenic Sulfur Emissions. En *Biogenic Sulfur in the Environment* (Vol. 393, pp. 2-13). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/bk-1989-0393.ch001>
- Aragón-Ramírez, L. A. (2015). *Transporte de nutrientes durante el desarrollo y senescencia de las hojas de Avicennia germinans en la Laguna de Tampamachoco, Veracruz*. [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)]. https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000725242
- Arai, H., Inubushi, K., & Chiu, C.-Y. (2021). Dynamics of Methane in Mangrove Forest: Will It Worsen with Decreasing Mangrove Forests? *Forests*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/f12091204>
- Aresta, M., & Dibenedetto, A. (2021). The Atmosphere, the Natural Cycles, and the “Greenhouse Effect”. En M. Aresta & A. Dibenedetto (Eds.), *The Carbon Dioxide Revolution: Challenges and Perspectives for a Global Society* (pp. 31-43). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59061-1_3
- Armstrong, W., Armstrong, J., & Beckett, P. M. (1996). Pressurised ventilation in emergent macrophytes: The mechanism and mathematical modelling of humidity-induced

- convection. *Aquatic Botany*, 54(2), 121-135. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(96\)01040-6](https://doi.org/10.1016/0304-3770(96)01040-6)
- Arnaud, M., Baird, A. J., Morris, P. J., Dang, T. H., & Nguyen, T. T. (2020). Sensitivity of mangrove soil organic matter decay to warming and sea level change. *Global Change Biology*, 26(3), 1899-1907. <https://doi.org/10.1111/gcb.14931>
- Austria-Ortíz, G. M., Reyes-Márquez, A., López-López, E., Aguíñiga-García, S., & López-Martínez, J. (2021). Chapter 22—Temporal variability (1966–2020) of the fish assemblage and hydrometeorology of the Tampamachoco Lagoon, Veracruz, Mexico: Pre-and during Covid-19 scenario. En A. L. Ramanathan, C. Sabarathinam, F. Arriola, M. V. Prasanna, P. Kumar, & M. P. Jonathan (Eds.), *Environmental Resilience and Transformation in Times of COVID-19* (pp. 241-254). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85512-9.00023-1>
- Bade, D. L. (2009). Gas Exchange at the Air–Water Interface. En G. E. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 70-78). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00213-1>
- Bartolo-Mateos, O. (2015). *Potencial hídrico en Avicennia germinans (L.) L en sitios estables y deteriorados de la zona de Reserva Ecológica de la CTPALM, Tuxpan, Veracruz, México*. [Tesis de maestría, Universidad Veracruzana (UV)]. <https://www.uv.mx/pozarica/mmecm/files/2014/12/Bartolo-Mateos-Olga.pdf>
- Basáñez-Muñoz, A. J. (2005). *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR)—Sitio 1602 (MX1602RIS)*. Ramsar Convention Secretariat. <https://rsis.ramsar.org/RIS-app/files/RISrep/MX1602RIS.pdf>
- Basáñez-Muñoz, A. J., Jordán-Garza, A. G., & Serrano, A. (2021). Forest Structure and Projections of *Avicennia germinans* (L.) L. at Three Levels of Perturbation in a Southwestern Gulf of Mexico Mangrove. *Forests*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/f12080989>
- Basáñez-Muñoz, A. J., Serrano-Solís, A., Cuervo-López, L., & Cárdenas-del Ángel, S. I. (2016). Ensayos de reforestación con plantas de mangle en la reserva ecológica del complejo termoeléctrico “Presidente Adolfo López Mateos”, Tuxpan, Veracruz. *Polibotanica*, 42, 91-101. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.42.4>
- Bastviken, D., Cole, J., Pace, M., & Tranvik, L. (2004). Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(4). <https://doi.org/10.1029/2004GB002238>
- Belliard, J.-P., Hernandez, S., Temmerman, S., Suello, R. H., Dominguez-Granda, L. E., Rosado-Moncayo, A. M., Ramos-Veliz, J. A., Parra-Narera, R. N., Pollete-Ramirez, K., Govers, G., Borges, A. V., & Bouillon, S. (2022). Carbon dynamics and CO₂ and CH₄ exchange in the mangrove dominated Guayas river delta, Ecuador. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 267, 107766. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107766>

- Bindoff, N. L., Cheung, W. W. L., Kairo, J. G., Aristegui, J., Guinder, V. A., Hallberg, R., Hilmi, N., Jiao, N., Karim, M. S., Levin, L., O'Donoghue, S., Purca Cuicapusa, S. R., Rinkevich, B., Suga, T., Tagliabue, A., & Williamson, P. (2019). Chapter 5. Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. En H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, & N. M. Weyer (Eds.), *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate* (pp. 447-588). IPCC. <https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/chapter-5/>
- Bolin, B., Ciais, P., Cramer, W., Jarvis, P., Kheshgi, H., Nobre, C., Semenov, S., & Steffen, W. (2000). Chapter 1. Global Perspective. En *Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC Report.* (pp. 15-37). Cambridge University Press. https://archive.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=14
- Boon, P. I. (2000). Carbon cycling in Australian wetlands: The importance of methane. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 27(1), 37-50. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901202>
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., Kristensen, E., Lee, S. Y., Marchand, C., Middelburg, J. J., Rivera-Monroy, V. H., Smith III, T. J., & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2). <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>
- Boyd, C. E. (2020). Carbon Dioxide, pH, and Alkalinity. En C. E. Boyd (Ed.), *Water Quality: An Introduction* (pp. 177-203). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23335-8_9
- Breeze, P. (2017). Chapter 2—The Carbon Cycle and Atmospheric Warming. En P. Breeze (Ed.), *Electricity Generation and the Environment* (pp. 13-21). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101044-0.00002-0>
- Bruhwiller, L., Michalak, A. M., Birdsey, R., Fisher, J. B., Houghton, R. A., Huntzinger, D. N., & Miller, J. B. (2018). Chapter 1: Overview of the global carbon cycle. En N. Cavallaro, G. Shrestha, R. Birdsey, M. A. Mayes, R. G. Najjar, S. C. Reed, P. Romero-Lankao, & Z. Zhu (Eds.), *Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report* (pp. 42-70). U.S. Global Change Research Program. <https://doi.org/10.7930/SOCCR2.2018.Ch1>
- Bulmer, R. H., Lundquist, C. J., & Schwendenmann, L. (2015). Sediment properties and CO₂ efflux from intact and cleared temperate mangrove forests. *Biogeosciences*, 12(20), 6169-6180. <https://doi.org/10.5194/bg-12-6169-2015>
- Cabezas, A., Mitsch, W. J., MacDonnell, C., Zhang, L., Bydałek, F., & Lasso, A. (2018). Methane emissions from mangrove soils in hydrologically disturbed and reference mangrove tidal creeks in southwest Florida. *Wetlands and Carbon Revisited*, 114, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.041>

- Canadell, J. G., Monteiro, P. M. S., Costa, M. H., Cotrim da Cunha, L., Cox, P. M., Eliseev, A. V., Henson, S., Ishii, M., Jaccard, S., Koven, C., Lohila, A., Patra, P. K., Piao, S., Rogelj, J., Syampungani, S., Zaehle, S., & Zickfeld, K. (2021). Chapter 5. Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Eds.), *IPCC Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Casper, P., Maberly, S. C., Hall, G. H., & Finlay, B. J. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry*, 49(1), 1-19. <https://doi.org/10.1023/A:1006269900174>
- Castillo, J. A. A., Apan, A. A., Maraseni, T. N., & Salmo, S. G. (2017). Soil greenhouse gas fluxes in tropical mangrove forests and in land uses on deforested mangrove lands. *CATENA*, 159, 60-69. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.005>
- Chamberlain, S. D., Anthony, T. L., Silver, W. L., Eichelmann, E., Hemes, K. S., Oikawa, P. Y., Sturtevant, C., Szutu, D. J., Verfaillie, J. G., & Baldocchi, D. D. (2018). Soil properties and sediment accretion modulate methane fluxes from restored wetlands. *Global Change Biology*, 24(9), 4107-4121. <https://doi.org/10.1111/gcb.14124>
- Chanton, J. P., & Dacey, J. W. H. (1991). 3—Effects of Vegetation on Methane Flux, Reservoirs, and Carbon Isotopic Composition. En T. D. Sharkey, E. A. Holland, & H. A. Mooney (Eds.), *Trace Gas Emissions by Plants* (pp. 65-92). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-639010-0.50008-X>
- Chanton, J. P., & Whiting, G. J. (2009). 4—Trace gas exchange in freshwater and coastal marine environments: Ebullition and transport by plants. En P. A. Matson & R. C. Harris (Eds.), *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water* (pp. 98-125). Wiley-Blackwell.
- Chen, G., Chen, B., Yu, D., Tam, N. F. Y., Ye, Y., & Chen, S. (2016). Soil greenhouse gas emissions reduce the contribution of mangrove plants to the atmospheric cooling effect. *Environmental Research Letters*, 11(12), 124019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124019>
- Chen, G., Chen, B., Yu, D., Ye, Y., Tam, N. F. Y., & Chen, S. (2016). Soil greenhouse gases emissions reduce the benefit of mangrove plant to mitigating atmospheric warming effect. *Biogeosciences Discussions*, 2016, 1-22. <https://doi.org/10.5194/bg-2015-662>
- Chen, Q., Guo, B., Zhao, C., & Xing, B. (2018). Characteristics of CH₄ and CO₂ emissions and influence of water and salinity in the Yellow River delta wetland, China. *Environmental Pollution*, 239, 289-299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.043>

