

**VARIACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES EFECTO INVERNADERO EN UN
ECOSISTEMA DE MANGLAR DEL CARIBE COLOMBIANO SOMETIDO A
INTERVENCIÓN ANTROPOGÉNICA**

JULIÁN MAURICIO BETANCOURT PORTELA

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA – EIDENAR
MAESTRÍA EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2013**

VARIACIÓN DE LA EMISIÓN DE GASES EFECTO INVERNADERO EN UN
ECOSISTEMA DE MANGLAR DEL CARIBE COLOMBIANO SOMETIDO A
INTERVENCIÓN ANTROPOGÉNICA

JULIÁN MAURICIO BETANCOURT PORTELA
Cod. 06005903

Tesis de grado presentada como requisito parcial para optar al título de Magíster en
Ingeniería con énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

DIRECTOR
Ing. Msc. Ph. D. JUAN PABLO SILVA
Director de la Escuela EIDENAR

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA – EIDENAR
MAESTRÍA EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL (7720)
SANTIAGO DE CALI
2013

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Dedicado a:

Paula Andrea y Julián David

Agradecimientos a:

- Al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de Colombia (INVEMAR), al programa de Calidad Ambiental Marina y al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS) que hicieron posible la ejecución de esta investigación.
- A la Universidad del Valle y al postgrado de Ingeniería Sanitaria y Ambiental
- Al Dr. Juan Pablo Silva por sus valiosos aportes y colaboración.
- A la Dra. María Del Pilar Hurtado por su colaboración y apoyo.
- A mis apreciados compañeros de la sede del Pacífico y de Santa Marta: José Sánchez, Hernando Hurtado, Luz Marina Mejía, Yeimi Bustos, Carlos Villamil, Juan Pablo Parra y Karen Ibarra.
- A mis familiares por su constante apoyo: Lina, Yazmín, Lineth, Iván, Tomás, Jorge, Cristian, Luis, Gustavo, Ronald, Darío, Óscar. Y a todos aquellos que hoy están lejos pero que siempre los llevo en el corazón.

CONTENIDO

pág.

INTRODUCCIÓN.....	11
1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	12
2. MARCO TEÓRICO	15
2.1 ECOSISTEMA DE MANGLAR.....	15
2.1.1 <i>El sedimento de manglar</i>	15
2.2 EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN MANGLARES	17
2.2.1 <i>Dióxido de Carbono (CO₂)</i>	17
2.2.2 <i>Metano (CH₄)</i>	18
2.2.3 <i>Óxido nitroso (N₂O)</i>	18
2.2.4 <i>Potencial de calentamiento Global (PCG) de los GEI</i>	18
2.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA EMISIÓN DE GEI EN MANGLARES	19
2.4 METODOLOGÍAS USADAS PARA ESTIMAR LAS EMISIONES DE GEI EN SISTEMAS	
NATURALES	22
2.4.1 <i>Cámaras cerradas</i>	22
2.4.2 <i>Técnicas micro meteorológicas o de gradientes de flux</i>	23
2.4.3 <i>Factores de emisión</i>	23
3. OBJETIVOS.....	25
3.1 OBJETIVO GENERAL	25
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
4. METODOLOGÍA	26
4.1 ÁREA DE ESTUDIO	26
4.2 DETERMINACIÓN DE LOS FLUX (CO ₂ , CH ₄ Y N ₂ O)	28
4.3 CARACTERIZACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES	32
4.3.1 <i>Manejo de la información</i>	34
5. RESULTADOS Y ANÁLISIS.....	36
5.1 FACTORES AMBIENTALES.....	36
5.1.1 <i>Características del sedimento</i>	40
5.1.2 <i>Carbono almacenado en el sedimento</i>	43
5.2 VARIACIÓN ANUAL DE LAS EMISIONES DE GEI	44
5.2.1 <i>Metano (CH₄)</i>	44
1.1.1 <i>Óxido nitroso (N₂O)</i>	48

5.2.2	<i>Dióxido de carbono (CO₂)</i>	50
5.2.3	<i>Emisión total como CO₂ equivalente (CO₂-eq)</i>	52
5.2.4	<i>Emisión acumulada anual de GEI</i>	52
5.2.5	<i>Análisis multivariado</i>	53
5.3	VARIACIONES EN EL CICLO DIURNO	55
5.3.1	<i>Rinconada</i>	55
5.3.2	<i>Ahuyama</i>	59
5.4	APROXIMACIÓN AL BALANCE DE CARBONO EN EL MANGLAR	61
6.	CONCLUSIONES	63
7.	RECOMENDACIONES	65
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
	ANEXOS	73

LISTA DE FIGURAS

pág.

Figura 1. Representación esquemática de la distribución de las especies de N disueltas en el agua de poro del sedimento (A); y los procesos que ocurren en el sedimento a diferentes profundidades (B). Fuente: Dalsgaard <i>et al.</i> (2005).	16
Figura 2. Mapa de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM); los puntos rojos representan la ubicación de las estaciones de muestreo.....	27
Figura 3. Estaciones de muestreo en la CGSM a) Rinconada b) Ahuyama.....	28
Figura 4. Cámara para la determinación de los flux de CH ₄ (o N ₂ O, CO ₂); b) Ubicación de las cámaras en los sitios de muestreo.....	29
Figura 5. Sistema cromatográfico (Shimadzu®) y de espectrometría infrarroja (Qubit®) usado para la determinación de CH ₄ , N ₂ O y CO ₂	30
Figura 6. Variación de la temperatura durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	36
Figura 7. Variación de la salinidad y la inundación durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.....	37
Figura 8. Variación del pH en el agua y el sedimento durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	37
Figura 9. Variación a) del oxígeno disuelto (OD) y b) del potencial redox en el agua y el sedimento durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	38
Figura 10. Variación del contenido de nutrientes inorgánicos durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM, a) nitratos y amonio; b) nitritos y fosfatos.	39
Figura 11. Variación del contenido de clorofila <i>a</i> en el agua de inundación durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	40
Figura 12. Carbono orgánico total (COT) en diferentes profundidades de los sedimentos en: a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.	41
Figura 13. Nitrógeno total en diferentes profundidades de los sedimentos en: a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.....	42
Figura 14. Fósforo total en diferentes profundidades de los sedimentos en a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.....	43
Figura 15. Emisión de CH ₄ durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	45
Figura 16. Salinidad en las estaciones de muestreo durante el monitoreo del 2005 y del 2011. Adaptado de Betancourt-Portela <i>et al.</i> (2013).	48
Figura 18. Flux de N ₂ O durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	49

Figura 18. Flux de CO ₂ durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	51
Figura 19. Flux de CO ₂ -eq durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.	52
Figura 21. a) Emisión acumulada anual de CH ₄ , N ₂ O y CO ₂ ; y b) Emisión acumulada anual de CO ₂ -equiv. por estación (las emisiones están reportadas como toneladas del gas por hectárea en un año).	53
Figura 22. Análisis de componentes principales.	54
Figura 23. Flux de GEI en la estación RIN durante un ciclo de 24h en época de lluvias y seca.	57
Figura 24. Flux de CH ₄ en la estación RIN durante un ciclo de 24h en época seca. Note la diferencia de escalas entre los muestreos de época de lluvias y la seca.	58
Figura 25. Flux de GEI en la estación AHU durante un ciclo de 24h en la época de lluvias.	60

LISTA DE TABLAS

	pag.
Tabla 1. Reactividad química de algunos gases efecto invernadero.	19
Tabla 2. Factores de emisión o remoción de GEI en ecosistemas de manglar o humedales.	24
Tabla 3. Descripción de las estaciones de muestreo en la CGSM.....	28
Tabla 4. Parámetros medidos y métodos de análisis en el agua circundante a las estaciones de estudio.	32
Tabla 5. Parámetros y métodos de análisis en sedimentos de las cuatro estaciones en estudio.	34
Tabla 6. Carbono (C) almacenado en los sedimentos de la CGSM.....	44
Tabla 7. Comparación de las emisiones de CH ₄ , N ₂ O y CO ₂ registradas en el ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta con otros sistemas.	47
Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson entre los flux y las características fisicoquímicas del medio (en negrilla aquellas que son altamente significativas).	50
Tabla 9. Balance de carbono en las estaciones de la CGSM.....	62

RESUMEN

Mediante la técnica de cámaras estáticas se estudió la generación de GEI, (CH_4 , N_2O y CO_2), desde los sedimentos de dos estaciones localizadas en el área de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Las estaciones seleccionadas fueron Rinconada (RIN) y Ahuyama (AHU), siendo la primera la que conserva “intacta” la estructura del bosque y la segunda la que presenta total deterioro debido a intervenciones antrópicas. Las mediciones se realizaron durante un año e involucró dos tipos de monitoreo: a) se midieron las emisiones de GEI con una frecuencia mensual en las horas del día (10:00 a 14:00 h); b) el segundo monitoreo, consistió en dos campañas intensivas de medición en 24 horas para determinar la variación día-noche de los GEI en ambos sitios. Simultáneamente a las mediciones de gases, se midieron *in situ* variables fisicoquímicas (i.e. temperatura, OD, pH y potencial redox), y se recolectaron muestras para análisis de nutrientes y caracterización del sedimento (i.e. COT, humedad, porosidad, densidad aparente y de partícula).

Acorde con los resultados del monitoreo mensual, ambas estaciones fueron fuente importante de GEI. Las emisiones promedio de CH_4 fueron $219,6 \pm 315,8$ y $58,24 \pm 154,7$ $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ para RIN y AHU respectivamente, con una alta variabilidad como lo muestran sus desviaciones estándar. Estas emisiones de CH_4 fueron mayores que las reportadas en otros manglares del Caribe y la India. Por otra parte, los flux de N_2O y CO_2 fueron de $0,17 \pm 0,45$ $\text{mgN}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ y $117,9 \pm 594,0$ $\text{mgCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ en RIN y $-0,03 \pm 0,28$ $\text{mgN}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ y $129,8 \pm 465,6$ $\text{mgCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ en AHU, sus magnitudes fueron similares a lo registrado en otros manglares tropicales y subtropicales del mundo. La condición ambiental de mayor relevancia estuvo relacionada con las fluctuaciones en el nivel de inundación como consecuencia de la época climática, sólo en RIN se hallaron diferencias significativas en los flux, siendo la época seca en la cual se emite menos CH_4 y más N_2O debido principalmente al descenso en la inundación y cambios en la salinidad.

Respecto a la variación diaria en RIN se encontró que durante el período diurno las emisiones de CH_4 fueron más altas con relación al nocturno ($\sim 3,5$ veces), debido a descensos en la noche de la temperatura. Esto indica, que puede existir una sobrestimación en el cálculo de la emisión acumulada en RIN ya que este fue realizado con base en el muestreo mensual diurno. Finalmente, en términos de emisión acumulada el sitio más intervenido (AHU) fue el que menos GEI emitió desde los sedimentos (~ 200 t $\text{CO}_2\text{-eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) mientras que en RIN fue aproximadamente el doble. Sin embargo, una aproximación al balance de C demostró que la cubierta forestal del manglar en última instancia, disminuye la emisión total de C convirtiéndola en captura neta.

Palabras clave: Manglar, cambio climático, gases de efecto invernadero, cámaras estáticas.

INTRODUCCIÓN

De forma general un manglar es un humedal natural y como tal, es considerado un ecosistema estratégico altamente productivo al proveer variados recursos de flora y fauna e importantes servicios ambientales, como la madera y los recursos pesqueros que el hombre aprovecha directamente.

Dentro de los servicios ambientales que proveen los manglares, se destaca su papel como: reguladores del clima local (asociado al bosque), importantes depósitos de carbono (C), recicladores de dióxido de carbono (CO₂) y como fuentes de materia orgánica e inorgánica (Sánchez-Páez et al., 1997). Sin embargo, estos ecosistemas pueden tener un efecto sobre el clima global, debido a que son potenciales fuentes de gases de efecto invernadero (GEI) como metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) hacia la atmósfera, especialmente en sitios donde hay una alta intervención antropogénica (Purvaja y Ramesh, 2001).

Se sabe, que desde la época pre-industrial, las concentraciones en la atmósfera de los GEI: CO₂, CH₄ y N₂O, han aumentado significativamente, de 280 a 379 ppm, 0,70 a 1,72 ppm y de 0,27 a 0,31 ppm respectivamente, y que gran parte de este aumento se debe a las actividades humanas, pero también hay un porcentaje importante atribuido a fuentes naturales especialmente los humedales (IPCC, 2007).

Debido a la preocupación por los efectos del cambio climático, la desecación y la deforestación, las investigaciones para determinar los GEI en los ecosistemas de humedales, se han incrementado en los últimos años, no obstante, los datos existentes sobre manglares continúa siendo muy escasos (Donato *et al.*, 2012) y aunque juegan un papel importante en el balance energético y químico del planeta, los datos de GEI en manglares no son bien conocidos (Whalen, 2005; Allen *et al.*, 2007); y sus emisiones globales son inciertas, debido a la falta de mediciones de flux y de entendimiento sobre los factores ambientales que los controlan (Bouillon *et al.*, 2008).

En el país existen unas 267900 ha de bosque de manglar que están en riesgo por la deforestación y la contaminación (INVEMAR, 2012); y por ende probablemente en camino de producir la liberación de carbono y nitrógeno a la atmósfera. Es por eso, que esta investigación busca generar nuevo conocimiento que permita definir algunos procesos biogeoquímicos, evaluar las emisiones de GEI del bosque de manglar y su dependencia con la intervención antropogénica.

Esta investigación hace parte del proyecto “Balance de gases de efecto invernadero (GEI) en áreas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta con diferente grado de deterioro”

código 210548925137. Financiado por el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación – COLCIENCIAS y ejecutado por el INVEMAR; y aportará los información técnica que servirán de base conceptual para demostrar que en la CGSM, los manglares conservados se comportan como sumideros de C, mientras que los sitios intervenidos que han perdido su cobertura vegetal, se comportan como emisores netos; y así mismo, soportar técnicamente las estrategias de conservación/rehabilitación de estos ecosistemas propuestas en el macro proyecto, tal que le permitan al país cumplir con los compromisos establecidos en el Protocolo de Kyoto.

1. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

El calentamiento del sistema climático global es un hecho inequívoco y demostrado como lo evidencian los aumentos observados en la temperatura mundial promedio del aire y del océano, el deshielo generalizado y el aumento del nivel del mar; y se ha identificado al aumento de las concentraciones de gases efecto invernadero (GEI) como el culpable en mayor parte de este calentamiento (IPCC, 2007).

Si bien, el aumento mundial de las concentraciones de los tres más importantes GEI (CO_2 , CH_4 y N_2O) se debe principalmente al efecto de las actividades humanas, como el uso de combustibles fósiles, cambios en el uso de la tierra y al incremento de la frontera agrícola. Se estima que las fuentes naturales contribuyen con el 44-54% de las emisiones de N_2O (9,6-10,8 Tg N_2O a^{-1}) y 30 - 40% de las emisiones CH_4 (150-237 Tg CH_4 a^{-1}); y los humedales tropicales se consideran fuentes significativas, contribuyendo aproximadamente con el 22-27 % de N_2O y 24 % CH_4 en este inventario (IPCC, 2001). Se sabe además, que los humedales (incluyendo los manglares) juegan un papel crítico en el ciclo y almacenamiento de carbono (C) actuando como fuentes marinas y atmosféricas de C (CO_2 y CH_4 , Kristensen *et al.*, 2008); y se encuentran entre las principales fuentes de N_2O (Ivens *et al.*, 2011).

A pesar de esto, hay una considerable variación e incertidumbre con referencia al intercambio de CO_2 , CH_4 y N_2O en los humedales marino-costeros. Algunas investigaciones han sugerido que las emisiones de los manglares no son significativas, comparadas con las de humedales continentales (Sotomayor *et al.*, 1994; Chauhan *et al.*, 2008), otros investigadores como Corredor *et al.* (1999) y Purvaja y Ramesh (2001), consideran que los sedimentos de manglar son fuentes netas de N_2O y CH_4 y además observaron que varios factores inducidos por el hombre incrementan las emisiones de CH_4 a la atmósfera, y según la evidencia de Muñoz-Hincapié *et al.* (2002) y Mooseman-Valtierra *et al.*, (2011) las entradas adicionales de nitrógeno aumentarán las emisiones de N_2O .

Parte de esta incertidumbre obedece a que aún son poco entendidos los factores ambientales que controlan las emisiones de GEI en los humedales, las diferencias geológicas, tipos de suelos, entradas de nutrientes, la vegetación; son factores que cambian incluso entre humedales del mismo tipo y afectan este proceso (Yi-Lu *et al.*, 1999; Pongporm *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2013). Muchos de los estudios se han enfocado en humedales y cuerpos de agua dulce donde ocurren los más grandes flux (Giani *et al.*, 1996; Yi-Lu *et al.*, 1999); y en sistemas agrícolas como los arrozales (Gogoi *et al.*, 2005). También se han documentado flux de CH_4 en lagos boreales (Huttunen *et al.*, 2003); en

marismas templados (Livesley y Andrusiak, 2012; Ferrón *et al.*, 2007); pero los manglares tropicales son los ecosistemas relativamente menos estudiados con relación a la emisión de GEI (Sotomayor *et al.*, 1994, Mukhopadhyay *et al.*, 2002; Bouillon *et al.*, 2008). Prácticamente, debido a que las zonas estuarinas permanecen inundadas, poseen una alta variabilidad en plantas, suelos y condiciones hidrológicas que hacen difícil la medición de los gases en estas áreas en comparación con los campos de cultivo (Groffman *et al.*, 2000).

Este creciente interés en la producción de N_2O y CH_4 en zonas estuarinas y manglares se ha presentado por la identificación de estas áreas como “puntos álgidos” (o *hotspots*) para la transformación del nitrógeno (N) en forma natural (Groffman *et al.*, 2000; Kristensen *et al.*, 2008). El potencial del manglar para emitir cantidades significativas de estos gases genera preocupación debido a la gran extensión del bosque; y a medida que la población continúa extendiéndose a lo largo de ríos y litorales, los manglares pueden estar inermes a las actividades antropogénicas que introducen nutrientes a los ecosistemas y causan cambios en su funcionamiento (Alongi, 2002). La preocupación es mayor ahora que aumentan las perspectivas de usar los manglares para tratar las aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales (Tam y Wong, 1999; Alongi, 2002). Varios estudios han divulgado una capacidad de los manglares a tolerar los efluentes de piscinas camaroneras (Gauiter *et al.*, 2001), y de remover el amonio y el nitrato del efluente de sistemas de tratamiento de aguas residuales (Corredor *et al.*, 1999). Adicionalmente, los bosques también están siendo intervenidos por el hombre a través de la extracción y corte para madera; cambios del uso para maricultura, producción de arroz o para hábitat humano. Estos cambios en regiones como Asia sur oriental y América, están afectando en un grado aún desconocido, el flujo de nutrientes y C en la zona costera adyacente (LOICZ, 2002).

En Colombia, y especialmente en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) se ha perdido más del 33% del bosque de manglar en los últimos 60 años (~17000 ha, Bautista *et al.*, 2010). Esta pérdida de bosque se encuentra directamente asociada con la disminución en la oferta de los servicios ambientales que presta en relación al cambio climático; pero a pesar de ello, es poco lo que se ha estudiado al respecto; se sabe que los procesos por los cuales la composición y estructura de los ecosistemas de manglar cambian, probablemente producen la liberación de más C a la atmósfera en una escala de tiempo que va de décadas a centurias (IPCC, 2001).

Por otro lado, la cuantificación del CH_4 y N_2O es un tema de gran interés mundial porque se requiere de información exacta para determinar los flujos globales de gases invernadero. En este sentido, la Convención sobre Cambio Climático alienta para la compilación de los inventarios nacionales sobre emisiones de gases que contribuyen al cambio climático. Pero en el país existe muy poca información sobre la función de los manglares como fuentes o

sumideros GEI, de sus tasas de liberación bajo diferentes condiciones ambientales, o de su papel en el ciclo global del C. Como antecedente a este estudio se puede mencionar la investigación realizada por INVEMAR en el 2005 con el apoyo del Programa Cambio Climático del Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), para evaluar de manera preliminar la emisión de CH₄ y N₂O en los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

Dado que no existe información relacionada con los GEI y manglares en el país, que los estudios a nivel mundial son escasos y los existentes evidencian un entendimiento parcial del comportamiento del ecosistema de manglar con la emisión de estos gases. En este punto, se encuentra uno de los aportes más significativos de este trabajo de grado al evaluar la dinámica de generación de CH₄, N₂O y CO₂, en manglares colombianos y entender su relación con el estado de intervención antropogénica. Además, el país requiere que se desarrollen protocolos para la toma de muestras y metodologías para la medición de GEI; que mediante su aplicación permitan generar nuevo conocimiento en cuanto a la función de los manglares como fuentes o sumideros de GEI; aportando a la actualización de los inventarios nacionales desarrollados por el [IDEAM \(2010\)](#).

Teniendo en cuenta lo antes expuesto, las preguntas de investigación a resolver son: a) Actúan los bosques de manglar del caribe colombiano como sumideros o fuentes de GEI?; b) Como afecta el grado de intervención la liberación de estos gases en los manglares?; y c) tienen algún efecto las características fisicoquímicas del agua y el sedimento en la emisión de gases?. El proyecto debe dar las bases científicas para validar o refutar la siguiente hipótesis: “los bosques de manglar intervenido emiten hacia la atmósfera más GEI que aquellos conservados como consecuencia de los cambios provocados en los factores fisicoquímicos del suelos y el agua”.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 ECOSISTEMA DE MANGLAR

Los manglares son humedales, dominados por árboles llamados mangles, caracterizados por ubicarse en litorales tropicales de suelo plano y fangoso, y aguas relativamente tranquilas (estuarios, bahías, ensenadas, lagunas costeras, esteros, entre otros). El suelo puede estar inundado permanentemente o sólo en las mareas más altas. Las especies de mangle se caracterizan por presentar adaptaciones morfológicas y fisiológicas para crecer en terrenos inestables, anaerobios e inundados y con influencia salina (Sánchez-Páez *et al.*, 2000).

Los manglares son ecosistemas abiertos y por tanto en ellos se lleva a cabo un gran flujo de materia y energía, en beneficio de ecosistemas adyacentes que dependen de alguna manera de energías de subsidio provenientes del manglar. Además, desempeñan un papel sobresaliente como importadores y exportadores de materia orgánica y nutrientes; contribuyen a la protección de las costas y fijación de suelos. La importancia de estos bosques y el papel que desempeñan a lo largo del mundo, con énfasis en los aspectos de manejo costero, está estrechamente enlazado con fenómenos oceanográficos meteorológicos y climatológicos (Sánchez-Páez, *et al.*, 2000).

2.1.1 El sedimento de manglar

Entendiendo el sedimento como una matriz compleja de partículas detríticas, orgánicas e inorgánicas que eventualmente sedimentan en el cuerpo de agua. El sedimento de manglar está compuesto principalmente por detritus proveniente del mismo bosque y partículas transportadas por los flujos de agua, que son retenidas en las raíces del mangle. Está conformado principalmente por hojas que caen del manglar, proceso que es excepcionalmente alto en relación con otras plantas (alrededor de $700 \text{ g.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$; Saenger y Snedaker, 1993).

La textura de los sedimentos puede variar desde arenas gruesas a lodos finos y negros, y asociado a estas características, prevalecen diversas condiciones bióticas y abióticas. Las características físicas y químicas del sedimento afectan directamente la producción de gases (Bauza *et al.*, 2002; Muñoz-Hincapié *et al.*, 2002, Alongi *et al.*, 2005). Los procesos microbianos que rigen dicha producción son regulados por muchas variables incluyendo la disponibilidad del oxígeno, temperatura del sedimento y el contenido en agua, potencial redox del sedimento (Eh), salinidad, pH, y disponibilidad de fuentes C y N (Bauza *et al.*, 2002).

En la Figura 1 se presenta un esquema de los procesos que tienen lugar en los sedimentos marinos. Los sedimentos son principalmente anaerobios, cubiertos por una delgada capa aerobia. En la zona aerobia, la degradación de la materia orgánica se lleva a cabo principalmente por respiración aerobia, sin embargo, en la zona anaerobia, los principales degradadores son las bacterias sulfato-reductoras. En sedimentos marinos costeros, estas degradan hasta 50% de la materia orgánica total y en marismas entre un 70 y 90% (Holguin y Bashan, 2007).

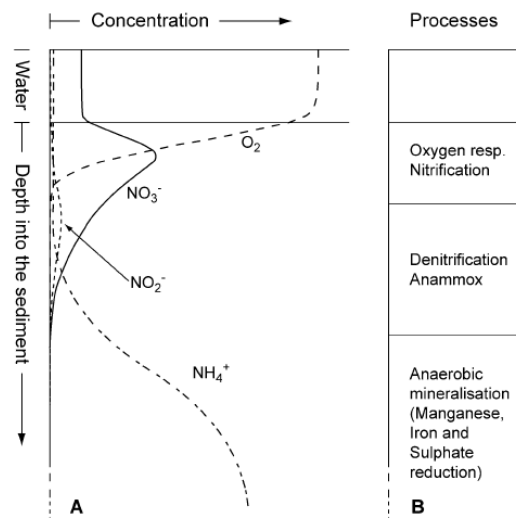


Figura 1. Representación esquemática de la distribución de las especies de N disueltas en el agua de poro del sedimento (A); y los procesos que ocurren en el sedimento a diferentes profundidades (B).

Fuente: Dalsgaard *et al.* (2005).

Las bacterias sulfato reductoras, además de ser los principales descomponedores de materia orgánica en suelos anaerobios, participan en la mineralización del azufre y en la disponibilidad de hierro y fósforo en manglares; y es probable que también aporten nitrógeno al ecosistema a través de la fijación (Holguin y Bashan, 2007).

Las bacterias metanogénicas son un componente importante de la comunidad bacteriana de los manglares, gracias a las características anaeróbicas del sedimento. Giani *et al.*, (1996) detectaron una alta tasa de producción de metano en el manglar de Balandra (Baja California); sin embargo, al no detectar emisión de metano pero sí producción en las mediciones de agua intersticial, dedujeron que la metanogénesis estaba siendo equilibrada por procesos de oxidación del CH_4 , aerobios o anaerobios.

La oxidación anaeróbica del amonio con el nitrito (Anammox) realizado por los planctomycetes, es reconocida en la actualidad como uno de los procesos más importantes en el ciclo de nitrógeno marino, y se ha reportado en una gama de ambientes incluyendo los sedimentos. Se espera que el Anammox sea el proceso dominante en la remoción de nitrógeno en la mayoría de los sedimentos y responsable de esta forma de entre 1/3 y 1/2 de la remoción global de nitrógeno fijo en el ambiente marino sin conducir a emisiones de N₂O (Dalsgaard *et al.*, 2005).

2.2 EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN MANGLARES

El efecto de invernadero es un fenómeno natural que se produce cuando la energía solar re-radiada por la tierra es atrapada por ciertos gases en la atmosfera. Los gases radiativamente activos presentes en la atmosfera que absorben parte de esta energía son llamados gases de efecto invernadero (GEI).

Entre los principales están el vapor de agua, el CO₂, el CH₄, el N₂O y el ozono. Los clorofluorocarbonos y algunos gases tales como el monóxido de carbono, los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los compuestos orgánicos volátiles distintos del metano también contribuyen al efecto invernadero. Estos gases a excepción de los sintéticos se encuentran naturalmente en la atmósfera. Pero debido a las actividades humanas en algunos casos sus concentraciones se han triplicado con relación a los niveles preindustriales; lo cual está creando un desbalance energético en la atmósfera. En Colombia, el último inventario de GEI realizado para los años 2000 - 2004 determinó que el aporte principal corresponde a: CO₂ (50%), CH₄ (30%) y N₂O (19%); quedando el 1% para el resto de gases que causan efecto de invernadero y que no están dentro del Protocolo de Montreal (IDEAM, 2010).

2.2.1 Dióxido de Carbono (CO₂)

Se considera el principal gas de efecto invernadero de origen antropogénico, liberado a la atmósfera como subproducto de la combustión de combustibles fósiles y la deforestación. La concentración atmosférica de CO₂ ha aumentado de 280 ppm en 1750 a 379 ppm en 2005, de acuerdo con los registros, la concentración actual es la más alta de los últimos 420.000 años. En los diez últimos años, la tasa de crecimiento anual del CO₂ (promedio del período 1995- 2005) ha sido de 1,9 ppm anuales (IPCC, 2007).

El océano se ha convertido en el mayor sumidero de CO₂, sin embargo, este proceso está llevando a su acidificación (pH ha disminuido en 0,1 unidades, en promedio desde las épocas preindustriales). El aumento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera

intensifica este proceso (IPCC, 2007); conllevando al deterioro de los ecosistemas costeros (entre ellos los manglares).

2.2.2 Metano (CH_4)

Es considerado el segundo gas de efecto invernadero más importante, su concentración en la atmósfera ha aumentado de 1520 ppb en 1978 a 1745 ppb en 1998; las principales fuentes de este gas son: los humedales y los cultivos de arroz, debido a las características anaerobias de estos ecosistemas donde crecen las bacterias metanogénicas.

El CH_4 posee pocos sumideros en la naturaleza. La principal forma de eliminación es la reacción con los radicales hidroxilo (OH), pero existen otros procesos de remoción como son la reacción con átomos de cloro en la interface marina (~2% de la remoción, IPCC, 2001) y la degradación en los suelos y el agua por bacterias metanotrofas.

2.2.3 Óxido nitroso (N_2O)

El óxido nitroso es producido naturalmente en los suelos a través de los procesos de nitrificación y denitrificación. El N_2O es un intermediario gaseoso en la secuencia de reacción de denitrificación (reducción microbiana anaeróbica del nitrato en gas nitrógeno - N_2) y un subproducto de la nitrificación (oxidación aeróbica del amonio a nitrato; IPCC, 2006). Sus principales fuentes están relacionadas con la agricultura y el manejo de fertilizantes o nutrientes.

La concentración global promedio de N_2O fue de 314 ppb en 1998. Se ha incrementado en un 16% con relación a 1750; y es 0,8 ppb más alta en el hemisferio norte que en el hemisferio Sur, en consonancia con el 60% de las emisiones que se producen en el hemisferio norte (IPCC, 2007).

2.2.4 Potencial de calentamiento Global (PCG) de los GEI

El potencial de calentamiento global es una medida de la capacidad de una sustancia para contribuir al calentamiento global por su efecto invernadero. El índice se calcula sobre un periodo de tiempo, tomando como referencia la capacidad del CO_2 , al que se asigna por convenio un valor de PCG de 1, y depende de factores como: a) capacidad de absorción de la radiación infrarroja, b) la ubicación en el espectro de las longitudes de onda de absorción y c) la vida en la atmósfera de las especies.

Pese a que las concentraciones de N₂O y CH₄ son más bajas que las del CO₂ la preocupación se fundamenta en que el N₂O y el CH₄ tienen un potencial de calentamiento 296 y 23 veces mayor, respectivamente, que el CO₂ sobre un período 100 años (Tabla 1; [IPCC, 2001](#)).

Tabla 1. Reactividad química de algunos gases efecto invernadero.

Sustancia	Abundancia		Tendencia	Tiempo de vida (años)	PCG (100 años)
	1998	1750			
CO ₂ (ppm)	379	280	1,9	50 – 200	1
CH ₄ (ppb)	1745	700	7,0	8,4 - 12	23
N ₂ O (ppb)	314	270	0,8	120 - 114	296
CF ₄ (ppb)	80	40	1,0	>50000	5700

Fuente: [IPCC \(2007\)](#).

Emisiones en términos de dióxido de carbono equivalente (CO₂-eq)

Como los GEI difieren en la influencia térmica o (forzamiento radiativo) que ejercen sobre el sistema climático mundial, debido a sus diferentes propiedades radiativas, se usa como forma de medición común el PCG.

Una emisión de CO₂-equivalente es la cantidad de CO₂ emitido que ocasionaría, durante un horizonte temporal dado, el mismo forzamiento radiativo que una cantidad emitida de otro gas o mezcla de GEI. Las emisiones de CO₂-equivalente se obtienen, multiplicando la cantidad de GEI emitida por su PCG ([IPCC, 2001](#)), ecuación E1.

$$F_{CO_2-Equiv.} = F_{N_2O} \cdot 296 + F_{CH_4} \cdot 23 + F_{CO_2} \quad \text{en } \mu\text{g.m}^{-2}.\text{h}^{-1} \quad (\text{E1})$$

Donde F es el flux medido para cada gas.