- Chen, Y., Chen, G., & Ye, Y. (2015). Coastal vegetation invasion increases greenhouse gas emission from wetland soils but also increases soil carbon accumulation. *Science of The Total Environment*, 526, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.077>
- Chenu, C., Rumpel, C., & Lehmann, J. (2015). Chapter 13—Methods for Studying Soil Organic Matter: Nature, Dynamics, Spatial Accessibility, and Interactions with Minerals. En E. A. Paul (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Fourth Edition)* (pp. 383-419). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00013-X>
- Chuang, P.-C., Young, M. B., Dale, A. W., Miller, L. G., Herrera-Silveira, J. A., & Paytan, A. (2017). Methane fluxes from tropical coastal lagoons surrounded by mangroves, Yucatán, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(5), 1156-1174. <https://doi.org/10.1002/2017JG003761>
- Cisneros-de la Cruz, D. J., Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Ramírez-García, S. A., Moreno-Martínez, J., Mendoza-Martínez, J., Montero-Muñoz, J., Paz-Pellat, F., & Roman-Cuesta, R. M. (2021). *Manual para la Medición, Monitoreo y Reporte del Carbono y Gases de Efecto Invernadero en Manglares en Restauración*. CIFOR/CINVESTAVIPN/UNAM-Sisal/PMC. <https://www.cifor.org/knowledge/publication/8051/>
- Cole, J. J. (2013). Chapter 6—The Carbon Cycle: With a Brief Introduction to Global Biogeochemistry. En K. C. Weathers, D. L. Strayer, & G. E. Likens (Eds.), *Fundamentals of Ecosystem Science* (pp. 109-135). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00006-8>
- Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D., & Vandever, J. (2011). *Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: Challenges and opportunities* (N.º 121; Environment Department, p. 69). World Bank. <https://portals.iucn.org/library/node/9842>
- Cueva, A., Robles Zazueta, C. A., Garatuza Payan, J., Yépez, E. A., Cueva, A., Robles Zazueta, C. A., Garatuza Payan, J., & Yépez, E. A. (2016). Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 253-269.
- D'Agosto, M. de A. (2019). Chapter 6—Air pollutant and greenhouse gas emissions (GHG). En M. de A. D'Agosto (Ed.), *Transportation, Energy Use and Environmental Impacts* (pp. 227-257). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813454-2.00006-4>
- Denfeld, B. A., Baulch, H. M., del Giorgio, P. A., Hampton, S. E., & Karlsson, J. (2018). A synthesis of carbon dioxide and methane dynamics during the ice-covered period of northern lakes. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 117-131. <https://doi.org/10.1002/lol2.10079>
- Deng, O., Li, X., Deng, L., Zhang, S., Gao, X., Lan, T., Zhou, W., Tian, D., Xiao, Y., Yang, J., Ou, D., & Luo, L. (2020). Emission of CO₂ and CH₄ from a multi-ditches system

- in rice cultivation region: Flux, temporal-spatial variation and effect factors. *Journal of Environmental Management*, 270, 110918. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110918>
- Diario Oficial de la Federación. (2003). *Norma Oficial Mexicana NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar*. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=697013&fecha=10/04/2003
- Diario Oficial de la Federación. (2020). *Ley de Aguas Nacionales*. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/16_060120.pdf
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010). Chapter 13—Carbon. En W. K. Dodds & M. R. Whiles (Eds.), *Freshwater Ecology (Second Edition)* (Second Edition, pp. 323-343). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374724-2.00013-1>
- Donelan, M. A., & Wanninkhof, R. (2002). Gas Transfer at Water Surfaces—Concepts and Issues. En *Gas Transfer at Water Surfaces* (pp. 1-10). American Geophysical Union (AGU). <https://doi.org/10.1029/GM127p0001>
- Doroski, A. A., Helton, A. M., & Vadas, T. M. (2019). Greenhouse gas fluxes from coastal wetlands at the intersection of urban pollution and saltwater intrusion: A soil core experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 131, 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.12.023>
- Drewer, J., Howard, D., & McNamara, N. (2018). Chapter 6—Greenhouse Gas (GHG) and Biogenic Volatile Organic Compound (bVOC) Fluxes Associated With Land-Use Change to Bioenergy Crops. En P. Thornley & P. Adams (Eds.), *Greenhouse Gas Balances of Bioenergy Systems* (pp. 77-96). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101036-5.00006-9>
- Ellison, J. C. (2019). Chapter 20—Biogeomorphology of Mangroves. En G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, & C. S. Hopkins (Eds.), *Coastal Wetlands* (pp. 687-715). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00020-4>
- Fendinger, N. J., Adams, D. D., & Glotfelty, D. E. (1992). The role of gas ebullition in the transport of organic contaminants from sediments. *Science of The Total Environment*, 112(2), 189-201. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90187-W](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90187-W)
- Figueruelo Alejano, J. E., & Dávila, M. M. (2004). *Química física del medio ambiente y de los procesos medioambientales*. Reverté.
- Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D. J., Mauritsen, T., Palmer, M. D., Watanabe, M., Wild, M., & Zhang, H. (2021). Chapter 7. The Earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnov, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Eds.), *IPCC Climate Change*

- 2021: *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Giani, L., Bashan, Y., Holguin, G., & Strangmann, A. (1996). Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma*, 72(1), 149-160. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(96\)00023-7](https://doi.org/10.1016/0016-7061(96)00023-7)
- Goldenfum, J. A. (Ed.). (2010). *Greenhouse gas measurement guidelines for freshwater reservoirs. The UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs*. International Hydropower Association. <https://www.hydropower.org/publications/ghg-measurement-guidelines-for-freshwater-reservoirs>
- Gomez-Casanovas, N., DeLucia, N. J., DeLucia, E. H., Blanc-Betes, E., Boughton, E. H., Sparks, J., & Bernacchi, C. J. (2020). Seasonal Controls of CO₂ and CH₄ Dynamics in a Temporarily Flooded Subtropical Wetland. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(3), e2019JG005257. <https://doi.org/10.1029/2019JG005257>
- Gontharet, S., Crémière, A., Blanc-Valleron, M.-M., Sebilo, M., Gros, O., Laverman, A. M., & Dessailly, D. (2017). Sediment characteristics and microbial mats in a marine mangrove, Manche-à-eau lagoon (Guadeloupe). *Journal of Soils and Sediments*, 17(7), 1999-2010. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1555-6>
- Gonzalez-Valencia, R., Andrade, J. L., Caamal-Sosa, J. P., Us-Santamaría, R., Thalasso, F., Teutli-Hernández, C., & Herrera-Silveira, J. A. (2018). Emisiones de metano de diferentes tipos de manglar en Yucatán. En F. Paz, A. Velázquez, & M. Rojo (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2018* (p. 686). Programa Mexicano del Carbono e Instituto Tecnológico de Sonora. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/sintesisn.php>
- Grasset, C., Abril, G., Mendonça, R., Roland, F., & Sobek, S. (2019). The transformation of macrophyte-derived organic matter to methane relates to plant water and nutrient contents. *Limnology and Oceanography*, 64(4), 1737-1749. <https://doi.org/10.1002/lno.11148>
- Greene, S., Walter Anthony, K. M., Archer, D., Sepulveda-Jauregui, A., & Martinez-Cruz, K. (2014). Modeling the impediment of methane ebullition bubbles by seasonal lake ice. *Biogeosciences*, 11(23), 6791-6811. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6791-2014>
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamaki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., ... Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 114(44), 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>

- Guillén-Rivera, B. E., López-Portillo, J. A., & Pérez-Sánchez, E. (2021). Atributos funcionales de plántulas de mangle bajo condiciones ambientales contrastantes. *Kuxulkab*, 27(57), 37-46. <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a27n57.3690>
- Gutiérrez-Vivanco, J. (2010). *Variación espacio-temporal de los parámetros físico-químicos, clorofila-a y nutrientes en la Laguna de Tampamachoco-Veracruz (Golfo de México Occidental)* [Tesis de maestría, Universidad Veracruzana (UV)]. <https://www.uv.mx/pozarica/mmcmc/files/2012/10/TESIS-JORDAN-GTZ.pdf>
- Hammond, K. J., Crompton, L. A., Bannink, A., Dijkstra, J., Yáñez-Ruiz, D. R., O’Kiely, P., Kebreab, E., Eugène, M. A., Yu, Z., Shingfield, K. J., Schwarm, A., Hristov, A. N., & Reynolds, C. K. (2016). Review of current in vivo measurement techniques for quantifying enteric methane emission from ruminants. *Animal Feed Science and Technology*, 219, 13-30. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2016.05.018>
- Hannah, L. (2015). Chapter 19—Carbon Sinks and Sources. En L. Hannah (Ed.), *Climate Change Biology (Second Edition)* (Second Edition, pp. 403-422). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-420218-4.00019-6>
- He, Y., Guan, W., Xue, D., Liu, L., Peng, C., Liao, B., Hu, J., Zhu, Q., Yang, Y., Wang, X., Zhou, G., Wu, Z., & Chen, H. (2019). Comparison of methane emissions among invasive and native mangrove species in Dongzhaigang, Hainan Island. *Science of The Total Environment*, 697, 133945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133945>
- Heinemeyer, A., Bene, C. D., Lloyd, A. R., Tortorella, D., Baxter, R., Huntley, B., Gelsomino, A., & Ineson, P. (2011). Soil respiration: Implications of the plant-soil continuum and respiration chamber collar-insertion depth on measurement and modelling of soil CO₂ efflux rates in three ecosystems. *European Journal of Soil Science*, 62(1), 82-94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01331.x>
- Hernández, M. E. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Terra Latinoamericana*, 28(2), 139-147.
- Hernández, M. E., & Junca-Gómez, D. (2020). Carbon stocks and greenhouse gas emissions (CH₄ and N₂O) in mangroves with different vegetation assemblies in the central coastal plain of Veracruz Mexico. *Science of The Total Environment*, 741, 140276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140276>
- Hernandez, M. E., Marín-Muñiz, J. L., 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. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.925977>
- Hillel, D. (1971). 5—Flow of Water in Unsaturated Soil. En D. Hillel (Ed.), *Soil and Water* (pp. 103-127). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-348550-2.50011-X>

- Hillel, D. (1980). 3—Properties of Water in Relation to Porous Media. En D. Hillel (Ed.), *Fundamentals of Soil Physics* (pp. 21-52). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091870-9.50008-X>
- Hillel, D. (2003). 11—Gas Movement and Exchange. En D. Hillel (Ed.), *Introduction to Environmental Soil Physics* (pp. 201-212). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012348655-4/50012-5>
- Horwath, W. (2015). Chapter 12—Carbon Cycling: The Dynamics and Formation of Organic Matter. En E. A. Paul (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Fourth Edition)* (Fourth Edition, pp. 339-382). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00012-8>
- Hu, M., Sardans, J., Yang, X., Peñuelas, J., & Tong, C. (2020). Patterns and environmental drivers of greenhouse gas fluxes in the coastal wetlands of China: A systematic review and synthesis. *Environmental Research*, 186, 109576. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109576>
- Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases. (2010). *Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866* -. United States Government. https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-12/documents/scc_tsd_2010.pdf
- Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases. (2021). *Technical Support Document: Social Cost of Carbon, Methane, and Nitrous Oxide Interim Estimates under Executive Order 13990*. United States Government. https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/02/TechnicalSupportDocument_SocialCostofCarbonMethaneNitrousOxide.pdf
- IPCC. (2021). Summary for Policymakers. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou (Eds.), *IPCC Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Iwata, H., Nakazawa, K., Sato, H., Itoh, M., Miyabara, Y., Hirata, R., Takahashi, Y., Tokida, T., & Endo, R. (2020). Temporal and spatial variations in methane emissions from the littoral zone of a shallow mid-latitude lake with steady methane bubble emission areas. *Agricultural and Forest Meteorology*, 295, 108184. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108184>
- Jalota, S. K., Vashisht, B. B., Sharma, S., & Kaur, S. (2018). Chapter 1—Emission of Greenhouse Gases and Their Warming Effect. En S. K. Jalota, B. B. Vashisht, S. Sharma, & S. Kaur (Eds.), *Understanding Climate Change Impacts on Crop Productivity and*

- Water Balance* (pp. 1-53). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809520-1.00001-X>
- Jeffrey, L. C., Reithmaier, G., Sippo, J. Z., Johnston, S. G., Tait, D. R., Harada, Y., & Maher, D. T. (2019). Are methane emissions from mangrove stems a cryptic carbon loss pathway? Insights from a catastrophic forest mortality. *New Phytologist*, 224(1), 146-154. <https://doi.org/10.1111/nph.15995>
- Jennerjahn, T. C., Gilman, E., Krauss, K. W., Lacerda, L. D., Nordhaus, I., & Wolanski, E. (2017). Mangrove Ecosystems under Climate Change. En V. H. Rivera-Monroy, S. Y. Lee, E. Kristensen, & R. R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services* (pp. 211-244). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_7
- Jia, G., Shevliakova, E., Artaxo, P., De Noblet-Ducoudré, N., Houghton, R., House, J., Kitajima, K., Lennard, A., Popp, A., Sirin, R., Sukumar, R., & Verchot, L. (2019). Chapter 2. Land–climate interactions. En P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo-Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal-Pereira, P. Vyas, E. Huntley, ... J. Malley (Eds.), *Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (pp. 131-247). IPCC. <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-2/>
- Jovani-Sancho, A. J., Cummins, T., & Byrne, K. A. (2017). Collar insertion depth effects on soil respiration in afforested peatlands. *Biology and Fertility of Soils*, 53(6), 677-689. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1210-4>
- Kathiresan, K., & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove Ecosystems. En *Advances in Marine Biology* (Vol. 40, pp. 81-251). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: Principles and conservation* (2.^a ed.). Cambridge University Press.
- Kirk-Davidoff, D. (2018). Chapter 3.4—The Greenhouse Effect, Aerosols, and Climate Change. En B. Török & T. Dransfield (Eds.), *Green Chemistry* (pp. 211-234). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00009-1>
- Kokic, J. (2017). Gas Exchange over Aquatic Interfaces and its Importance for Greenhouse Gas Emission [Tesis de doctorado, Uppsala Universitet]. En *Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* (Vol. 1-1457). DiVA. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-307792>
- Komori, S. (2013). Turbulent Gas Transfer across Air–Water Interfaces. En *Handbook of Environmental Fluid Dynamics, Volume One*. CRC Press.

- Konnerup, D., Betancourt-Portela, J. M., Villamil, C., & Parra, J. P. (2014). Nitrous oxide and methane emissions from the restored mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *140*, 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.006>
- Kristensen, E. (2007). Carbon balance in mangrove sediments: The driving processes and their controls. En Y. Tateda & R. C. Upstill-Goddard (Eds.), *Greenhouse Gas and Carbon Balances in Mangrove Coastal Ecosystems* (pp. 61-78). Gendaitosho. https://www.researchgate.net/publication/252198363_Carbon_balance_in_mangrove_sediments_The_driving_processes_and_their_controls
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008a). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Mangrove Ecology – Applications in Forestry and Coastal Zone Management*, *89*(2), 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008b). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, *89*(2), 201-219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Kroeger, K. D., Crooks, S., Moseman-Valtierra, S., & Tang, J. (2017). Restoring tides to reduce methane emissions in impounded wetlands: A new and potent Blue Carbon climate change intervention. *Scientific Reports*, *7*(1), 11914. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12138-4>
- Kumar, A., Yang, T., & Sharma, M. P. (2019). Greenhouse gas measurement from Chinese freshwater bodies: A review. *Journal of Cleaner Production*, *233*, 368-378. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.052>
- Laanbroek, H. J. (2010). Methane emission from natural wetlands: Interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. *Annals of Botany*, *105*(1), 141-153. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp201>
- Laing, C. G., Shreeve, T. G., & Pearce, D. M. E. (2008). Methane bubbles in surface peat cores: In situ measurements. *Global Change Biology*, *14*(4), 916-924. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01534.x>
- Lambers, H., III, F. S. C., & Pons, T. L. (2008). *Plant Physiological Ecology* (2.^a ed.). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78341-3>
- Landgrave, R., & Moreno-Casasola, P. (2012). Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental. Ciencia y política pública*, *4*(1), 19-35.
- Lara-Domínguez, A. L., Sáinz, E., Rivera-Rodríguez, M., Hernández-Sánchez, M., Ibarra-Villanueva, A., González, Y., López-Portillo, J. A., & Aguirre-Franco, L. (2021). *La restauración del manglar en la Laguna de Tampamachoco se fortalece con la donación de 2300 juveniles de mangle rojo por APITUX [INECOL A.C.]*. Ciencia hoy.