2.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA EMISIÓN DE GEI EN MANGLARES

Existen diversos factores fisicoquímicos que afectan la producción de GEI en sedimentos de manglar, y es necesario entender para comprender su función en la liberación/absorción de gases. Características de funcionamiento del mismo ecosistema tales como las mareas y el cambio de noche-día también juegan un papel importante en la emisión de gases.

El Potencial redox (Eh): es considerado uno de los principales factores que afectan la emisión de gases en ecosistemas de humedales. Algunos investigadores deducen la producción de gases en sus modelos matemáticos básicamente del cálculo del Eh a través

de las ecuaciones de Nerst y de Michaelis-Menten (Li, 2000). La reducción del potencial de oxidación, por ejemplo, en los sitios donde la vegetación fue eliminada puede producir aumentos en la emisión de CH₄, ya que la destrucción del manglar interrumpe el transporte de oxígeno al interior del sedimento a través del sistema de rizomas, alterando el Eh (Giani *et al.*, 1996). Por otro lado, la emisión de N₂O, también se ve afectada con el cambio de Eh ya que la nitrificación ocurre a valores de Eh superiores a 200 mV razón por la cual el N₂O es producido principalmente por nitrificación en los primeros 10 cm del sedimento (Bauza *et al.*, 2002). En los humedales terrestres, la inundación y el drenaje causan cambios drásticos en el potencial redox lo cual afecta la producción y el consumo de GEI en el suelo (Li *et al.*, 2004).

El oxígeno: su disponibilidad influye en la producción de estos gases, disminuyendo la liberación de CH₄ y aumentando vía nitrificación la de N₂O (Liikanen y Martikainen, 2003) y la oxidación del carbono orgánico a CO₂. Factores físicos como la construcción de cuevas en el sedimento por cangrejos y el transporte de oxígeno por las raíces del manglar crean microambientes donde se promueve la producción de N₂O vía nitrificación (Bauza *et al.*, 2002).

La salinidad y los sulfatos: tienen un efecto negativo sobre la producción de metano (Yi-Lu *et al.*, 1999), la presencia de sulfatos puede actuar por dos mecanismos: a) el CH₄ es consumido por las bacterias sulfato-reductoras; b) la sulfato-reducción y la metanogénesis compiten por los donadores de electrones disponibles. A pesar del alto contenido de sulfatos, algunos estuarios y manglares tienen altas emisiones de CH₄ siendo ejemplos típicos de la coexistencia de bacterias metanogénicas y sulfato-reductoras (Purvaja y Ramesh, 2001). En algunos ecosistemas, la sulfato-reducción se correlaciona significativamente con el Eh (Alongi *et al.*, 1999). Con referencia a la emisión de N₂O un estudio reciente realizado en Portugal demostró que el aumento de la salinidad estimula su emisión en algunos marismas y estuarios (Teixeira *et al.*, 2013)

Introducción de amonio (NH₄⁺): se han observado variaciones diarias de los flux de N₂O, asociadas a la disponibilidad de NH₄⁺ en los sedimentos y a los periodos de luz y oscuridad (Bauza *et al.*, 2002). La cantidad total de N₂O en el estuario de Schelde (Europa) parece estar controlada por la concentración de NH₄⁺ del agua del río que entra al estuario (Wilde y Bie, 2000), sin embargo, Punshon y Moore (2004) determinaron todo lo contrario en un estuario eutroficado de Canadá.

Muñoz-Hincapié *et al.* (2002) registraron que los flux de N₂O bajo la adición de nitratos pueden ser atribuidos únicamente a la denitrificación y bajo la adición de amonio contribuyen tanto la denitrificación como la nitrificación. Contrario a lo registrado por

Liikanen y Martikainen (2003), para lagos eutroficados, donde la dinámica en el sedimento del N_2O y del CH_4 son regulados principalmente por la disponibilidad de oxígeno más que por la adición de NH_4^+ .

La temperatura: muchos autores coinciden en que la temperatura es un factor que incrementa la velocidad de producción de CH_4 , cuando la fuente de materia orgánica es suficiente y su efecto puede ser cuantificado mediante la ecuación de Arrhenius (Chapman *et al.*, 1996). En ensayos de laboratorio Yi-Lu *et al.* (1999), encontró que las bacterias metanogénicas en un bosque de *Bruguiera sexángula* parecen ser termófilas con un óptimo de temperatura en 50°C . Sin embargo en mediciones de campo, los flux más altos se registraron en las épocas frías, lo cual demuestra que existen otros factores que pueden afectar en mayor proporción la producción de este gas. Otras observaciones realizadas en la bahía de Bengala, muestran que las emisiones de CO_2 y CH_4 en suelos de manglar tienen variaciones diurnas y estacionales ante la llegada del monzón, pero sólo para el CH_4 se encontró una correlación positiva significativa con la temperatura (Mukhopadhyay *et al.*, 2002).

La marea: es quizás uno de los factores hidráulicos que hacen más diferentes los ecosistemas de manglar entre el Caribe y el Pacífico; sin embargo, son pocos los estudios donde se aborda el efecto de este fenómeno sobre la emisión de GEI (Yang *et al.*, 2013), y lo que se puede inducir es como resultado de variaciones en factores individuales, como los anteriormente expuestos (salinidad, oxígeno disuelto, Eh, etc.). Al subir la marea cambia el Eh, se produce oxigenación; y aumenta el pH, la salinidad y la disponibilidad de nutrientes en los sitios inundados (Castro *et al.*, 2001).

Sotomayor *et al.* (1994) no encontraron diferencias en las velocidades de producción de CH_4 entre periodos de marea en Puerto Rico, donde el rango mareal es sólo de unos 30 cm. no obstante, por las observaciones realizadas en otros ecosistemas inundados, se espera que tenga efecto en la producción de gases. Como en los humedales continentales, donde la inundación y el drenaje causan cambios drásticos en el potencial redox afectando la producción y el consumo de GEI en el suelo (Li *et al.*, 2004). Otros estudios ejecutados en humedales templados y lagos boreales han mostrado un incremento del flux de CH_4 al disminuir la presión hidrostática como resultado del retroceso de la marea, lo cual permite la formación de burbujas (Huttunen *et al.*, 2003).

Algunos autores suponen que la causa de las pequeñas emisiones de CH_4 durante las inundaciones pueden ser debidas: a) al incremento de la presión hidrostática que inhibe la emisión de gases; b) parte del CH_4 emitido de los sedimentos es disuelto en el agua insaturada; c) parte del CH_4 liberado al agua oxigenada puede ser oxidado por bacterias

metano-oxigénicas en la columna de agua antes de ser liberado a la atmósfera (Chiu *et al.*, 2004). Sin embargo, con relación a la emisión de N₂O la información es escasa, el estudio realizado por Hou *et al.*, (2007) en un estuario del río Yangtze (China) encontró una reducción en su generación durante el periodo de baja marea posiblemente por la acumulación de sales al secarse el sedimento lo que reduce las velocidades de nitrificación-denitrificación.

Otro factor de funcionamiento poco estudiado con relación a la emisión de GEI es el efecto de las variaciones entre el día y la noche. Bauza *et al.* (2002) determinaron altos flux de N₂O durante la noche, que pueden estar asociados con un incremento en la actividad nocturna o la excreción de NH₄⁺ por parte de microbios, meiofauna y particularmente macrofauna. Otro proceso microbiano que puede incrementar la concentración de NH₄⁺ es la fijación de nitrógeno por bacterias no-fototróficas del sedimento, lo cual aumenta la disponibilidad del nutriente para la población de bacterias nitrificantes.

De acuerdo a lo descrito anteriormente, son muchos los factores que influyen en la producción de gases, y todos ellos se combinan en los ecosistemas de manglar Colombiano, lo que da lugar a que no exista un conocimiento absoluto de la función del sistema con relación al cambio climático. Las variaciones en las emisiones de GEI en estos ecosistemas pueden ser muy amplias, los valores más altos de los cuales se tienen registro corresponden a los Sundarbans (India) superiores a los 31000 µg CH₄ m⁻²h⁻¹ (Mukhopadhyay *et al.*, 2002) y para el N₂O hasta 343,2 µg N₂O m⁻²h⁻¹ en Puerto Rico (Corredor *et al.*, 1999).

2.4 METODOLOGÍAS USADAS PARA ESTIMAR LAS EMISIONES DE GEI EN SISTEMAS NATURALES

2.4.1 Cámaras cerradas

Se han aplicado dos metodologías para medir los GEI las cámaras cerradas y las de gradiente de flux. La más usada en ecosistemas de manglar ha sido la técnica de las “cámaras estáticas” (Muñoz-Hincapié *et al.*, 2002; Alongi *et al.*, 2005), esta técnica es accesible, barata, fácil de utilizar, y puede capturar variaciones muy pequeñas en los gases no mensurable por las técnicas de gradientes de flux.

La técnica consiste básicamente en acomodar la cámara sobre la superficie a la cual se medirá el flux y extraer manualmente mediante jeringas, muestras de aire del espacio interior a intervalos de tiempo previamente establecidos. Generalmente la cuantificación de los gases es hecha por cromatografía, y el flux se calcula por regresión lineal de los

incrementos (o disminución) en la concentración del gas en el espacio de aire. [Purvaja y Ramesh \(2001\)](#) usaron cámaras rectangulares más grandes (71 cm de altura y 0,20 m² de área), además, usaron una bomba eléctrica para recircular el aire del interior y tomar las muestras de gas.

2.4.2 Técnicas micro meteorológicas o de gradientes de flux

Estas metodologías han demorado su aplicación por requerir de equipos sofisticados. Actualmente, las investigaciones apuntan hacia su uso ya que permiten el monitoreo por largos períodos de tiempo, no perturban el área de muestreo ni su microclima y son capaces de proveer flujos integrados espacial y temporalmente ([Wagner-Riddle et al., 1996](#)). Aunque su utilización ha aumentado en sistemas terrestres, su aplicación en manglares sólo ha sido reportada en el estudio realizado por [Mukhopadhyay et al. \(2002\)](#) en los manglares de Sundarban – India.

En sistemas agrícolas, las estrategias de muestreo se han centrado en definir variaciones temporales y espaciales, sin embargo, no existe consenso para los protocolos de medición en humedales y manglares. [Bauza et al. \(2002\)](#) realizaron mediciones para definir la variabilidad diurna y entre zonas en las emisiones de N₂O.

2.4.3 Factores de emisión

Es una metodología usada para obtener estimados de la emisión, en las Directrices del 2006 sobre inventarios nacionales de GEI, el [IPCC \(2006\)](#) expone que existe un nivel de conocimiento bastante bajo e incierto en los balances de GEI para los distintos tipos de humedales. En los lineamientos del 2006 sólo se incluyen aquellas metodologías para humedales o turberas gestionadas, es decir, aquellos humedales en los que el nivel freático se modifica artificialmente (p. ej., se drena o se eleva); o los que han sido creados por la actividad humana (p. ej., represamiento de un río).

Es decir, los manglares (como humedales) no se consideran emisores de GEI mientras no esté bajo ninguna influencia antrópica, en este sentido los manglares entraban en la categoría de bosques y se consideraban emisores de CO₂ cuando estaban sujetos a explotación forestal. El único GEI considerado en este proceso era el CO₂, por la remoción de biomasa y por la descomposición de la turba drenada (si hay desecación del humedal); o podían ser considerados pantanos (de agua dulce), para los cuales se proponía un factor de emisión de CH₄ de 6,88 mg.m⁻².h⁻¹. Por esta razón, el panel insta a los países a que se intente aclarar las emisiones en humedales, dentro de lo posible, y a desarrollar factores de emisión nacionales ([IPCC, 2006](#)).

Sin embargo, es evidente que los sistemas costeros cada vez son más influenciados por las actividades antrópicas y no sólo la explotación forestal. Por tal razón el IPCC está desarrollando un suplemento 2013 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero “2013 Supplement to 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands”. En él se considera la emisión de GEI de los manglares sometidos a alteraciones como el enriquecimiento por nutrientes, y otros compartimentos del sistema que tienen relación con el *stock* de C (ej. madera muerta, hojarasca). En la Tabla 2 se presentan algunos de los factores propuestos en los nuevos lineamientos (IPCC, 2012).

Tabla 2. Factores de emisión o remoción de GEI en ecosistemas de manglar o humedales.

Compartimento	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Biomasa	Relación biomasa subterránea/ biomasa aérea = 0,67 (0,53 -,0,77)		
Biomasa aérea (t.ha ⁻¹)	<i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i> Bosque mixto	51,7 (31,5-71.8) 147,5 (62,9-233. 151,2 (56,0-315.	
Crecimiento neto de la biomasa aérea	21,2 (borde), 6,2 (arbusto) t.ha ⁻¹ .a ⁻¹		
Stock de madera muerta	13,2 (3.4) t C. ha ⁻¹		
Hojarasca	0,037 (0,009) t C. ha ⁻¹		
Cambios a través de la acuicultura, producción de sal o por extracción.	12,13 (3,88 – 28,75) Mg C.ha ⁻¹ .a ⁻¹		
Humedales costeros con hidrología alterada.		Nutriente-enriquecido 11,5 (0-54) t.CH ₄ -C ha ⁻¹ .a ⁻¹	N-fertilizado 49,89 (0,77~200,43) Nutriente-enriquecido 10,52 (-0,35~91,85) Kg.ha ⁻¹ .a ⁻¹ .
Suelos drenados	12,13 (3,88-28,75) Mg C ha ⁻¹ .a ⁻¹		
Cambio relativo para humedales costeros drenados	0,5 del stock de C		
Remoción anual	1,32 Mg C. ha ⁻¹ .a ⁻¹ para suelos re humectados y restaurados		
Emisión en humedales “intactos”		Manglar salino 0 t CH ₄ -C ha ⁻¹ .a ⁻¹	

Fuente: IPCC (2012).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la dinámica de generación de gases efecto invernadero (metano, óxido nitroso y dióxido de carbono), en un ecosistema de manglar del caribe colombiano intervenido antropogénicamente.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Adaptar un método de medición para gases efecto invernadero producidos en los sedimentos de un ecosistema de manglar.
- Evaluar la magnitud de las emisiones de gases efecto invernadero en un área de manglar intervenido.
- Establecer la influencia de los factores ambientales en la generación de GEI en el sedimento de manglar.

4. METODOLOGÍA

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es un sistema lagunar estuarino localizado en la costa Caribe colombiana, entre los 10° 43' y los 11° 00' latitud Norte y los 74° 16' y 74° 38' longitud Oeste (Figura 2). El área también es conocida como llanura deltaica del río Magdalena, se extiende desde el piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta hasta el río Magdalena. El sistema está constituido por el espejo lagunar principal llamado Ciénaga Grande, varias lagunas interconectadas por canales conocidas como Complejo de Pajarales y una barra de arena llamada Isla de Salamanca, que limita la ecorregión con el mar Caribe. Es el sistema lagunar costero más grande e importante de Colombia y el más extenso del Caribe con un área aproximada de 3.812 km², de los cuales 757 km² son cuerpos de agua (Rivera *et al.*, 2001). El clima se caracteriza por una temperatura media anual de 27-28 °C, y un déficit hídrico de 1031 mm.a⁻¹.

Debido a cambios hidrodinámicos originados por acciones antrópicas y construcción de obras civiles (diques, carreteras) que interrumpieron los flujos de agua entre el sistema estuarino, el río Magdalena y el mar Caribe, se desencadenaron efectos negativos de los cuales el más conspicuo fue la pérdida de aproximadamente 285,7 km² de manglar entre 1956 y 1995, representando el 55,8% de la cobertura de bosque original. Por la hipersalinización de los cuerpos de agua internos. Los efectos sobre el sistema fueron igualmente acelerados por la creciente población humana superior a 2,1 por cien (PNUD, 2012) que ha hecho uso indiscriminado de los mismos (Cadavid *et al.*, 2011).