- <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/ct-menu-item-25/ct-menu-item-27/17-ciencia-hoy/1371-la-restauracion-del-manglar-en-la-laguna-de-tampamachoco>
- Leopold, A., Marchand, C., Deborde, J., & Allenbach, M. (2015). Temporal variability of CO₂ fluxes at the sediment-air interface in mangroves (New Caledonia). *Science of The Total Environment*, 502, 617-626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.066>
- Li, T., Huang, Y., Zhang, W., & Song, C. (2010). CH₄MODwetland: A biogeophysical model for simulating methane emissions from natural wetlands. *Ecological Modelling*, 221(4), 666-680. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.05.017>
- Li, X., Sardans, J., Hou, L., Liu, M., Xu, C., & Peñuelas, J. (2020). Climatic temperature controls the geographical patterns of coastal marshes greenhouse gases emissions over China. *Journal of Hydrology*, 590, 125378. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125378>
- LI-COR Biosciences. (2019a). *LI-7810 CH₄/CO₂/H₂O. Trace Gas Analyzer. Instruction Manual*. LI-COR Biosciences. <https://www.licor.com/documents/zsce2z88fgkfpbiguqi0k3g537jlls17>
- LI-COR Biosciences. (2019b). *Using the Smart Chamber. Soil Gas Flux Survey Chamber*. LI-COR Biosciences. <https://www.licor.com/documents/air7lwis5dn1n6d0xt6r3ij2hai35yv>
- Limpert, K. E., Carnell, P. E., Trevathan-Tackett, S. M., & Macreadie, P. I. (2020). Reducing Emissions From Degraded Floodplain Wetlands. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00008>
- Lin, C.-W., Kao, Y.-C., Chou, M.-C., Wu, H.-H., Ho, C.-W., & Lin, H.-J. (2020). Methane Emissions from Subtropical and Tropical Mangrove Ecosystems in Taiwan. *Forests*, 11(4). <https://doi.org/10.3390/f11040470>
- Lin, C.-W., Kao, Y.-C., Lin, W.-J., Ho, C.-W., & Lin, H.-J. (2021). Effects of Pneumatophore Density on Methane Emissions in Mangroves. *Forests*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/f12030314>
- López-Jiménez, M. A., Monks-Sheets, W. S., Serrano-Solís, A., Pulido-Flores, G., Gaytán-Oyarzún, J. C., & López-Ortega, M. (2012). Dinámica de las variables fisicoquímicas del sedimento de la laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(4), 965-972.
- López-Ortega, M., Pulido-Flores, G., Serrano-Solís, A., Gaytán-Oyarzún, J. C., Monks-Sheets, W. S., & López-Jiménez, M. A. (2012). Evaluación estacional de las variables fisicoquímicas del agua de la Laguna de Tampamachoco, Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(3), 713-719.

- López-Portillo, J. A., & Ezcurra, E. (1989). Response of Three Mangroves to Salinity in Two Geoforms. *Functional Ecology*, 3(3), 355-361. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2389376>
- López-Portillo, J. A., & Ezcurra, E. (2002). Los manglares de México: Una revisión. *Madera y Bosques*, 8, 27-51.
- López-Portillo, J. A., Gómez-Aguilar, L. R., & Vásquez-Reyes, V. M. (2009). *Criterios para la selección del sitio de manglar Tuxpan. Tuxpan GM56 [Ficha técnica]*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- López-Portillo, J. A., & Lara-Domínguez, A. L. (2019). Los manglares como bioindicadores. En E. Rivera-Arriaga, P. Sánchez-Gil, & J. Gutiérrez (Eds.), *Tópicos de Agenda para la Sostenibilidad de Costas y Mares Mexicanos* (pp. 69-86). Universidad Autónoma de Campeche (UAC) y Red RICOMAR.
- López-Portillo, J. A., Lara-Domínguez, A. L., Martínez-García, M. C., Hernández-Sánchez, M., Rivera-Rodríguez, M., Ureña-Aranda, C., Galán-Breth, R. I., Vásquez-Reyes, V. M., & Sáinz-Hernández, E. (2020). *Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Inicio de una red multi-institucional. Veracruz. Segunda etapa. Hoja de cálculo SNIB-CO-NABIO, Proyecto No. KN002*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología A.C. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=KN&Numero=2>
- López-Portillo, J. A., Lara-Domínguez, A. L., Martínez-García, M. C., Hernández-Sánchez, M., Rodríguez-Rivera, M., Ureña-Aranda, C., Galán-Breth, R. I., Vásquez, V. M., & Sáinz-Hernández, E. (2012). *Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Inicio de una red multi-institucional. Veracruz. Hoja de cálculo SNIB-CONABIO, proyecto No. FN007*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología A.C. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=FN&Numero=7>
- López-Portillo, J. A., Lara-Domínguez, A. L., Sáinz-Hernández, E., Vásquez-Reyes, V. M., Rodríguez-Rivera, M., Martínez-García, M. C., Bartolo-Mateos, O., Ortíz-Vela, I., & Alvarado. (2014b). *Restauración hidráulica en la laguna de Tampamachoco en el estado de Veracruz para la rehabilitación del manglar y de sus servicios ambientales. Hoja de cálculo SNIB-CONABIO, proyecto No. HH025*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología A.C.
- López-Portillo, J. A., Lara-Domínguez, A. L., Sáinz-Hernández, E., Vásquez-Reyes, V. M., Rodríguez-Rivera, M., Martínez-García, M. C., Bartolo-Mateos, O., Ortíz-Vela, I., & Alvarado. (2014a). *Restauración hidráulica en la laguna de Tampamachoco en el estado de Veracruz para la rehabilitación del manglar y de sus servicios ambientales*.

- Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto No.HH025.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología A.C.
- López-Portillo, J. A., Lewis, R. R., Saenger, P., Rovai, A., Koedam, N., Dahdouh-Guebas, F., Agraz-Hernández, C., & Rivera-Monroy, V. H. (2017). Mangrove Forest Restoration and Rehabilitation. En V. H. Rivera-Monroy, S. Y. Lee, E. Kristensen, & R. R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services* (pp. 301-345). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_10
- López-Portillo, J. A., Vásquez-Reyes, V. M., Gómez-Aguilar, L. R., & Lara-Domínguez, A. L. (2011). Distribución, estructura y perspectivas de conservación de los manglares. En Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) & A. Cruz-Angón (Eds.), *La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Volumen 1: Contexto actual del estado y perspectivas de conservación de su biodiversidad* (pp. 207-216). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana e Instituto de Ecología, A.C.
- López-Portillo, J. A., Vásquez-Reyes, V. M., Gómez-Aguilar, L. R., & Pliego-Santander, Á. G. (2010). Humedales. En G. Benítez-Badillo, C. Weish-Rodríguez, J. Ortiz-Escamilla, & E. Florescano (Eds.), *Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Tomo 1: Patrimonio Natural* (pp. 227-248). Gobierno del Estado de Veracruz.
- López-Portillo, J. A., Zaldívar-Jiménez, A., Lara-Domínguez, A. L., Pérez-Ceballos, R., Bravo-Mendoza, M., Álvarez-Núñez, N., & Aguirre-Franco, L. (2021). 9—Hydrological Rehabilitation and Sediment Elevation as Strategies to Restore Mangroves in Terrigenous and Calcareous Environments in Mexico. En K. W. Krauss, Z. Zhu, & C. L. Stagg (Eds.), *Wetland Carbon and Environmental Management* (p. 480). John Wiley & Sons.
- Lovelock, C. E., Evans, C., Barros, N., Prairie, Y., Alm, J., Bastviken, D., Beaulieu, J. J., Garneau, M., Harby, A., Harrison, J., Pare, D., Raadal, H. L., Sherman, B., Zhang, C., Ogle, S. M., Grinham, A., Deemer, B., Santos, M. A., Kosten, S., ... Stepanenko, V. (2019). Chapter 7. Wetlands. En E. Calvo Buendía, K. Tanabe, A. Kranje, J. Baasansuren, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Shermanau, & S. Federici (Eds.), *Agriculture, Forestry and Other Land Use* (Vol. 4, pp. 1-52). IPCC. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- Lovelock, C. E., & Reef, R. (2020). Variable impacts of climate change on blue carbon. *One Earth*, 3(2), 195-211. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.010>
- Lovelock, C. E., Ruess, R. W., & Feller, I. C. (2011). CO₂ Efflux from Cleared Mangrove Peat. *PLOS ONE*, 6(6), e21279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021279>
- Luo, Y., & Zhou, X. (2006). Chapter 1—Introduction and Overview. En Y. Luo & X. Zhou (Eds.), *Soil Respiration and the Environment* (pp. 3-15). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012088782-8/50001-2>