En la actualidad la CGSM cuenta con el 66,3% (33900 ha) de mangle vivo formando bosques con diferente desarrollo estructural, dependiendo del grado de intervención/recuperación en que se encuentren. El manglar está conformado principalmente por las especies *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, de las cuales *A. germinans* es la especie más representativa. *L. racemosa* tiene la mayor abundancia de individuos en las áreas rehabilitadas naturalmente y *R. mangle*, es la especie de menor abundancia y sólo forma franjas delgadas al borde de los cuerpos de agua (Cadavid *et al.*, 2011).

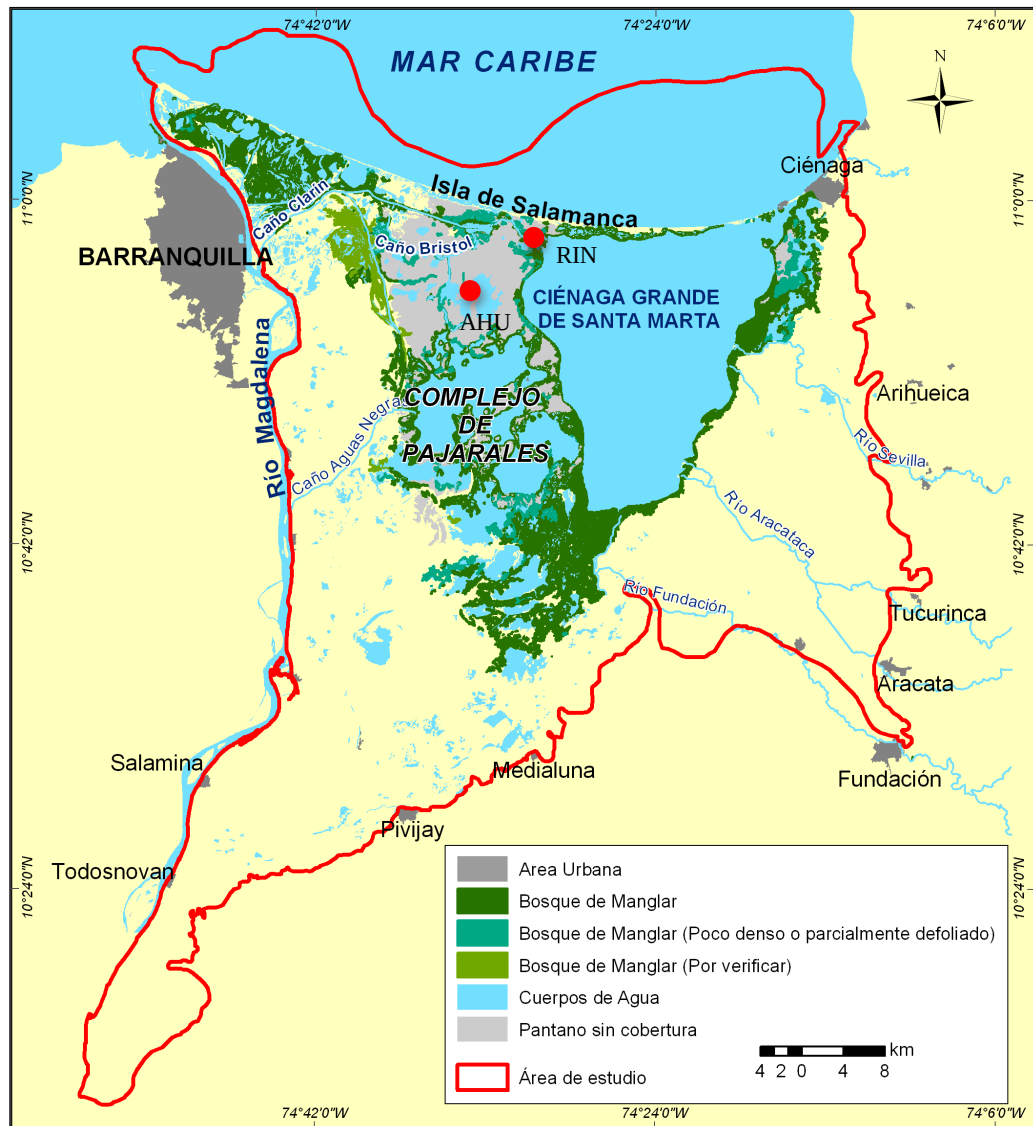


Figura 2. Mapa de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM); los puntos rojos representan la ubicación de las estaciones de muestreo.

Para dar respuesta a las preguntas de investigación planteadas en el proyecto, los muestreos se realizaron en dos estaciones localizadas en el área de manglar de la CGSM, seleccionadas según el grado de intervención y deterioro de sus bosques (Tabla 3; Figura 2).

Tabla 3. Descripción de las estaciones de muestreo en la CGSM.

Estación/ abreviatura	Ubicación	Características
Rinconada- RIN	10° 57' 41,4" - 74° 29' 37,6"	Ubicada al nor-occidente de la CGSM, en la orilla sur de la desembocadura del canal Clarín. Presenta un bosque bien conservado con bajo nivel de perturbación y con el mayor desarrollo estructural de las estaciones muestreadas. El bosque es dominado por <i>A. germinans</i> que se mezcla con individuos de <i>L. racemosa</i> en menor proporción. <i>R. mangle</i> se presenta en baja densidad formando franjas al borde del cuerpo de agua principal (Figura 3a).
Ahuyama- AHU	10° 50' 14,1" - 74° 32' 39,9"	Se ubica en el occidente de la CGSM, en el área del Complejo de Ciénagas de Pajarales donde se presentó el mayor nivel de perturbación del ecosistema de manglar. En la estación la cobertura de bosques desapareció por completo. Actualmente en ella se observa un importante proceso de recuperación en los manglares del área observándose parches aislados de arbustos de manglar (Figura 3b). Cerca de esta estación se encuentra el poblado palafítico de Nueva Venecia, lo cual representa al sistema introducción de aguas residuales y extracción de mangle para construcción.

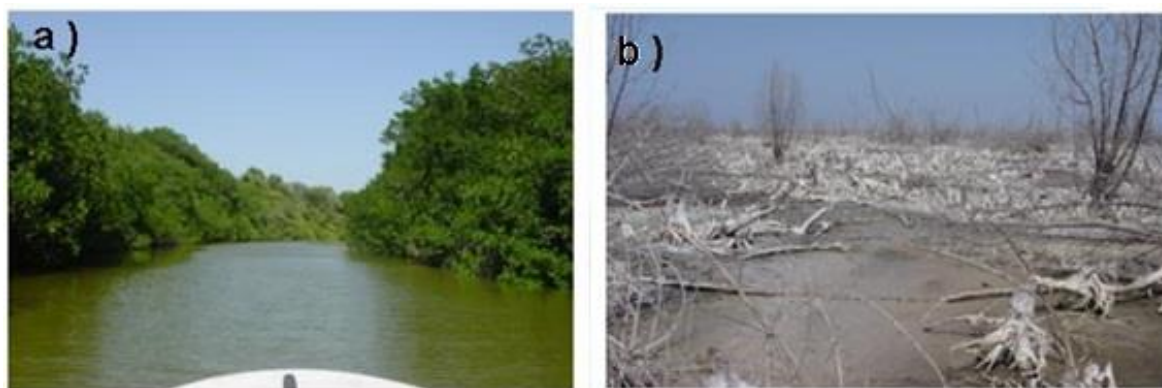


Figura 3. Estaciones de muestreo en la CGSM a) Rinconada b) Ahuyama.

4.2 DETERMINACIÓN DE LOS FLUX (CO_2 , CH_4 Y N_2O)

Trabajo de campo

La medición de los flux de CH_4 , N_2O y CO_2 se realizó a través de la adaptación de la técnica de las cámaras estáticas cerradas descrita en investigaciones similares (Purvaja y Ramesh, 2001; Muñoz-Hincapié *et al.*, 2002 y Alongi *et al.*, 2005). Las cámaras fueron construidas con tubos de PVC de 20,3 cm de diámetro y 80 cm de altura, con un área de

intercambio de gases con el sedimento de $213,8 \text{ cm}^2$ (Figura 4). En la parte superior de la cámara se adaptó un *septum* plástico a través del cual se tomaron las muestras gaseosas.

Durante el monitoreo, en cada estación se ubicó un sitio a $\sim 10 \text{ m}$ de distancia del cuerpo de agua principal y se demarcó un área de $2 \times 2 \text{ m}$, en cuyos vértices se instalaron cuatro cámaras estáticas correspondientes a las réplicas muestrales, las cámaras fueron enterradas $\sim 10 \text{ cm}$ en el sedimento para evitar su deriva (Figura 4).

Las muestras gaseosas fueron tomadas durante 9 minutos en intervalos de 0, 3, 6 y 9 min mediante una jeringa que se introdujo en el *septum* plástico. Una vez extraída la muestra gaseosa (equivalente a 15 mL), esta fue almacenada en un vial previamente evacuado, para posteriormente ser trasladado al laboratorio y efectuar los respectivos análisis de composición.

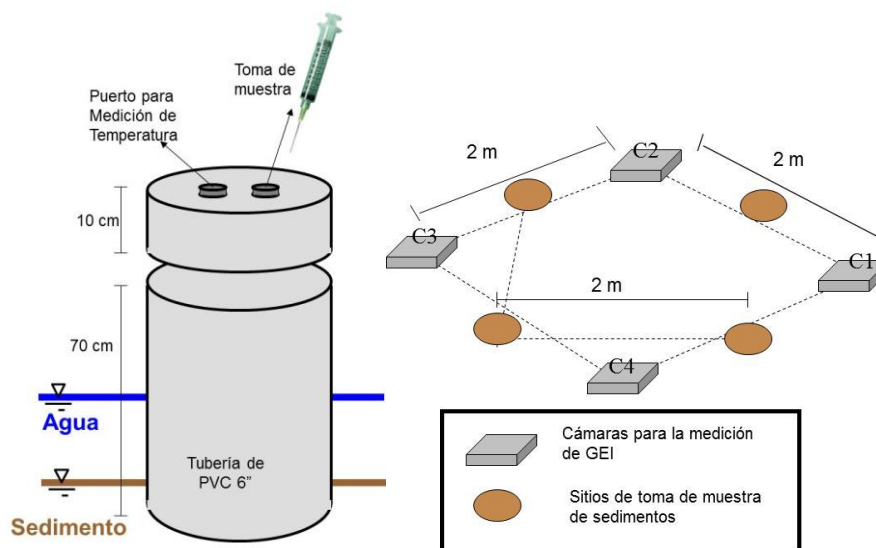


Figura 4. Cámara para la determinación de los flux de CH_4 (o N_2O , CO_2); b) Ubicación de las cámaras en los sitios de muestreo.

Se realizaron dos tipos de monitoreo de gases, uno de tipo intensivo que se efectuó simultáneamente en las estaciones en septiembre (época lluviosa) y marzo (época seca), uno por época. En él se recolectaron muestras para medición de los flux de GEI en intervalos de dos horas durante un ciclo diario de 24 horas (monitoreo 24h).

Un segundo monitoreo (que llamaremos mensual), duró aproximadamente 14 meses. Mensualmente (con algunas excepciones) se tomaron muestras entre las 10:00 y 14:00 horas, este monitoreo inicio en septiembre de 2011 y culminó en noviembre de 2012.

Mensualmente las cámaras eran transportadas a las estaciones e instaladas en los sitios de muestreo.

Análisis de laboratorio

La medición de las concentraciones de CH_4 y N_2O se realizó por cromatografía de gases (en un equipo Shimadzu® GC2014) equipado con una columna Plot-Q, semicapilar de 0,32 mm de diámetro interno y 30 m de longitud, bajo condiciones isotérmicas a 60°C. La muestra fue derivada a un detector de ionización de llama (FID) para la determinación de CH_4 y a un detector de Captura de Electrones (ECD) para la determinación de N_2O . Los dos detectores operaron a 300°C. Las señales fueron identificadas usando el tiempo de retención (1,95 y 2,70 min para CH_4 y N_2O respectivamente) y las áreas integradas con el software Evolution®.

Las concentraciones de CO_2 se determinaron mediante espectrofotometría infrarroja con un equipo Qubit ® operando de acuerdo al esquema de la Figura 5. Para las calibraciones se usaron mezclas estándares Scotty® en concentraciones de 1 a 100 ppm_v de CH_4 y CO_2 ; y de 0 a 1 ppm_v de N_2O ; siguiendo la metodología descrita por [Corredor *et al.*, \(1999\)](#). Las técnicas fueron validadas siguiendo los lineamientos dados por [IDEAM \(1999\)](#), para determinar los parámetros de calidad de los ensayos.



Figura 5. Sistema cromatográfico (Shimadzu®) y de espectrometría infrarroja (Qubit®) usado para la determinación de CH_4 , N_2O y CO_2 .

Determinación del flux

El flux promedio para los gases fue calculado a partir de los datos de concentración de GEI obtenidos de los cuatro intervalos de medición, acorde con la ecuación E2:

$$Flux_{(GEI)} = \frac{\Delta C_{concentración}}{\Delta t_{tiempo}} \cdot V_{Cámara} / A_{área} = \frac{(C_2 - C_1)}{(t_2 - t_1)} \cdot H_a \quad E2$$

Donde:

$Flux_{(GEI)}$: es el flux de CH₄, N₂O o CO₂ en (mg.m⁻².h⁻¹)

$V_{cámara}$ y $A_{área}$: representan el volumen y el área transversal de la cámara en m³ y m² respectivamente.

H_a : es la altura de la cámara sobre la interface aire-agua o aire-sedimento en m.

$\Delta C / \Delta t$: puede ser calculado por regresión lineal como la pendiente de la curva de C_i vs t_i ; en el cual t_i representa el tiempo de toma de muestra (en horas); y C_i la concentración de CH₄, N₂O o CO₂ en mg.m⁻³, medida en el intervalo i con la ecuación E3 (ANEXO 1.).

$$C_{i(mg/m^3)} = C_{Cromatografía(ppmv)} \cdot \frac{PM_{(g/mol)} \cdot P_{(atm)}}{0,082_{(atm \cdot L/mol \cdot K)} \cdot T_{Campo(K)}} \quad E3$$

Donde:

$C_{cromatografía}$: es la concentración en ppm_v (mL.m⁻³) de cada gas, reportada en el análisis cromatográfico.

T_{campo} : es la temperatura en la cámara en el momento del muestreo, en K.

$P_{(atm)}$: es la presión atmosférica, en atm.

PM : es el peso molecular de cada gas, en g.mol⁻¹.

Adicional a la estimación de los flux, se calculó la emisión de todos los gases en términos de CO₂-equivalente (CO₂-eq), multiplicando la cantidad de GEI emitida por su Potencial de Calentamiento Global de acuerdo a lo recomendado por el IPCC (2001) (ecuación E1).

Emisión acumulada anual

Se obtuvo como el producto del flux por el área de control (1 ha), durante un año de acuerdo a la ecuación E4.

$$Emisión_{acumulada(g/ha)} = \sum_{n=1}^{365} (Flux_n + Flux_{n-1}) \times 0,5 \times 10 \times 24 \times (d_n - d_{n-1}) \quad E4$$

Donde $Flux_n$ es el flux instantáneo (de CH₄, N₂O, CO₂ ó CO₂-eq) determinados en el día d_n (en mg.m⁻².h⁻¹). El valor obtenido de emisión acumulada corresponde a una aproximación,

debido a que esta integración se realizó con la información del monitoreo mensual en el cual se midieron los flux únicamente en el periodo diurno.

4.3 CARACTERIZACIÓN DE FACTORES AMBIENTALES

Simultáneamente a la recolección de muestras de gases, se midieron *in situ* en el agua superficial las variables fisicoquímicas: salinidad, pH, potencial redox (Eh) y oxígeno disuelto; mediante sondas portátiles previamente calibradas; y se recolectaron muestras para la determinación de nitratos, nitritos, amonio, fosfatos y clorofila siguiendo las técnicas descritas en la Tabla 4.

Las muestras de agua para análisis en laboratorio se almacenaron en recipientes plásticos, previamente tratados y rotulados para cada tipo de análisis. Todas las muestras se transportaron a la unidad de laboratorios de INVEMAR refrigeradas en neveras de fibra de vidrio, siguiendo todas las recomendaciones del *Standard Methods* (APHA, *et al.*, 2005).

Tabla 4. Parámetros medidos y métodos de análisis en el agua circundante a las estaciones de estudio.

Parámetro	Método de Análisis
Temperatura	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil.
Salinidad	Medición electrométrica acoplado a sonda WTW - 3210 (Standard Methods 2510 -B, APHA, <i>et al.</i> , 2005).
pH	Medición electrométrica con electrodo SenTix ORP combinado a sonda portátil WTW pH-315i (Standard Methods N° 4500-H ⁺ , APHA <i>et al.</i> , 2005).
Oxígeno Disuelto	Medición en campo con electrodo de membrana WTW - OXI 330 (Standard Methods N° 4500-O G, APHA <i>et al.</i> , 2005).
Potencial Rédox	Medición electrométrica con electrodo combinado a sonda portátil WTW pH-315i (Standard Methods N° 2580-B, APHA <i>et al.</i> , 2005).
Nitritos (NO ₂ ⁻)	Método colorimétrico de la sulfanilamida (Stricklan y Parsons, 1972, Garay <i>et al.</i> , 2003).
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Método colorimétrico basado en la reducción con cadmio y reacción por sulfanilamida (Stricklan y Parsons, 1972; Garay <i>et al.</i> , 2003).
Amonio (NH ₄ ⁺)	Método colorimétrico del azul de indofenol (Stricklan y Parsons, 1972; Garay <i>et al.</i> , 2003).
Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	Método colorimétrico del ácido ascórbico (Standard Methods N° 4500-P E, Stricklan y Parsons, 1972, APHA <i>et al.</i> , 2005).
Clorofila <i>a</i>	Método espectrofotométrico (APHA <i>et al.</i> , 2005) datos tomados del proyecto CGSM (Bautista <i>et al.</i> , 2012)

Desde el punto de vista técnico, los controles de calidad del laboratorio incluyeron análisis de blancos de campo, blancos de proceso, curvas de calibración, cálculos de límites de detección, estimación de porcentajes de error y réplicas del 10% de las muestras analizadas.

Caracterización del sedimento

Después de la toma de muestras de gases, en el sedimento superficial se midió humedad, pH, potencial redox, salinidad y conductividad. Para esto, las muestras fueron tomadas con espátulas metálicas o corazonador (dependiendo de la profundidad de inundación), los análisis siguieron las técnicas recomendadas por [Garay et al., \(2003\)](#).

En febrero de 2010 y en marzo de 2012, aproximadamente con dos años de diferencias, se realizó una caracterización físico-química del perfil de sedimentos en las dos estaciones. Para lo cual se tomaron con nucleadores de PVC de 9 cm de diámetro y ~50 cm de largo dos núcleos de sedimento al lado del sitio de instalación de las cámaras.

Uno de los núcleos fue fraccionado en campo entre 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 cm para realizar mediciones *in situ* de temperatura, Eh, salinidad y pH a cada profundidad con equipos portátiles previamente calibrados. El otro núcleo fue transportado en refrigeración hasta el laboratorio, donde se fraccionó y almacenó a -20 °C hasta la realización de los análisis de nitrógeno total, fósforo total, carbono orgánico (COT), humedad, porosidad, densidad aparente y de partícula. Los análisis realizados y los métodos usados se resumen en el Tabla 5.

Carbono almacenado en los sedimentos

Con las concentraciones de COT, se calculó el carbono almacenado en el sedimento de los dos sitios de muestreo (ecuación E5).

$$C_{acumulado_sedimento(t/ha)} = \sum_{n=1}^5 COsed_n \times \rho_{apar.n} \times h_n \times 0,1 \quad E5$$

Donde, el $COsed_n$ es el carbono orgánico en el sedimento para la sección n (en $mg \cdot g^{-1}$), ρ_{apar_n} es la densidad aparente del sedimento en la sección n (en $g \cdot cm^{-3}$), y h_n es la altura de la sección n (en cm).

Tabla 5. Parámetros y métodos de análisis en sedimentos de las cuatro estaciones en estudio.

Parámetro	Método de análisis
pH	Medición electrométrica con sonda portátil WTW pH-315i (dilución de sedimento 1:2) Standard Methods N° 4500-H ⁺ (IGAC, 1990; APHA <i>et al.</i> , 2005).
Temperatura	Medición electrométrica con termocupla acoplada a sonda portátil.
Potencial Rédox (Eh)	Medición electrométrica con electrodo SenTix ORP combinado a sonda portátil WTW pH-315i (Standard Methods N° 4500-H, APHA <i>et al.</i> , 2005).
Nitritos (NO ₂ ⁻)	Extracción con KCL 2N y lectura por el método colorimétrico de la sulfanilamida (Garay <i>et al.</i> , 2003).
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Extracción con KCL 2N y lectura por el método colorimétrico de reducción con cadmio y reacción por sulfanilamida (Garay <i>et al.</i> , 2003).
Amonio (NH ₄ ⁺)	Extracción con KCL 2N y lectura por el método colorimétrico del azul de indofenol (Garay <i>et al.</i> , 2003).
Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	Extracción con CH ₃ COOH y CH ₃ COONa y lectura por el método colorimétrico del ácido ascórbico (Standard Methods N° 4500-P E, APHA <i>et al.</i> , 2005).
Nitrógeno Total (NT)	Método Kjeldahl (IGAC, 1990)
Fósforo Total (FT)	Digestión ácida Bray II (IGAC, 1990)
Carbono orgánico (COT)	Método Walkey Black (IGAC, 1990)
Densidad aparente y de partícula	Método Gravimétrico (López y López, 1978)
Porosidad	Calculada (López y López, 1978)
Humedad	Método Gravimétrico, secado en horno a 104°C

4.3.1 Manejo de la información

Las mediciones mensuales de los flux de GEI fueron clasificadas con relación a la época climática. De acuerdo a [Cadavid et al. \(2011\)](#), en el área de estudio se presentan dos épocas climáticas principales, un período seco el primer semestre del año y uno lluvioso de julio a diciembre, el cual representa el 70% de la precipitación total anual.

Los datos de flux fueron procesados utilizando un análisis de varianza para establecer la existencia de diferencias significativas entre estaciones y la época climática para un valor de significancia de 0,05; y se empleó una prueba de Tukey para determinar dónde se encuentra diferencia. Los datos de CH₄ fueron previamente transformados por raíz cúbica para lograr los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. En el caso del N₂O, CO₂ y CO₂-eq se usó la prueba de Kruskal-Wallis, ya que no fue posible mediante transformaciones aritméticas lograr los supuestos de normalidad requeridos para el ANOVA.

En cuanto al monitoreo 24 h los datos recolectados entre las 8:00 y las 16:00 horas correspondieron al periodo *diurno*, mientras que los medidos entre las 18:00 y 4:00 horas correspondieron al *nocturno*. Los datos de 6:00AM y 18:00PM fueron excluidos del análisis debido a que corresponde a la transición del periodo diurno al nocturno, La información de este monitoreo fue usada para establecer la variabilidad en el sistema de la producción de GEI y su dependencia con el ciclo de *Luz*.

Igualmente, se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson para determinar las relaciones entre las propiedades fisicoquímicas y los flux de GEI. Los valores promedios son presentados con el valor de la desviación estándar como medida de dispersión. Todas estas pruebas estadísticas fueron desarrolladas mediante el software estadístico Infostat®.

5. RESULTADOS Y ANÁLISIS

5.1 FACTORES AMBIENTALES

Los dos sitios de muestreo presentaron características fisicoquímicas diferenciadas. En cuanto a la temperatura, tanto la del agua como la del sedimento fueron estadísticamente diferentes entre las dos estaciones ($p < 0,0008$). Con base en las mediciones diarias, la estación Ahuyama presentó las temperaturas más altas comparada con la estación RIN, esto se debió principalmente a la incidencia directa de la radiación solar ya que esta estación carece de vegetación. En AHU las temperaturas del agua y del sedimento fueron $33,6 \pm 2,2$ y $32,4 \pm 1,9^\circ\text{C}$ respectivamente y en Rinconada $28,7 \pm 0,7$ y $27,9 \pm 1,5^\circ\text{C}$ (Figura 6); Al realizar una comparación entre épocas, las temperaturas en ambas estaciones no mostraron diferencias estadísticas entre la época de lluvias o seca ($p > 0,05$, ver ANEXO 2.).

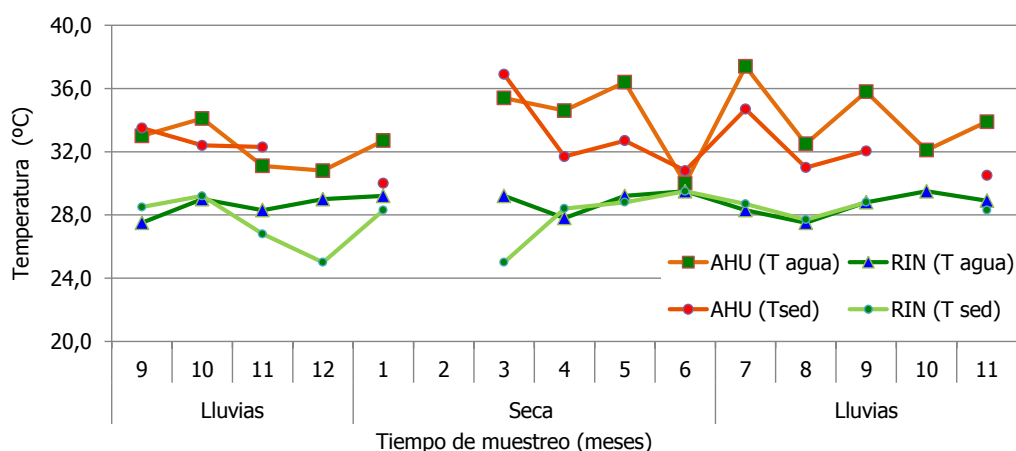


Figura 6. Variación de la temperatura durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

La salinidad medida en ambas estaciones presentó una correlación negativa (Coef. Pearson= -0,48) con el nivel de agua (inundación). Debido a que una mayor inundación representa entrada de agua dulce (lluvias o escorrentía) lo que diluye la concentración de sales en el agua.

Al comparar entre estaciones, RIN mostró una mayor salinidad ($p = 0,036$) que AHU. Esto se puede atribuir a una mayor entrada de agua dulce en la estación de AHU, lo que estuvo en concordancia con la altura de la inundación que también fue mayor. En cuanto a las épocas climáticas tanto el nivel de inundación como la salinidad presentaron diferencias significativas entre ellas, exhibiendo la época seca los valores más altos de salinidad ($2,5 \pm 2,7$ y $8,04 \pm 6,5$ en AHU y RIN respectivamente) y la menor altura de agua (Figura 7).

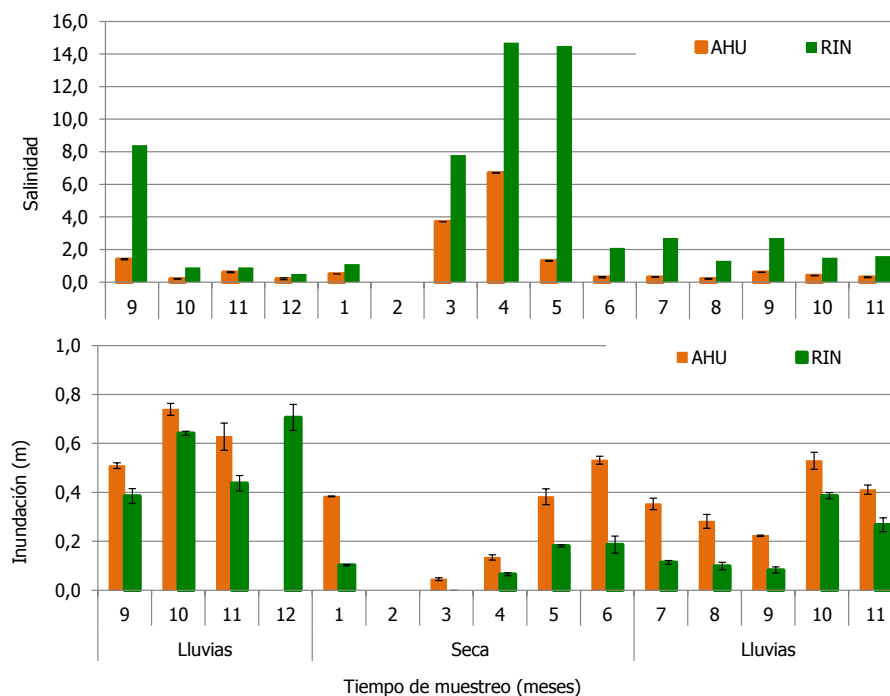


Figura 7. Variación de la salinidad y la inundación durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

El pH del agua fue más alto en Ahuyama ($8,3 \pm 0,9$); mientras que en Rinconada fue menor y ligeramente ácido en algunos muestreos ($7,3 \pm 1,6$ Figura 8); no obstante, en ninguna de las dos estaciones se presentó diferencias significativas entre épocas ($p > 0,584$, ANEXO 2.). Si bien, el pH del agua de mar es básico ($8,0 - 8,5$), los procesos de descomposición de la materia orgánica del sedimento pueden generar su descenso debido a la liberación de CO_2 y otros ácidos orgánicos (Libes, 1992) y por tal razón el pH del sedimento ($7,1 \pm 0,1$ y $6,6 \pm 1,3$ para AHU y RIN respectivamente), fue menor al del agua sobrenadante.

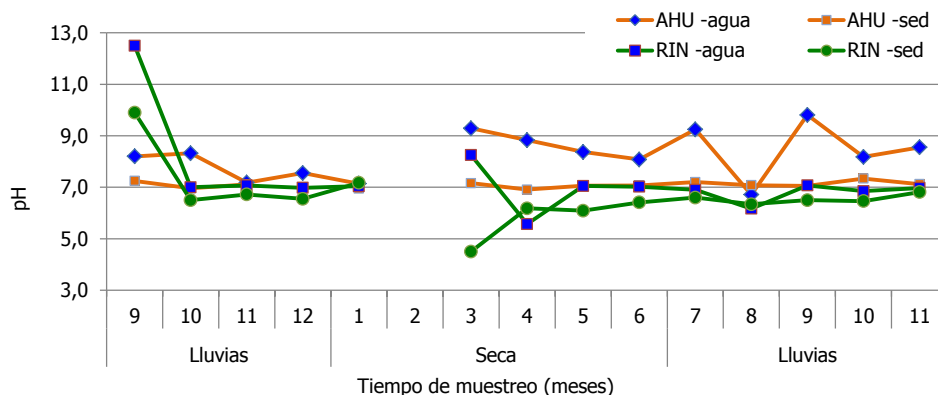


Figura 8. Variación del pH en el agua y el sedimento durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) y el potencial redox en el agua de inundación presentaron una correlación directa (coef Pearson = 0,49). Entre las dos estaciones se presentaron diferencias significativas para las dos variables ($p < 0,037$). En AHU se presentaron los valores más altos de oxígeno ($6,6 \pm 3,2 \text{ mg.L}^{-1}$) y de potencial redox ($59,3 \pm 104,6 \text{ mV}$) mientras que RIN presentó los más bajos $1,6 \pm 3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD y $-91,6 \pm 177,4 \text{ mV}$ de Eh (Figura 9). Entre épocas climáticas no se presentaron diferencias significativas ($p > 0,577$; ANEXO 2.). De acuerdo a *Giani et al. (1996)* los valores de Eh negativos favorecen la metanogénesis.