- MacKay, R. M., & Khalil, M. A. K. (2000). Greenhouse Gases and Global Warming. En S. N. Singh (Ed.), *Trace Gas Emissions and Plants* (pp. 1-28). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3571-1_1
- Marín-Muñiz, J. L., & Hernández, M. E. (2020). Carbon balance in tropical freshwater wetlands on the coastal plain of the Gulf of Mexico. *Limnetica*, 39(2), 653-665. <https://doi.org/10.23818/limn.39.42>
- Marín-Muñiz, J. L., Hernández, M. E., & Moreno-Casasola, P. (2015). Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: Effect of plant community and seasonal dynamics. *Atmospheric Environment*, 107, 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.02.036>
- Matthias, A. D., Yarger, D. N., & Weinbeck, R. S. (1978). A numerical evaluation of chamber methods for determining gas fluxes. *Geophysical Research Letters*, 5(9), 765-768. <https://doi.org/10.1029/GL005i009p00765>
- Mattson, M. D., & Likens, G. E. (1990). Air pressure and methane fluxes. *Nature*, 347(6295), 718-719. <https://doi.org/10.1038/347718b0>
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H., & Silliman, B. R. (2011). A blueprint for blue carbon: Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560. <https://doi.org/10.1890/110004>
- Medina-Orozco, L. E. (2019). *Flujos de carbono (CH₄, CO₂) en humedales de la ribera del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)]. https://ru.dgb.unam.mx/handle/DGB_UNAM/TES01000790938
- Mendoza-Reynosa, É. (2010). *Evaluación de la salud de Mugil curema Valenciennes, 1836 (Pisces: Mugilidae) de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, Veracruz y su relación con factores ambientales* [Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional (IPN)]. Repositorio Institucional del Instituto Politécnico Nacional (IPN). <https://tesis.ipn.mx/handle/123456789/10615>
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (Quinta edición). John Wiley & Sons.
- Mitsch, W. J., Nahlik, A., Wolski, P., Bernal, B., Zhang, L., & Ramberg, L. (2010). Tropical wetlands: Seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. *Wetlands Ecology and Management*, 18(5), 573-586. <https://doi.org/10.1007/s11273-009-9164-4>
- Möller, I., & Christie, E. (2019). Chapter 8—Hydrodynamics and Modeling of Water Flow in Coastal Wetlands. En G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, & C. S. Hopkinson (Eds.), *Coastal Wetlands* (pp. 289-323). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00008-3>

- Monteith, J. L., & Unsworth, M. H. (2013). Chapter 3—Transport of Heat, Mass, and Momentum. En J. L. Monteith & M. H. Unsworth (Eds.), *Principles of Environmental Physics (Fourth Edition)* (Fourth Edition, pp. 25-35). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386910-4.00003-2>
- Moore, T. R., & Roulet, N. T. (1991). A comparison of dynamic and static chambers for methane emission measurements from subarctic fens. *Atmosphere-Ocean*, 29(1), 102-109. <https://doi.org/10.1080/07055900.1991.9649395>
- Naidoo, G., & von Willert, D. J. (1995). Diurnal gas exchange characteristics and water use efficiency of three salt-secreting mangroves at low and high salinities. En Y.-S. Wong & N. F. Y. Tam (Eds.), *Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems* (pp. 13-22). Springer Netherlands.
- National Center for Biotechnology Information. (2021a). *PubChem Compound Summary for CID 280, Carbon dioxide*. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Carbon-dioxide>
- National Center for Biotechnology Information. (2021b). *PubChem Compound Summary for CID 297, Methane*. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/297>
- National Institute for Occupational Safety and Health. (2007). *NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards* (Third edition). U.S. Dept. of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. <https://www.cdc.gov/niosh/docs/2005-149/pdfs/2005-149.pdf>
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., De Young, C., Fonseca, L., & Grimsditch, G. (Eds.). (2009). *Blue carbon: The role of healthy oceans in binding carbon*. Grid Arendal.
- Neue, H. U., Gaunt, J. L., Wang, Z. P., Becker-Heidmann, P., & Quijano, C. (1997). Carbon in tropical wetlands. *Geoderma*, 79(1), 163-185. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00041-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00041-4)
- Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Siqueira Neto, M., Queiroz, H. M., Artur, A. G., Mendonça, E. D. S., Silva, E. D. O., & Otero, X. L. (2016). Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). *Science of The Total Environment*, 542, 685-693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.108>
- Nwachukwu, A. N., & Anonye, D. (2013). The effect of atmospheric pressure on CH₄ and CO₂ emission from a closed landfill site in Manchester, UK. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(7), 5729-5735. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2979-0>
- Olivas-Castillo, C. J., Garatuza-Payan, J., Yépez Enrico, A., Vega-Puga, M., Rivera-Díaz, M., & Santos-Villalobos, S. (2017). Efecto del incremento en temperatura en la

- dinámica de CO₂ en suelo del Valle del Yaqui. En F. Paz, R. Torres, & A. Velázquez (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2017* (pp. 53-). Programa Mexicano del Carbono, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y Universidad Autónoma de Baja California. http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/count.php?file=Sintesis_Nacional_2017
- Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., Delusca, K., Flores-Renteria, D., Hermans, K., Jobbagy, E., Kurz, W., Li, D., Sonwa, D. J., & Stringer, L. (2019). Chapter 4. Land degradation. En P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo-Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal-Pereira, P. Vyas, E. Huntley, ... J. Malley (Eds.), *Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (pp. 345-436). IPCC. <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-2/>
- Organización de las Naciones Unidas. (2019). *Resolución 73/284*. Organización de las Naciones Unidas (ONU). <https://undocs.org/es/A/RES/73/284>
- Ouyang, X., Lee, S. Y., & Connolly, R. M. (2017). Structural equation modelling reveals factors regulating surface sediment organic carbon content and CO₂ efflux in a subtropical mangrove. *Science of The Total Environment*, 578, 513-522. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.218>
- Pace, M. L., & Lovett, G. M. (2013). Chapter 2—Primary Production: The Foundation of Ecosystems. En K. C. Weathers, D. L. Strayer, & G. E. Likens (Eds.), *Fundamentals of Ecosystem Science* (pp. 27-51). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00002-0>
- Parkin, T., Gov, P., Mosier, A., Smith, J., & Johnson, J. (2003). *USDA-ARS GRACEnet chamber-based trace gas flux measurement protocol*.
- Pavelka, M., Acosta, M., Kiese, R., Altimir, N., Brümmer, C., Crill, P., Darenova, E., Fuß, R., Gielen, B., Graf, A., Klemedtsson, L., Lohila, A., Longdoz, B., Lindroth, A., Nilsson, M., Marañon-Jimenez, S., Merbold, L., Montagnani, L., Peichl, M., ... Kutsch, W. (2018). Standardisation of chamber technique for CO₂, N₂O and CH₄ fluxes measurements from terrestrial ecosystems. *Int. Agrophys.*, 32(4), 569-587. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0045>
- Peacock, M., Audet, J., Jordan, S., Smeds, J., & Wallin, M. B. (2019). Greenhouse gas emissions from urban ponds are driven by nutrient status and hydrology. *Ecosphere*, 10(3), e02643. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2643>
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., & Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from

- Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLOS ONE*, 7(9), e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Penha-Lopes, G. P. (2009). *Effects of domestic sewage on characteristics of mangrove communities and their functioning in East Africa* [Tesis de doctorado, Universidade de Lisboa]. https://repositorio.ul.pt/bitstream/10451/1662/1/21301_ulsd057851_td.pdf
- Pennington, K. L., & Cech, T. V. (2009). Chapter 9—Wetlands. En *Introduction to Water Resources and Environmental Issues*. Cambridge University Press; Cambridge Core. <https://www.cambridge.org/core/books/introduction-to-water-resources-and-environmental-issues/6C6C2E378B06E22C1C8E8DCDB49E0D16>
- Polunin, N. V. C. (Ed.). (2008). Coastal Wetlands. En *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects* (pp. 155-156). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511751790.015>
- Pypker, T. G., Moore, P. A., Waddington, J. M., Hribljan, J. A., & Chimner, R. C. (2013). Shifting environmental controls on CH₄ fluxes in a sub-boreal peatland. *Biogeosciences*, 10(12), 7971-7981. <https://doi.org/10.5194/bg-10-7971-2013>
- Queiroz, H. M., Artur, A. G., Taniguchi, C. A. K., Silveira, M. R. S. da, Nascimento, J. C. do, Nóbrega, G. N., Otero, X. L., & Ferreira, T. O. (2019). Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 221, 8-14. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.011>
- Ramsar Convention Secretariat. (1994). *Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas*. Ramsar Convention Secretariat. <https://www.ramsar.org/about-the-convention-on-wetlands-0>
- Ramsar Convention Secretariat. (2016). *An Introduction to the Convention on Wetlands (previously The Ramsar Convention Manual)*. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_e.pdf
- Reef, R., Winter, K., Morales, J., Adame, M. F., Reef, D. L., & Lovelock, C. E. (2015). The effect of atmospheric carbon dioxide concentrations on the performance of the mangrove *Avicennia germinans* over a range of salinities. *Physiologia Plantarum*, 154(3), 358-368. <https://doi.org/10.1111/ppl.12289>
- Reichle, D. E. (2020). Chapter 10—The global carbon cycle and the biosphere. En D. E. Reichle (Ed.), *The Global Carbon Cycle and Climate Change* (pp. 183-208). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820244-9.00010-X>
- Rejmankova, E. (2011). The role of macrophytes in wetland ecosystems. *Journal of Ecology and Environment*, 34(4), 333-345. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2011.044>
- Rhoades, J. D. (1993). Electrical Conductivity Methods for Measuring and Mapping Soil Salinity. En D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 49, pp. 201-251). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60795-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60795-6)

- Rhoades, J. D. (1996). Salinity: Electrical Conductivity and Total Dissolved Solids. En *Methods of Soil Analysis* (pp. 417-435). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c14>
- Rivera-Guzmán, N. E., Moreno-Casasola, P., Ibarra-Obando, S. E., Sosa, V. J., & Herrera-Silveira, J. (2014). Long term state of coastal lagoons in Veracruz, Mexico: Effects of land use changes in watersheds on seagrasses habitats. *Ocean & Coastal Management*, 87, 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.007>
- Rivera-Monroy, V. H., Castañeda-Moya, E., Barr, J. G., Engel, V., Fuentes, J. D., Troxler, T. G., Twilley, R. R., Bouillon, S., Smith III, T. J., & O'Halloran, T. L. (2013). Current Methods to Evaluate Net Primary Production and Carbon Budgets in Mangrove Forests. En *Methods in Biogeochemistry of Wetlands* (pp. 243-288). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2136/sssabookser10.c14>
- Rodríguez-Carrasco, D. M. (2019). *Sobrevivencia y crecimiento de Rhizophora mangle L. en la formación de nuevas áreas de reforestación en el Sitio Ramsar No. 1602* [Tesis de maestría, Universidad Veracruzana (UV)]. <https://cdigital.uv.mx/handle/1944/50545>
- Rodríguez-Zúñiga, M. T., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, A., Lara-Domínguez, A. L., Teutli-Hernández, C., & Herrera-Silveira, J. (2018). Capítulo 5. Muestreo de variables hidrológicas, fisicoquímicas y del sedimento. En M. T. Rodríguez-Zúñiga, E. Villeda-Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz-López, M. Olguín, S. A. Villela-Gaytán, & R. Flores (Eds.), *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: Un enfoque espacial multiescala* (pp. 130-169). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Romero-Uribe, H. M., López-Portillo, J. A., Reverchon, F., & Hernández, M. E. (2021). Effect of degradation of a black mangrove forest on seasonal greenhouse gas emissions. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16597-1>
- Rosentreter, J. A., Borges, A. V., Deemer, B. R., Holgerson, M. A., Liu, S., Song, C., Melack, J., Raymond, P. A., Duarte, C. M., Allen, G. H., Olefeldt, D., Poulter, B., Battin, T. I., & Eyre, B. D. (2021). Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nature Geoscience*, 14(4), 225-230. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00715-2>
- Rosentreter, J. A., Maher, D. T., Erler, D. V., Murray, R., & Eyre, B. D. (2018a). Seasonal and temporal CO₂ dynamics in three tropical mangrove creeks – A revision of global mangrove CO₂ emissions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 222, 729-745. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2017.11.026>
- Rosentreter, J. A., Maher, D. T., Erler, D. V., Murray, R. H., & Eyre, B. D. (2018b). Methane emissions partially offset “blue carbon” burial in mangroves. *Science Advances*, 4(6), 11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao4985>

- Rosentreter, J. A., & Williamson, P. (2020). Concerns and uncertainties relating to methane emissions synthesis for vegetated coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 26(10), 5351-5352. <https://doi.org/10.1111/gcb.15201>
- Ryan, M. G., & Law, B. E. (2005). Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*, 73(1), 3-27. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5167-7>
- Sanches, L. F., Guenet, B., Marinho, C. C., Barros, N., & de Assis Esteves, F. (2019). Global regulation of methane emission from natural lakes. *Scientific Reports*, 9(1), 255. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36519-5>
- Sánchez-Carrillo, S., Garatuza-Payan, J., Sánchez-Andrés, R., Cervantes, F. J., Bartolomé, M. C., Merino-Ibarra, M., & Thalasso, F. (2021). Methane Production and Oxidation in Mangrove Soils Assessed by Stable Isotope Mass Balances. *Water*, 13(13). <https://doi.org/10.3390/w13131867>
- Sander, B. O., & Wassmann, R. (2014). Common practices for manual greenhouse gas sampling in rice production: A literature study on sampling modalities of the closed chamber method. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 4(1), 1-13. <https://doi.org/10.1080/20430779.2014.892807>
- Schütz, H., Schröder, P., & Rennenberg, H. (1991). 2—Role of Plants in Regulating the Methane Flux to the Atmosphere. En T. D. Sharkey, E. A. Holland, & H. A. Mooney (Eds.), *Trace Gas Emissions by Plants* (pp. 29-63). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-639010-0.50007-8>
- Sea, M. A., Garcias-Bonet, N., Saderne, V., & Duarte, C. M. (2018). Carbon dioxide and methane fluxes at the air–sea interface of Red Sea mangroves. *Biogeosciences*, 15(17), 5365-5375. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5365-2018>
- Sebacher, D. I., Harriss, R. C., & Bartlett, K. B. (1983). Methane flux across the air-water interface: Air velocity effects. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 35(2), 103-109. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v35i2.14790>
- Segers, R. (1998). Methane production and methane consumption: A review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1), 23-51. <https://doi.org/10.1023/A:1005929032764>
- Senger, D. F., Saavedra Hortua, D. A., Engel, S., Schnurawa, M., Moosdorf, N., & Gillis, L. G. (2021). Impacts of wetland dieback on carbon dynamics: A comparison between intact and degraded mangroves. *Science of The Total Environment*, 753, 141817. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141817>
- Sepulveda-Jauregui, A., Walter Anthony, K. M., Martinez-Cruz, K., Greene, S., & Thalasso, F. (2015). Methane and carbon dioxide emissions from 40 lakes along a north–south latitudinal transect in Alaska. *Biogeosciences*, 12(11), 3197-3223. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3197-2015>