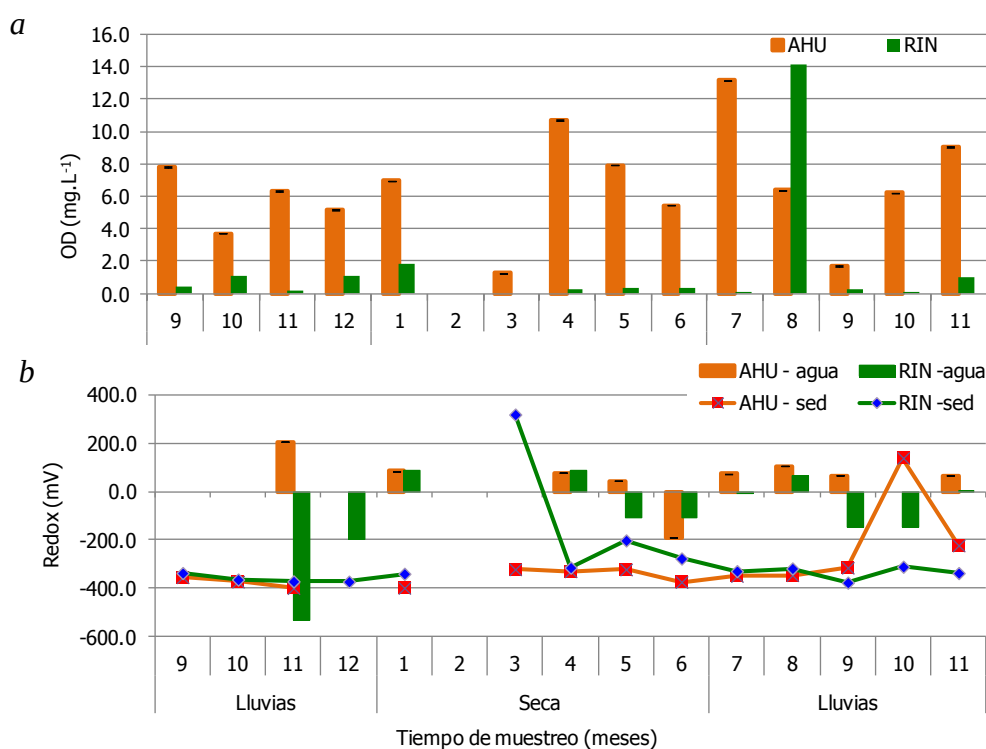


Figura 9. Variación a) del oxígeno disuelto (OD) y b) del potencial redox en el agua y el sedimento durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

Ninguno de los cuatro nutrientes analizados amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^{3-}) presentaron diferencias significativas entre estaciones y épocas. En general, los valores de NH_4^+ ($1,7 - 1302,1 \mu\text{g N. L}^{-1}$) y PO_4^{3-} ($3,4 - 691,9 \mu\text{g P. L}^{-1}$) fueron más altos que los de NO_2^- ($0,6 - 36,6 \mu\text{g N. L}^{-1}$) y NO_3^- ($0,6 - 38,5 \mu\text{g N. L}^{-1}$; Figura 10). El contenido más alto de amonio con respecto a los nitratos indica que se da un proceso continuo de descomposición de la materia orgánica proveniente de la productividad primaria del bosque de manglar. Además, los altos niveles de NH_4^+ son característicos de los ecosistemas de manglar; algunos investigadores sugieren que la detección de bajas tasas de denitrificación en algunos manglares se debe a que existe una fuerte competencia entre

las bacterias y las plantas por el nitrógeno (N) disponible en el ecosistema y que probablemente el NO_3^- es convertido a NH_4^+ para posteriormente ser asimilado por bacterias y plantas, conservando así el N dentro del ecosistema (Rivera-Monroy y Twilley, 1996). Recientemente, la identificación del proceso de anamox (oxidación del NH_4^+ con NO_2^-), en los sedimentos marinos, explican el decaimiento del NO_2^- y del NO_3^- que pudo formarse por nitrificación durante condiciones aeróbicas.

En el caso de la estación AHU donde no hay vegetación, los nutrientes provienen de las lagunas contiguas donde existe manglar y son transportados por acción de las corrientes como lo determinaron Sánchez y Zea (2000); o pueden proceder de las altas tasas de fijación de nitrógeno por las bacterias asociadas a hojas muertas y troncos, tal como lo determinaron Uchino *et al.*, (1984) y Toledo *et al.*, (1995).

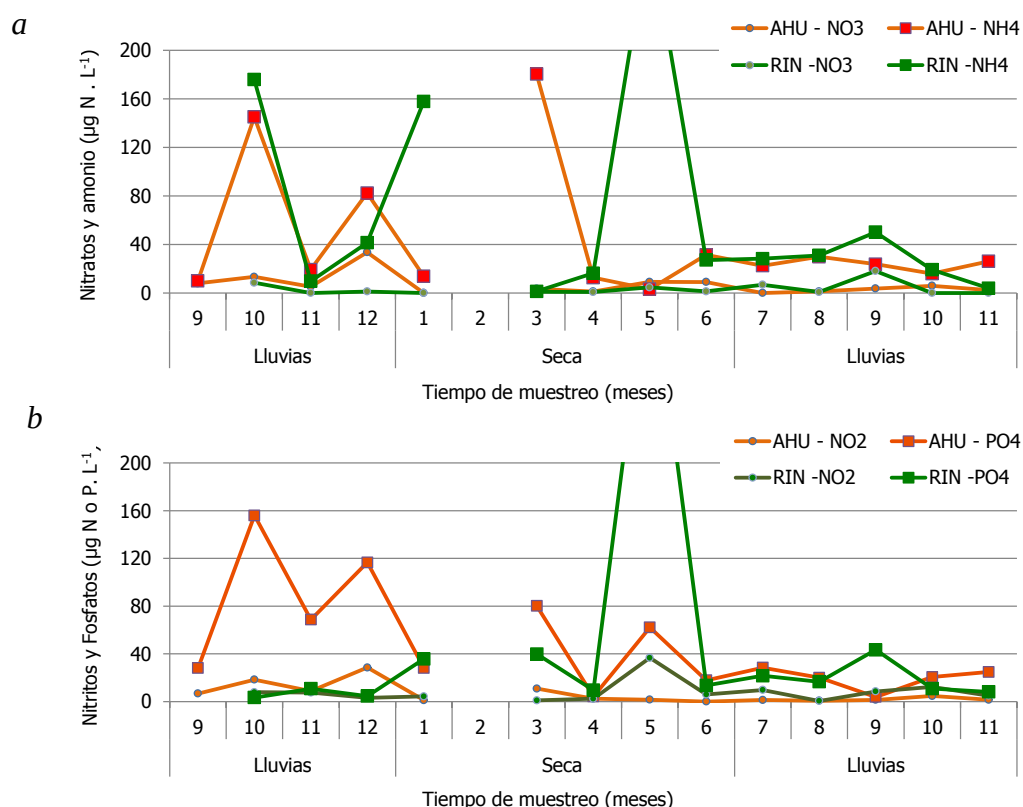


Figura 10. Variación del contenido de nutrientes inorgánicos durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM, a) nitratos y amonio; b) nitritos y fosfatos.

El contenido de clorofila *a* en el agua de inundación no mostró diferencias significativa entre las estaciones monitoreadas ($p=0,480$). En promedio la clorofila *a* fue de $29,3 \pm 50,9 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en AHU y de $16,8 \pm 12,7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ en RIN. Respecto a las épocas climáticas, sólo se

encontró diferencias significativas entre los valores de clorofila *a* medidos para la estación AHU ($p=0,0586$, Figura 11); Las concentraciones más altas se midieron durante el periodo seco ($67,9 \pm 80,6 \mu\text{g.L}^{-1}$) mientras que en el de lluvias fueron de $10,1 \pm 3,7 \mu\text{g.L}^{-1}$. Básicamente, debido a la estimulación del fitoplancton por la mayor intensidad solar que se presenta durante la época seca. Las concentraciones halladas durante este periodo podrían clasificar al sistema en la categoría de eutrófico (clorofila *a* $> 25 \mu\text{g.L}^{-1}$). En esta categoría trófica se espera que el grado de desoxigenación en el hipolimnion sea elevado, generando anoxia en el fondo de la columna de agua y el sedimento durante la noche, cuando se detiene la producción fotosintética (Paerl, 2006).

Por su parte, en Rinconada no se presentó esta diferencia debido a que el sitio de muestreo se encuentra a la sombra de los árboles de mangle, el dosel del bosque actúa permanentemente como sombrilla por lo cual no hay un cambio drástico entre la intensidad lumínica de las dos épocas sobre la superficie del agua y por ende no hay estimulación en la producción de fitoplancton (y clorofila).

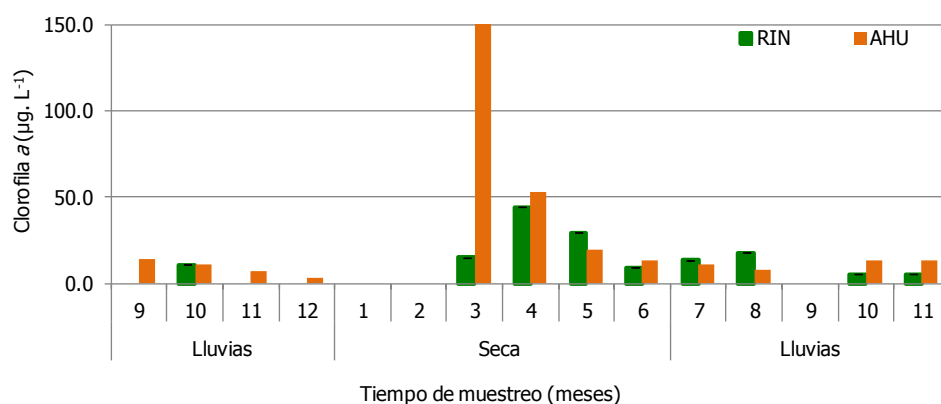


Figura 11. Variación del contenido de clorofila *a* en el agua de inundación durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

5.1.1 Características del sedimento

El pH en el sedimento fue ligeramente ácido en las dos estaciones y no presentó diferencias entre estaciones ni épocas climáticas ($p=0,128$). Como lo muestra la Figura 8 la estación RIN presentó la mayor variación en el pH del sedimento superficial (3,5 – 9,9), lo que estuvo muy relacionado con el cambio del pH del agua sobrenadante. Por ejemplo, el valor de 9,9 en el primer muestreo se debió básicamente al efecto del pH de la capa de agua el cual también fue alto, superior a 12 unidades.

El potencial redox (Eh) no mostró diferencias significativas entre estaciones ($p=0,129$). Generalmente, los sedimentos fueron la mayor parte del año reductores, con $Eh < -200$ mV. Sin embargo, el potencial redox en RIN presentó valores más altos en el periodo seco ($-163,2 \pm 274,0$ mV) que en el de lluvias ($-346,4 \pm 25,2$ mV; $p=0,061$). Tal como lo han mostrado algunos investigadores la altura de la columna de agua puede alterar el Eh del sedimento (Liikanen y Martikainen, 2003; Li *et al.*, 2004). Las lluvias incrementan el nivel del agua, lo que dificulta la difusión del oxígeno hacia el sedimento y por lo tanto se ven favorecidas condiciones reductoras que conllevan a un Eh negativo.

Los resultados de la caracterización de los núcleos de sedimento recolectados a inicios y finales del monitoreo mostraron que la concentración de carbono orgánico total (COT) presentó una tendencia de aumento de 2010 a 2012 en RIN (Figura 12). Esta situación evidencia las bajas velocidades de descomposición de la materia orgánica debido a las condiciones anaeróbicas (Reddy *et al.*, 2000) en los sedimentos de manglar con respecto a otros ecosistemas (Raigh y Tufekeiogh, 2000). Las concentraciones más altas de COT se registraron en la estación AHU a lo largo de todo el perfil, con máximos en la profundidad intermedia $230,0$ mg.g^{-1} en 2010 y $234,1$ mg.g^{-1} en 2012, mientras que las menores se determinaron en RIN ($29,0$ y $60,7$ mg.g^{-1}), con mínimos en las fracciones más profundas. Las concentraciones de COT encontradas en este estudio, fueron similares a las reportadas por Moreno *et al.* (2002) en suelos orgánicos con vegetación de manglar.

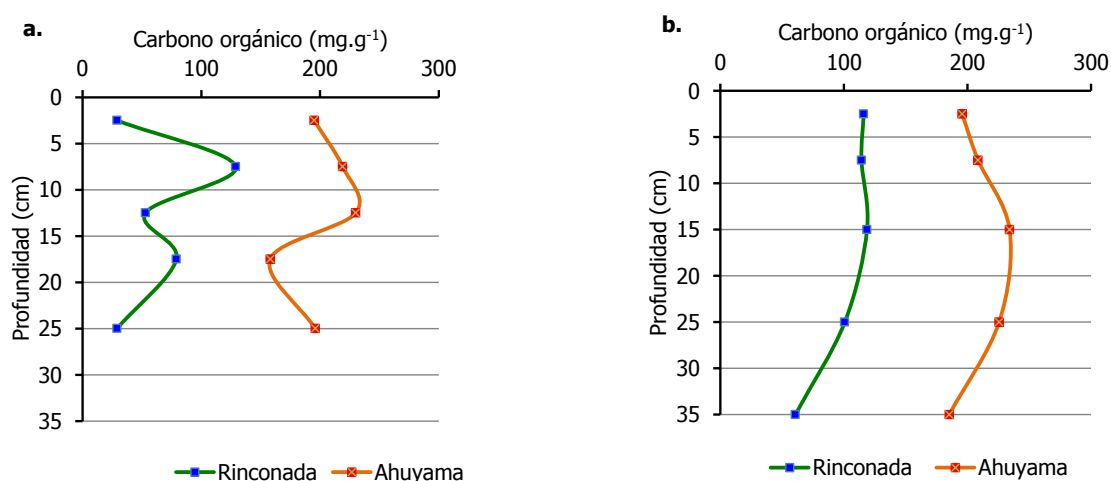


Figura 12. Carbono orgánico total (COT) en diferentes profundidades de los sedimentos en: a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.

El contenido de nitrógeno total (NT) en las dos estaciones para el 2012 fue superior al medido en 2010. En ambas estaciones se presentó una tendencia de disminución a lo largo

del perfil sedimentario (Figura 13). La mayor disponibilidad de carbono en el sedimento, tal como se registró en el período estudiado, limita la intensidad de la nitrificación, hecho que trae como consecuencia una baja tasa de degradación del nitrógeno, favoreciendo su acumulación (Chiu *et al.*, 2004).

Las altas concentraciones de NT registradas en el perfil de sedimentos de AHU (en promedio $21,8 \pm 2,9 \text{ mg.g}^{-1}$), estuvieron asociadas al grado de deterioro más alto que presenta esta estación, debido a que en ella se da la mayor acumulación de madera muerta, lo cual hace que los sedimentos se tornen anóxicos y disminuya la intensidad en los procesos de degradación de la materia acumulada (Fuentes, 2000).

La razón C:N no presentó diferencias significativas entre las dos estación, variando entre 11,3 y 26,2 en RIN y 10,1 y 23,3 en AHU. De acuerdo a Kristensen *et al.*, (2008) la mayoría de los sedimentos de manglares muestran relación C:N > 10, lo que indica que están compuestos principalmente de material autóctono.

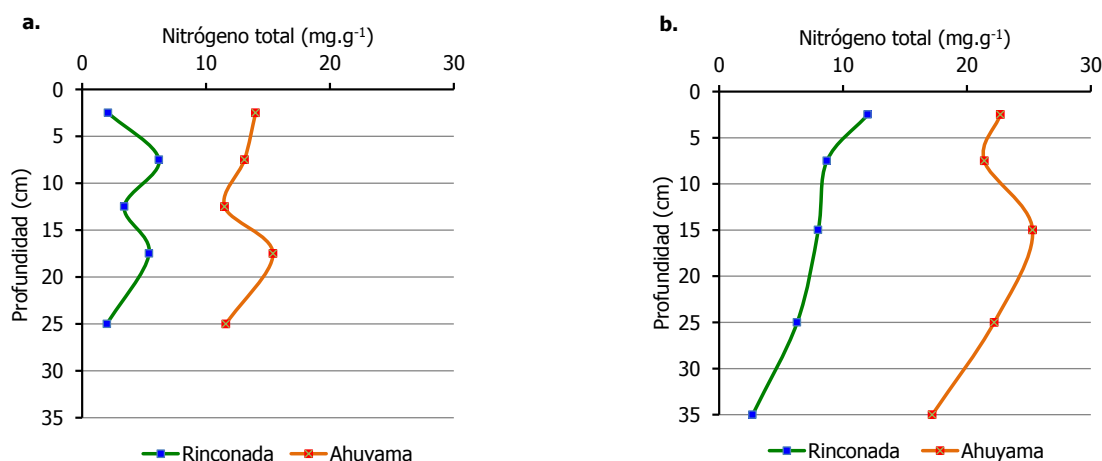


Figura 13. Nitrógeno total en diferentes profundidades de los sedimentos en: a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.