- Shao, X., Zhao, L., Sheng, X., & Wu, M. (2020). Effects of influent salinity on water purification and greenhouse gas emissions in lab-scale constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(17), 21487-21496. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08497-7>
- Sieczko, A. K., Duc, N. T., Schenk, J., Pajala, G., Rudberg, D., Sawakuchi, H. O., & Bastviken, D. (2020). Diel variability of methane emissions from lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(35), 21488-21494. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006024117>
- Smith, J. L., & Doran, J. W. (2015). Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. En *SSSA Special Publications* (pp. 169-185). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssaspepub49.c10>
- Stone, H. A. (2013). Micro- and Nano-Scale Flows Relevant to the Environment. En *Handbook of Environmental Fluid Dynamics, Volume One*. CRC Press.
- Storm, I. M. L. D., Hellwing, A. L. F., Nielsen, N. I., & Madsen, J. (2012). Methods for Measuring and Estimating Methane Emission from Ruminants. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 2(2), 160-183. PubMed. <https://doi.org/10.3390/ani2020160>
- St-Pierre, A. (2009). *Measuring Greenhouse Gases in Aquatic Environments*. UQAM. https://carbba.uqam.ca/upload/files/PDF/mesure_gaz_09-04-27_en.pdf
- Strangmann, A., Bashan, Y., & Giani, L. (2007). Methane in pristine and impaired mangrove soils and its possible effect on establishment of mangrove seedlings. *Biology and Fertility of Soils*, 44(3), 511. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0233-7>
- Strayer, D. L. (2013). Chapter 3—Secondary Production and Consumer Energetics. En K. C. Weathers, D. L. Strayer, & G. E. Likens (Eds.), *Fundamentals of Ecosystem Science* (pp. 53-74). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-091680-4.00003-2>
- Street, G. M., & McNickle, G. G. (2019). A global estimate of terrestrial net secondary production of primary consumers. *Global Ecology and Biogeography*, 28(12), 1763-1773. <https://doi.org/10.1111/geb.12989>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1995). *Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters* (3.^a ed.). John Wiley & Sons.
- Torres-Alvarado, R., Ramírez-Vives, F., Fernández, F. J., & Barriga-Sosa, I. (2005). Methanogenesis and methane oxidation in wetlands: Implications in the global carbon cycle. *Hidrobiológica*, 15, 327-349.
- Troxler, T. G., Barr, J. G., Fuentes, J. D., Engel, V., Anderson, G., Sanchez, C., Lagomasino, D., Price, R., & Davis, S. E. (2015). Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 273-282. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.012>

- Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Rivera-Monroy, V. H., & Rovai, A. (2017). Productivity and Carbon Dynamics in Mangrove Wetlands. En V. H. Rivera-Monroy, S. Y. Lee, E. Kristensen, & R. R. Twilley (Eds.), *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services* (pp. 113-162). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_5
- Twilley, R. W., Lugo, A. E., & Patterson-Zucca, C. (1986). Litter Production and Turnover in Basin Mangrove Forests in Southwest Florida. *Ecology*, 67(3), 670-683. <https://doi.org/10.2307/1937691>
- UNESCO/IHA. (2008). *Assessment of the GHG Status of Freshwater Reservoirs—Scoping Paper*. UNESCO/IHA. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000181713?posInSet=3&queryId=807b5b03-1031-4a1d-ad93-d99db95ae18b>
- Vallero, D. (2014). Chapter 21—The Carbon Cycle. En D. Vallero (Ed.), *Fundamentals of Air Pollution (Fifth Edition)* (Quinta edición, pp. 503-518). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-401733-7.00021-9>
- Vazquez-Botello, A., de la Lanza-Espino, G., Villanueva-Fragoso, S., & Ponce-Velez, G. (2020). Pollution Issues in Coastal Lagoons in the Gulf of Mexico. En A. J. Manning (Ed.), *Lagoon Environments Around the World—A Scientific Perspective*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.86537>
- Velázquez-Salazar, S., Rodríguez-Zúñiga, M. T., Alcántara-Maya, J. A., Villeda-Chávez, E., Valderrama-Landeros, L., Troche-Souza, C., Vázquez-Balderas, B., Pérez-Espinosa, I., Cruz-López, M. I., Ressler, R., De la Borbolla, D. V. G., Paz, O., Aguilar-Sierra, V., Hruby, F., & Muñoa-Coutiño, J. H. (2021). *Manglares de México. Actualización y análisis de los datos 2020*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://agua.org.mx/biblioteca/manglares-de-mexico-actualizacion-y-analisis-de-los-datos-2020/>
- Villeda-Chávez, E., Lara-Domínguez, A. L., González-Zamora, P., Rubio, E., Valderrama-Landeros, L. H., Ramírez-García, P., García-Calva, L., Argüello-Velázquez, J., & Cruz-López, M. I. (2018). Capítulo 4. Muestreo de variables estructurales. En M. T. Rodríguez-Zúñiga, E. Villeda-Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz-López, M. Olguín, S. A. Villela-Gaytán, & R. Flores (Eds.), *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: Un enfoque espacial multiescala* (pp. 71-129). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Vovides, A. G., López-Portillo, J., & Bashan, Y. (2011). N₂-fixation along a gradient of long-term disturbance in tropical mangroves bordering the gulf of Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 47(5), 567-576. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0562-4>
- Wang, H., Liao, G., D'Souza, M., Yu, X., Yang, J., Yang, X., & Zheng, T. (2016). Temporal and spatial variations of greenhouse gas fluxes from a tidal mangrove wetland in Southeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1873-1885. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5440-4>

- Wang, L., Li, C., Dong, J., Quan, Q., & Liu, J. (2021). Magnitudes and environmental drivers of greenhouse gas emissions from natural wetlands in China based on unbiased data. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13843-4>
- Whitesell, W. C. (Ed.). (2011). Greenhouse Gases. En *Climate Policy Foundations: Science and Economics with Lessons from Monetary Regulation* (pp. 55-63). Cambridge University Press; Cambridge Core. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976681.005>
- Woodroffe, C. D. (2019). Chapter 2—The Morphology and Development of Coastal Wetlands in the Tropics. En G. M. E. Perillo, E. Wolanski, D. R. Cahoon, & C. S. Hopkinson (Eds.), *Coastal Wetlands* (pp. 79-103). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00002-2>
- Xu, C., Wong, V. N. L., & Reef, R. E. (2021). Effect of inundation on greenhouse gas emissions from temperate coastal wetland soils with different vegetation types in southern Australia. *Science of The Total Environment*, 763, 142949. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142949>
- Xu, J., Lai, D. Y. F., & Neogi, S. (2020). Effects of Land Use Types on CH₄ and CO₂ Production Potentials in Subtropical Wetland Soils. *Water*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/w12071856>
- Xu, Y., Liao, B., Jiang, Z., Xin, K., Xiong, Y., & Guan, W. (2020). Emission of Greenhouse Gases (CH₄ and CO₂) into the Atmosphere from Restored Mangrove Soil in South China. *Journal of Coastal Research*, 37(1), 52-58. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-20-00054.1>
- Yoro, K. O., & Daramola, M. O. (2020). Chapter 1—CO₂ emission sources, greenhouse gases, and the global warming effect. En M. R. Rahimpour, M. Farsi, & M. A. Makarem (Eds.), *Advances in Carbon Capture* (pp. 3-28). Woodhead Publishing. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819657-1.00001-3>
- Yuan, J., Ding, W., Liu, D., Kang, H., Freeman, C., Xiang, J., & Lin, Y. (2015). Exotic *Spartina alterniflora* invasion alters ecosystem-atmosphere exchange of CH₄ and N₂O and carbon sequestration in a coastal salt marsh in China. *Global Change Biology*, 21(4), 1567-1580. <https://doi.org/10.1111/gcb.12797>

- Yue, X.-L., & Gao, Q.-X. (2018). Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gas emissions. *Advances in Climate Change Research*, 9(4), 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.accre.2018.12.003>
- Zaldívar-Jiménez, A., Herrera-Silveira, Jorge A., J. A., Teutli-Hernández, C., Comín, F. A., Andrade, J. L., Coronado-Molina, C., & Pérez-Ceballos, R. (2010). Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28(3), 333-342.
- Zamora, S., Sandoval-Herazo, L. C., Ballut-Dajud, G., Del Ángel-Coronel, O. A., Betanzo-Torres, E. A., & Marín-Muñiz, J. L. (2020). Carbon Fluxes and Stocks by Mexican Tropical Forested Wetland Soils: A Critical Review of Its Role for Climate Change Mitigation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(20). <https://doi.org/10.3390/ijerph17207372>
- Zaragoza-Méndez, Á. F., Lara-Domínguez, A. L., López-Portillo, J. A., Ibarra-Villanueva, A., Rivera-Rodríguez, M., & Hernández-Sánchez, M. (2020). *Restauración de manglares: ¿a combinar ecología con ingeniería ambiental!* [INECOL A.C.]. Ciencia hoy. <https://elportal.mx/princ/restauracion-de-manglares-a-combinar-ecologia-con-ingenieria-ambiental/>
- Zhao, M., Han, G., Li, J., Song, W., Qu, W., Eller, F., Wang, J., & Jiang, C. (2020). Responses of soil CO₂ and CH₄ emissions to changing water table level in a coastal wetland. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122316. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122316>