El contenido de fósforo total (FT) en el sedimento se ve afectado por la penetración de oxígeno. Por debajo de la zona óxica la descomposición de la materia orgánica ocurre por medio de procesos anaeróbicos, razón por la cual las concentraciones de fósforo total son menores en los sedimentos más profundos y más anóxicos (Koch, *et al.*, 2001). Sin embargo, las concentraciones no muestran una tendencia definida en el perfil. La concentración más alta de FT fue medida en AHU en 2010 (40 mg.g^{-1}), y la menor se registró en RIN en el 2012 ($0,1 \text{ mg.g}^{-1}$ en 2012; Figura 14).

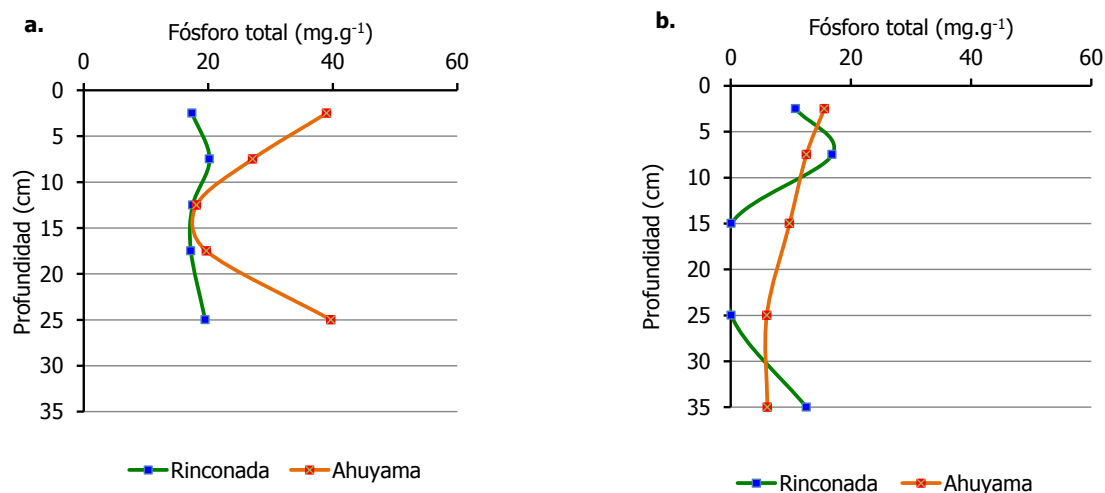


Figura 14. Fósforo total en diferentes profundidades de los sedimentos en a) febrero de 2010 y b) marzo de 2012.

Las características físicas de los sedimentos como la densidad aparente y la densidad de partícula no presentaron variaciones superiores al 22% durante el estudio. La densidad aparente es una propiedad sensible al contenido de materia orgánica ya que tienen en cuenta el volumen de partículas y el volumen vacío de los poros, razón por la cual fue ligeramente menor en AHU mostrando diferencias significativas entre estaciones. En RIN las densidades fueron $0,71 \pm 0,10$ y $0,78 \pm 0,10$ g.cm⁻³ en los dos muestreos y en AHU de $0,76 \pm 0,08$ y $0,60 \pm 0,05$ g.cm⁻³.

Las densidades de partícula estuvieron entre $1,83 \pm 0,38$ g.cm⁻³ y $3,08 \pm 0,48$ g.cm⁻³, siendo menor en la estación de Ahuyama a lo largo de todo el perfil, debido al mayor contenido de materia orgánica. En RIN la densidad fue mayor posiblemente por la cercanía al Caño Clarín lo cual facilita la introducción de material de origen inorgánico que es transportado por el canal hacia la Ciénaga y cuya densidad es mayor que el de la materia orgánica. La densidad de partícula de la materia orgánica es en promedio $1,25$ g.cm⁻³, más baja que la de los sedimentos inorgánicos (promedio $2,65$ g.cm⁻³; Avnimelech *et al.*, 2001).

5.1.2 Carbono almacenado en el sedimento

Rinconada presentó un contenido de C con una variación entre $128,7 - 252,2$ t.ha⁻¹, mientras que la estación AHU presentó un contenido ~2,2 veces mayor. El contenido más alto en esta estación es consecuencia de la biomasa del bosque muerto que se está

mineralizando en el sedimento (Tabla 6), es decir, todo el C que estaba como biomasa en pie, al morir el bosque pasó al sedimento.

Con relación a la magnitud, los valores de stock de C medidos en los dos sitios estuvieron en el mismo orden que los registrados por [Livesley y Andrusiak \(2012\)](#) en marismas y manglares en la Bahía de Westernport, (Australia) de $168,7 \pm 13,0$ y $144,8 \pm 14,2$ t.ha⁻¹ respectivamente; incluso los valores de la CGSM pueden ser mayores ya que la evaluación sólo se realizó hasta ~40 cm de profundidad debido a la imposibilidad de obtener núcleos más profundos.

Al calcular el cambio en el stock de C entre el 2010 y 2012 se evidencia uno de los principales resultados de esta investigación, las mediciones demuestran que el ecosistema en mejor estado de conservación (RIN) acumula más C en el sedimento, en el orden de 60 toneladas por año, que el ecosistema degradado (AHU) en el cual por el contrario se manifiesta una pérdida en el stock de ~ 3 t.ha⁻¹.a⁻¹.

Tabla 6. Carbono (C) almacenado en los sedimentos de la CGSM.

Estación	Fecha	CO (C mg.g ⁻¹)	ρ_{aparente} (g.cm ⁻³)	C _{almacenado} (t.ha ⁻¹)	$\Delta C_{\text{almacenado}}$ (t.ha ⁻¹ en un año)
RIN	23-02-2010 (día 0)	63,8 ± 41,9	0,77 ± 0,15	128,7	60,1
	13-3-2012 (día 740)	102,1 ± 24,1	0,78 ± 0,10	252,2	
AHU	23-02-2010 (día 0)	199,6 ± 27,7	0,65 ± 0,05	389,7	-2,9
	18-4-2012 (día 775)	209,8 ± 20,3	0,57 ± 0,09	383,4	

5.2 VARIACIÓN ANUAL DE LAS EMISIONES DE GEI

5.2.1 Metano (CH₄)

En términos generales los sedimentos de ambas estaciones se comportaron gran parte del año como emisores de CH₄. Los flux promedio de la estación RIN ($219,6 \pm 315,8$ mg.m⁻².h⁻¹) fueron más altos que los observados en la estación AHU ($58,24 \pm 154,7$ mg.m⁻².h⁻¹). Como se observa en la Figura 15 la variabilidad en el flux de CH₄ fue alta, sin embargo, se registraron mayores emisiones en los primeros meses y al final del monitoreo, correspondientes a los meses más lluviosos.

Estadísticamente, sólo la estación RIN presentó diferencias significativas entre las épocas climáticas ($p < 0,01$). Así, durante la época seca, se obtuvieron emisiones de CH₄ promedio

de $48,9 \pm 87,69 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ mientras que en la época de lluvias incrementaron a $317,1 \pm 356,6 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

La magnitud de la emisión de CH_4 en la estación AHU fue aproximadamente 4 veces menor a la observada en RIN. Considerando, que AHU es la estación más intervenida, esta es una prueba de que en este sector el manglar ha perdido su funcionalidad. La cobertura del bosque desapareció, por lo cual no existe una entrada importante de materia orgánica al sistema (no hay vegetación que esté produciendo nueva biomasa), y puede ser una de las razones para que las emisiones de CH_4 sean bajas en comparación con Rinconada.

Comparando las emisiones por estación, se encontraron diferencias significativas dependiendo de la época climática. Durante las lluvias AHU presentó el flux promedio más bajo ($25,0 \pm 46,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) con respecto a RIN ($317,1 \pm 356,6 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), mientras que en la época seca, AHU presentó un flux mayor de $104,8 \pm 228,6 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ contra $48,9 \pm 87,7 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ de RIN.

Esto se debió a que durante la época de lluvias las dos estaciones permanecieron inundadas y RIN emitió más CH_4 debido a las consideraciones antes expuestas; sin embargo, durante la época seca AHU aún permaneció inundada, mientras que en RIN la columna de agua desapareció casi por completo ($<10 \text{ cm}$; Figura 15 y Figura 7b), lo que facilitó la oxigenación del sedimento, cambios en el potencial redox y reducción en los procesos metanogénicos tal como lo identificaron (Li *et al.*, 2004); además, el análisis de correlación mostró que la emisión de CH_4 se favoreció con los descensos en el potencial redox, (cof. Pearson = -0,78).

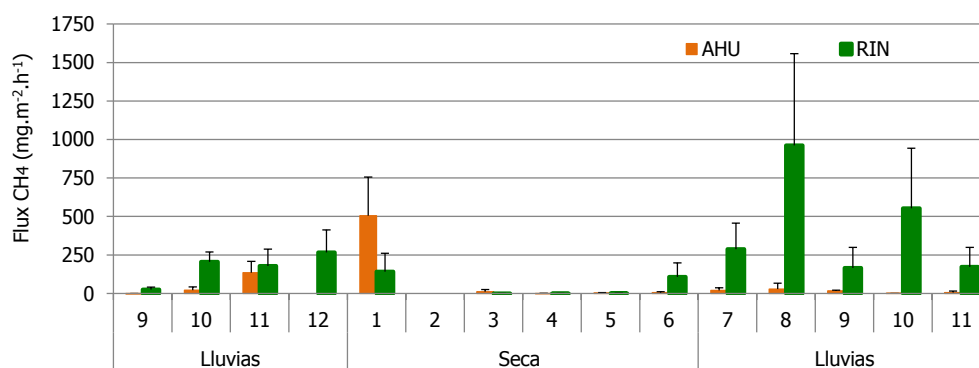


Figura 15. Emisión de CH_4 durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

Aunque los sedimentos de AHU tiene el contenido más alto de carbono y sus condiciones fueron casi siempre reductoras ($E_h < 0\text{mV}$), la materia orgánica en este sedimento (perteneciente al bosque muerto), lleva más de tres décadas en proceso de descomposición, por lo cual cada vez es más recalcitrante o menos disponible para la biodegradación. Como lo mostraron [Nguyen *et al.* \(2010\)](#), los sedimentos ricos en materia orgánica lábil (fácilmente soluble) tienden a tener una producción de CH_4 superior a los sustratos refractarios orgánicos. Adicionalmente, gran parte de la producción de biomasa en RIN es en forma de hojarasca ([Alongi, 2002](#)), la cual se descompone más fácil que la madera del bosque muerto. Autores como [Fernando y Bandeira \(2009\)](#); [Barroso-Matos *et al.*, \(2012\)](#) afirman que durante los primeros días de degradación, se puede liberar por lixiviación entre el 13 y 40 % del material original; como consecuencia de la liberación casi inmediata del material orgánico soluble, principalmente azúcares, ácidos orgánicos, proteínas y fenoles ([Davis *et al.*, 2003](#); [Kristensen *et al.*, 2008](#)).

En un estudio similar, [Marinho *et al.* \(2012\)](#) compararon la emisión de tres sitios ubicados desde el manglar hasta una zona desprovista de vegetación, encontraron que las mayores emisiones estaba asociados al ecotono de manglar a pesar de que las relaciones C:N en los tres sitios eran similares por lo que las concentraciones de CH_4 debían ser una a función de la materia orgánica disponible.

Uno de los resultados más relevantes fue determinar que los flux de CH_4 medidos se encuentran entre los más altos registrados en la literatura para manglares, están en el mismo orden a las reportadas en la laguna costera de Nakaumi- Japón por [Hirota *et al.* \(2007\)](#) (Tabla 7); y de acuerdo a dicho estudio, las emisiones más altas se obtuvieron en las marismas donde hay mayor productividad y están influenciadas por el nivel de inundación y una baja salinidad ($2,2 \pm 0,5$).

Los estudios de [Yi-Lu *et al.* \(1999\)](#); [Purvaja y Ramesh, \(2001\)](#) e [Hirota *et al.* \(2007\)](#), indican que en los sedimentos de agua dulce, la concentración de sulfato y nitrato es baja, por lo que la metanogénesis es dominante y responsable de la mineralización del carbono orgánico. Además, que la salinidad y los sulfatos tienen un efecto negativo sobre la producción de metano ([Yi-Lu *et al.*, 1999](#)). En este sentido, en el período de muestreo, la CGSM se caracterizó por tener la salinidad más baja de los últimos 10 años (máximo 15) como consecuencia de las altas precipitaciones por el fuerte fenómeno de la Niña ([Bautista *et al.*, 2012](#)); y este puede ser el motivo por el cual los flux detectados incrementaron hasta 14 veces con relación a los medidos en el 2005 ([Betancourt-Portela *et al.*, 2013](#)). Los dos muestreos fueron realizados en años con características climatológicas contrarias, este estudio se llevó a cabo durante un periodo de Niña, mientras que el 2005 se caracterizó por un Niño intenso, con bajas precipitaciones como lo muestra la Figura 16. Lo cual indica

que uno de los principales factores que maneja la emisión de CH₄ en la CGSM es la entrada de agua dulce.

Tabla 7. Comparación de las emisiones de CH₄, N₂O y CO₂ registradas en el ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta con otros sistemas.

Sitio /Manglar	Flux de CH ₄ mg.m ⁻² h ⁻¹	Flux de N ₂ O mg.m ⁻² h ⁻¹	Flux de CO ₂ mg.m ⁻² h ⁻¹	Referencia
Manglares de la Laguna Joyuda (Puerto Rico)		3,08 – 6,60		Lugo y Musa (1993)
Laguna costera Vembanad - India	2,54 – 210,59			Vermaet <i>et al.</i> , (2002)
Manglares de Sundarbans:				Mukhopadhyay. <i>et al.</i> , (2002)
Sagar Island	-20,99 – 31,97		-15084 – 21024	
Lothian	-16,31 – 16,06		-17856 - 122400	
Sur de la India:				Purvaja y Ramesh (2001)
Pichavarm.	5,56 – 10,06			
Estuario de Adyar (aguas residuales)	10,98 – 17,13			
Quebrada Ennore	2,67 – 7,98			
Manglares en Queensland (Australia),	0,02 -0,35	-0,002 – 0,014		Kreuzwieser <i>et al.</i> (2003)
Estuario del río Jiulongjiang. China (en <i>Kandelia candel</i>)	0,003 -0,044	0,002 – 0,178	31,24 – 73,48	Alongi <i>et al.</i> , (2005)
Laguna costera: Lago Nakaumi, Japón	0,010 – 245,0	-0,030 – 0,060	-328,68 – 725,12	Hirota <i>et al.</i> (2007)
Manglares en Hong Kong	0,19 – 80,70	0,006 - 1,05	30,36 - 904,64	Chen <i>et al</i> (2010)
Laguna anaerobia (PTAR)*	2114,2 ± 1393,7	212,9 ± 434,6	6604 ± 2473	Lasso y Silva, (2010)
Laguna Facultativa	225,8 ± 137,9	62,1 ± 247,1	155 ± 1432	
CGSM en el 2005	nd – 31,57	0,035 – 1,18		Betancourt-Portela <i>et al.</i> , (2013)
CGSM: AHU	58,24 ±154,7	-0,03 ±0,28	129,8 ±465,6	Presente estudio
RIN	219,5 ± 315,8	0,17 ±0,45	117,9 ± 594	

*PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales.

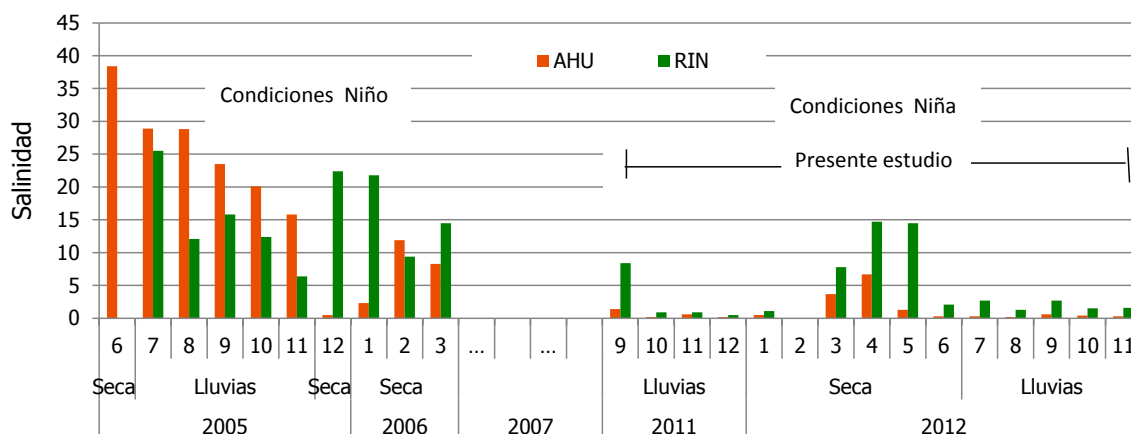


Figura 16. Salinidad en las estaciones de muestreo durante el monitoreo del 2005 y del 2011. Adaptado de Betancourt-Portela *et al.* (2013).