ÍNDICE ALFABÉTICO

A

ANOVA 62, 89, 90, 119, 120
 atmósfera 1, 5, 6, 10, 11, 12, 14, 15, 17,
 18, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 26, 31, 34,
 37, 38, 44, 45, 46, 47, 50, 52, 69, 93

C

cámara 4, 27, 69, 71, 73, 75, 79, 80, 104,
 118, 122
 carbono 1, 3, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14,
 15, 16, 17, 18, 19, 27, 30, 33, 34, 35,
 36, 38, 39, 40, 42, 43, 44, 52, 61, 72,
 83, 86, 94, 102, 104, 106, 118, 122
 CH₄ 1, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 15, 17,
 18, 19, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 30,
 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42,
 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53,
 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 69,
 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 86, 87, 88,
 90, 91, 92, 93, 97, 98, 99, 100, 101,
 102, 103, 104, 105, 106, 119, 120, 121,
 123, 124

C

ciclo 3, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 102
 CO₂ 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13,
 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 24,
 25, 26, 27, 30, 33, 34, 35, 36, 37, 38,
 39, 40, 41, 42, 44, 45, 46, 47, 48, 49,
 50, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60,
 61, 62, 69, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 86,
 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96,
 97, 98, 101, 102, 103, 104, 105, 106,
 119, 120, 123
 collar 69, 70, 72, 73, 75, 104
 condición 6, 8, 36, 46, 62, 73, 75, 76,
 77, 78, 79, 80, 82, 83, 85, 86, 88, 91,
 92, 94, 98, 102, 105, 106, 122

conductividad 28, 38, 39, 52, 71, 72, 83,
 86, 101, 102, 103
 conservado 47, 48, 49, 50, 51
 control 36, 52, 86, 89, 90, 101, 102,
 123, 124
 correlación 52, 61, 76, 87, 101

D

degradación 1, 5, 6, 8, 14, 32, 41, 47, 50,
 51, 62, 63, 65, 94, 97, 98
 degradado 5, 98
 detritos 42, 86
 diferencia 8, 62, 76, 77, 78, 79, 82, 83,
 98, 102
 difusión 20
 dióxido de carbono 1, 2, 13, 15, 33, 44,
 52, 63, 101
 Dunn 76, 77, 78, 79, 120, 121

E

ebullición 4, 17, 19, 22, 23, 24, 26, 37,
 103, 104
 ecosistema 5, 6, 8, 12, 27, 33, 34, 35, 40,
 42, 46, 49, 52, 104, 106
 efecto invernadero 1, 4, 5, 7, 8, 10, 15,
 33, 37, 93
 emisiones 1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 12, 15, 16,
 17, 18, 23, 24, 27, 30, 33, 34, 35, 36,
 38, 39, 40, 41, 43, 44, 45, 46, 47, 49,
 50, 53, 54, 56, 57, 61, 62, 76, 77, 78,
 79, 86, 88, 91, 92, 93, 94, 97, 98, 101,
 102, 103, 104, 105, 106

F

flujo 4, 19, 23, 25, 26, 27, 36, 39, 53, 55,
 58, 60, 61, 63, 69, 75, 76, 78, 86, 89,
 90, 97, 98, 101, 102, 103, 119, 120,
 123, 124

G

gas 3, 4, 11, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 27, 36, 37, 61, 75, 76, 94
 gases 1, 3, 4, 5, 7, 8, 10, 15, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 31, 33, 36, 37, 42, 49, 69, 71, 72, 73, 76, 86, 93, 101, 102, 103, 104, 105
 GEI 1, 7, 8, 9, 14, 15, 17, 18, 19, 26, 27, 28, 35, 37, 44, 52, 61, 62, 73, 75, 76, 79, 86, 87, 91, 104, 105, 106
 GWP 8, 18, 76, 91, 92, 105

H

humedad 1, 20, 23, 28, 37, 71, 79
 humedales 1, 3, 4, 5, 6, 7, 15, 17, 21, 22, 24, 28, 29, 30, 33, 37, 38, 39, 41, 42, 52, 53, 54, 56, 57, 63, 82

I

inundación 7, 20, 28, 30, 32, 36, 37, 39, 41, 42, 45, 52, 53, 54, 58, 62, 71, 75, 80, 82, 86, 88, 90, 97, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 118, 122, 123, 124

M

manglar 3, 4, 5, 6, 8, 9, 32, 33, 34, 35, 36, 38, 40, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 67, 68, 69, 71, 73, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 91, 92, 93, 94, 97, 98, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117
 materia orgánica 41, 117
 metano 1, 3, 4, 5, 18, 33, 36, 37, 38, 42, 43, 44, 52, 62, 63, 76, 91, 98, 103
 modelo 61, 62, 76, 86, 88
 muerto 49, 50, 51, 77, 79

N

neumatóforos 31, 35, 42, 52, 53, 55, 58, 60, 61, 72, 84, 86, 88, 89, 90, 97, 101, 102, 103, 106, 117, 118, 122, 123, 124

nitrógeno 59, 60, 85, 88, 89, 90, 106, 116, 123

nutrientes 27, 29, 31, 32, 34, 36, 37, 38, 40, 41, 42, 63, 72, 83, 86, 88, 89, 90, 102, 123, 124

P

parámetro 52, 53, 54, 56, 57, 61, 62, 72, 76, 79, 80, 82, 83, 84, 85, 86, 107, 111, 115, 122
 pH 40, 41, 55, 56, 58, 62, 72, 73, 81, 82, 83, 85, 86, 88, 89, 90, 101, 102, 103, 106, 110, 111, 114, 115, 116, 118, 122, 123, 124
 presión 15, 16, 19, 20, 22, 23, 24, 25, 32, 37, 71, 79, 103, 106
 producción 1, 2, 11, 17, 23, 24, 25, 30, 33, 35, 36, 38, 40, 41, 42, 63, 101, 102, 103, 104
 promedio 95, 99

R

raíces 6, 12, 16, 23, 25, 31, 34, 36, 37, 41, 42, 52, 61, 69, 72, 84, 86, 101, 117, 118, 122
 REDOX 39, 81, 82, 83, 118, 122
 respiración 2, 3, 4, 11, 12, 14, 33, 34, 35, 40, 41, 42, 104, 106
 respiración del suelo 3, 4
 restauración 5, 6, 7, 8, 9, 18, 36, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 65, 66, 93, 97, 105, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 117
 restaurado 50, 51

S

salinidad 6, 31, 32, 36, 38, 39, 52, 55, 62, 64, 65, 72, 81, 82, 86, 97, 101, 103
 Scheirer–Ray–Hare 76, 78, 80, 82, 84, 119, 120, 122
 significativa 8, 31, 35, 52, 62, 77, 79, 82, 83, 87, 101, 102, 122
 stepwise 61, 76, 86, 89, 90, 123, 124

suelo 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 16, 17, 19,
20, 27, 28, 29, 32, 33, 34, 36, 37, 38,
39, 40, 41, 42, 47, 49, 53, 54, 55, 56,
57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 69, 71,
77, 86, 87, 93, 94, 97, 102, 104, 105,
106

T

Tampamachoco 6, 9, 32, 50, 51, 52, 56,
58, 59, 60, 61, 62, 63, 65, 67, 77, 78,
79, 93, 94, 104, 105, 106, 107, 108,

109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116,
117

temperatura 1, 15, 19, 23, 28, 37, 38, 41,
52, 61, 62, 65, 71, 72, 79, 80, 82, 83,
86, 101

V

variables 7, 8, 16, 35, 52, 71, 86, 87, 97,
101, 102, 118

Veracruz 5, 6, 32, 34, 50, 51, 52, 58, 59,
65, 72, 77, 78, 79, 98