Otra razón puede ser la alta productividad primaria de la CGSM, ya que la magnitud de los flux se asemeja a los registros en lagunas usadas para el tratamiento de aguas residuales, que se caracterizan por tener una alta carga orgánica (Tabla 7). Como se indicó anteriormente, el ecosistema durante algunos meses puede considerarse eutroficado debido a los altos niveles de clorofila y nutrientes en el agua, conduciendo a niveles de anoxia en el fondo de la columna de agua y el sedimento lo que estimula la producción de CH_4 .

1.1.1 Óxido nitroso (N_2O)

De los tres gases monitoreados, el N_2O fue el de menor emisión, sin embargo, su importancia radica en que posee el mayor potencial de calentamiento global (296 veces con respecto al CO_2). Los flux más altos de N_2O se obtuvieron en la estación RIN ($0,17 \pm 0,45 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) con relación a AHU ($-0,03 \pm 0,28 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$); los sedimentos en las dos estaciones se comportaron en algunos muestreos como sumideros y otros como emisores de N_2O . Igualmente, la variabilidad del flux de N_2O fue alta (Figura 17), sin embargo, se observó una mayor amplitud en los rangos en los meses intermedios del monitoreo, que correspondieron a los meses más secos.

Los flux de N_2O estuvieron entre los rangos registrados en la literatura para manglares tropicales y subtropicales. Fueron inferiores a los registros de Lugo y Musa (1993) en manglares de Puerto Rico ($3,08 - 6,60 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), y del mismo orden a los registrados en algunos manglares subtropicales de China (Alongi *et al.*, 2005), Japón (Hirota *et al.* 2007) y Hong Kong (Chen *et al.*, 2010; Tabla 7)

Sólo en RIN se presentaron diferencias significativas entre épocas climáticas, siendo la época seca en la cual se emite más N_2O ($0,50 \pm 0,56 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$), mientras que en la de lluvias el sedimento se comportó en promedio como sumidero ($-0,02 \pm 0,23 \text{ mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Igualmente, para las épocas, en seca la estación RIN difiere de AHU ($p < 0,05$) al presentar la mayor emisión; mientras que en lluvias los flux no difieren entre estaciones ($p = 0,606$; ANEXO 2.).

Lo anterior pudo obedecer al cambio en la altura de inundación, durante la época climática seca el descenso en el nivel de agua incrementa el volumen del sedimento aireado y pude incrementar la proporción de N_2O producida por nitrificación y denitrificación (Yang *et al.*, 2013), o en suelos deficientes de nitrato, como es el caso de la CGSM, la emisión de N_2O incrementa cuando el nivel de agua es bajo como un resultado del incremento de la nitrificación del amonio (Dinsmore *et al.*, 2009); y como se indicó anteriormente, durante la época seca en RIN el nivel de agua desapareció a diferencia de AHU que aún permaneció inundada, lo que facilitó más oxigenación del sedimento en RIN.

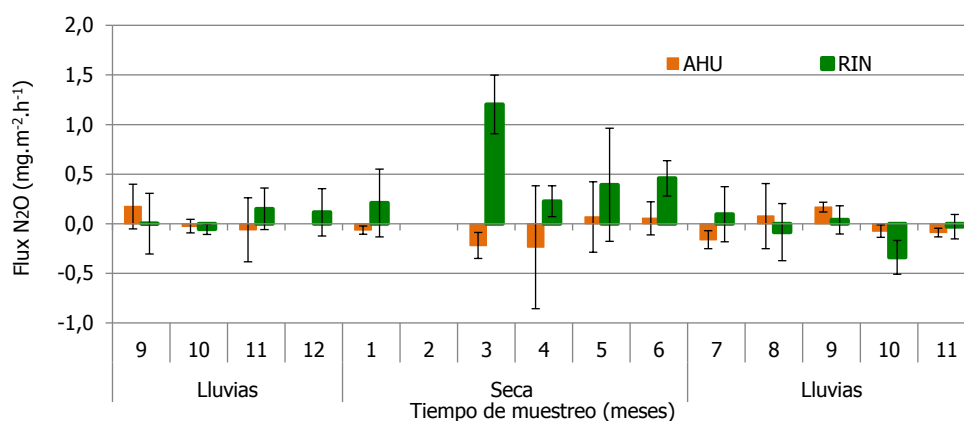


Figura 17. Flux de N_2O durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

En este estudio se encontró que el flux de N_2O se favorece por el descenso de las concentraciones de NH_4^+ (Tabla 8); Wilde y Bie, (2000) detectaron que la cantidad total de N_2O en el estuario de Schelde (Europa) parece estar controlada por la concentración de NH_4^+ del agua que entra al estuario, sin embargo, Punshon y Moore (2004) determinaron todo lo contrario en un estuario eutroficado de Canadá. En el caso de la Ciénaga el alto contenido de NH_4^+ con relación a los NO_3^- favorece la producción de N_2O por nitrificación.

Tabla 8. Coeficientes de correlación de Pearson entre los flux y las características fisicoquímicas del medio (en negrilla aquellas que son altamente significativas).

Factor ambiental	Flux de CH ₄	Flux de N ₂ O	Flux de CO ₂	Flux de CO ₂ -eq
F N ₂ O	0,49			
F CO ₂	-0,86	-0,31		
F CO ₂ -eq	0,83	0,52	-0,47	
Temperatura del agua	0,40	0,49	0,23	0,39
Salinidad	-0,28	0,31	0,21	-0,3
pH del agua	0,33	-0,33	-0,22	0,4
Oxígeno disuelto	0,13	0,04	0,59	0,08
Eh del agua	-0,78	-0,31	0,80	-0,55
Nitritos del agua	-0,18	-0,37	0,05	-0,22
Nitratos del agua	-0,12	0,24	0,19	0,08
Amonio del agua	-0,27	-0,54	0,09	-0,35
Fosfatos del agua	-0,21	-0,44	0,09	-0,27
Temperatura del sedimento	-0,01	0,29	0,03	0,02
pH del sedimento	0,09	-0,11	-0,24	-0,03
Eh del sedimento	0,14	0,13	0,27	0,14
Humedad	-0,56	-0,34	0,42	-0,62

Por otro lado, la literatura indica que la emisión de N₂O, se ve afectada con el cambio de Eh ya que la nitrificación ocurre a valores superiores a 200 mV razón por la cual el N₂O es producido principalmente por nitrificación en los primeros 10 cm del sedimento ([Bauza et al., 2002](#)); sin embargo, no se encontró correlación con el Eh del sedimento (Tabla 8), posiblemente porque encima del sedimento (que es reductor, Eh<0, todo el tiempo), se encuentra la columna de agua que cambia entre muestreos de ser un medio reductor a oxidativo.

5.2.2 Dióxido de carbono (CO₂)

La magnitud de los flux de CO₂ es similar a la del CH₄, sin embargo, los sedimentos de los dos sectores se comportaron durante unos muestreos como emisores y en otros como sumideros de CO₂, a diferencia de lo hallado con el CH₄, para el cual todas las estaciones fueron emisoras.

Los flux promedios de CO₂ en AHU y RIN estuvieron entre -295 y 1839,3; y -1683,9 y 2005,2 mg.m⁻².h⁻¹ respectivamente. Estos valores se hallaron entre los rangos registrados en manglares de otras localidades del mundo, fueron inferiores a los registros de

Mukhopadhyay *et al.*, (2002) en los Sundarbans y del mismo orden a los registrados en manglares subtropicales de Hong Kong (Chen *et al.*, 2010), Japón (Hirota *et al.* 2007; Tabla 7).

En términos generales, las estaciones no mostraron diferencias estadísticas entre ellas (AHU $\approx$ RIN, $p > 0,187$). Tampoco se hallaron diferencias entre los flux medidos entre épocas para cada estación, no obstante, como se observa en la Figura 18, se presentó una mayor amplitud en los rangos en los meses más lluviosos.

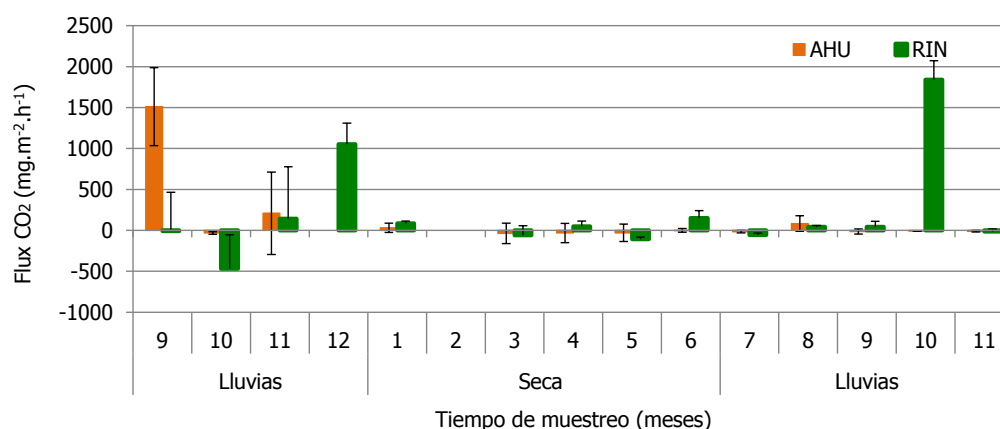


Figura 18. Flux de CO₂ durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

El análisis de correlación mostró que el flux de CO₂ se favorece por el aumento en el oxígeno disuelto y el aumento del potencial redox ($Eh > 0$, medio oxidante, Tabla 8); que cambian con el nivel de inundación. Debido a que las tasas de emisión de CO₂ tienden a ser más altas cuando los suelos están expuestos a la atmósfera que cuando están inundados (Alongi, 2009). Esto refleja el hecho de que la difusión molecular es más rápida en el aire que en el agua; y que durante la exposición al aire aumenta la superficie para respiración aeróbica favoreciendo la oxidación química (Yang *et al.*, 2013).

Durante el estudio fueron sorprendentes los altos niveles de oxígeno disuelto y pH que se registraron especialmente en AHU, algunos superiores a 10; de acuerdo a la literatura estos valores altos son característicos de sistemas con una alto crecimiento de fitoplancton (productores primarios). Pudiendo semejar las Ciénagas estudiadas, a las lagunas facultativas usadas para el tratamiento de aguas residuales debido a su alta productividad de materia orgánica. La utilización intensa de CO₂ por algas, cambia el equilibrio CO₂/carbonato, creando condiciones favorables para la eliminación de amoníaco a través de la volatilización (Kiely, 1999); y sobresaturando el medio con oxígeno lo cual favorece a los procesos aerobios (nitrificación, oxidación aeróbica).

Las emisiones de CO₂ también se correlacionaron negativamente con los de CH₄ (Tabla 8) como era de esperarse, debido a los procesos que dan origen a dichos gases; el primero es aerobio y el segundo anaerobio básicamente (Mukhopadhyay *et al.*, 2002; Borges *et al.*, 2003).

5.2.3 Emisión total como CO₂ equivalente (CO₂-eq)

En términos generales los flux más bajos se obtuvieron en Ahuyama ($1432,0 \pm 3552,8$ mg.m⁻².h⁻¹); los sedimentos en los dos sectores se comportaron gran parte del año como emisores netos de CO₂-eq, siendo mayor en la estación Rinconada ($5203,3 \pm 7314,4$ mg.m⁻².h⁻¹) como se observa en la Figura 19.

Estadísticamente, sólo la estación RIN presentó diferencias significativas entre las épocas (P<0,001; ANEXO 2). Las emisiones de RIN en época seca fueron menores, con un promedio de $1277,2 \pm 2000,2$ mg.m⁻².h⁻¹ y se incrementaron en la época de lluvias 5,8 veces. Para AHU la variación en las dos épocas fue alta, durante las lluvias presentó un promedio de $758,5 \pm 1094,0$ mg.m⁻².h⁻¹, y en la época seca de $2374,8 \pm 5283,8$ mg.m⁻².h⁻¹.

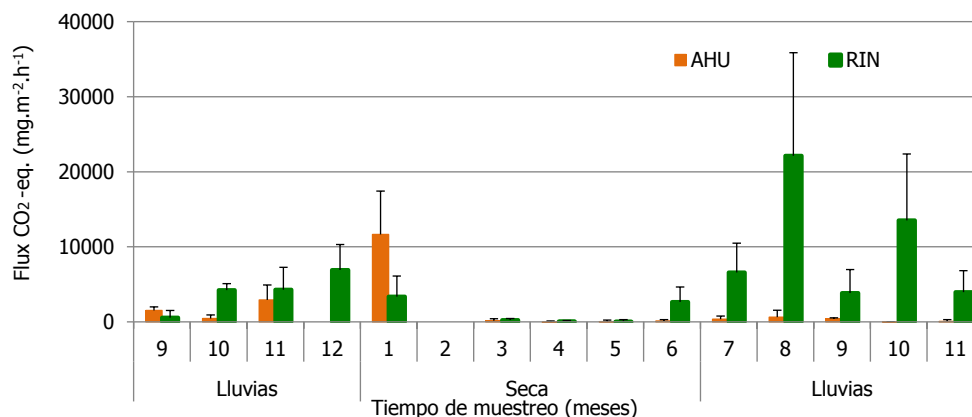


Figura 19. Flux de CO₂-eq durante un ciclo anual en las estaciones de monitoreo de la CGSM.

5.2.4 Emisión acumulada anual de GEI

Como se indicó anteriormente las emisiones de CH₄ se encuentran entre las más altas, comparables a las registradas en lagunas facultativas para el tratamiento de aguas residuales, esto obviamente hace que la emisión acumulada anual (ecuación E4) también sea alta. La estación RIN fue la de mayor emisión de CH₄ en el orden de ~20 t, y AHU la

de menor emisión $7,8 \pm 3,0 \text{ t.ha}^{-1}$. La emisión más alta de N_2O está en el orden de los $20 \text{ kg N}_2\text{O.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ para RIN razón por la cual en la escala de la Figura 20 es imperceptible. No obstante, hay que tener presente que el análisis del monitoreo de 24h conducen a suponer que existe una sobrestimación de la emisión acumulada de CH_4 , al calcularlo con base en los resultados del monitoreo mensual que se llevó a cabo durante las horas de mayor radiación solar.

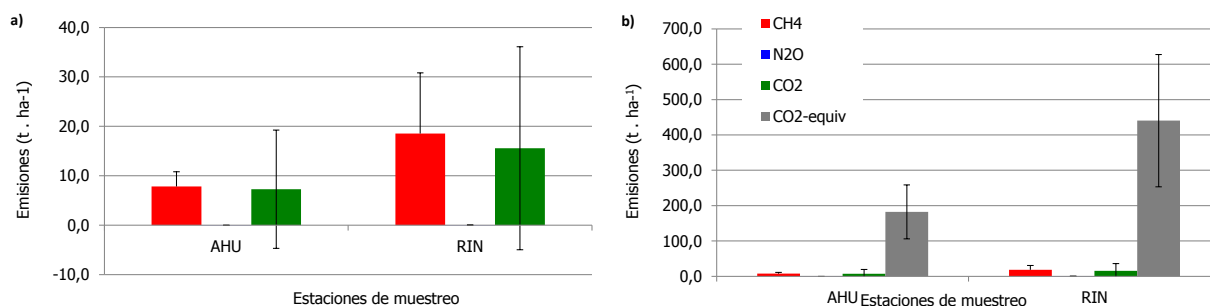


Figura 20. a) Emisión acumulada anual de CH_4 , N_2O y CO_2 ; y b) Emisión acumulada anual de CO_2 -equiv. por estación (las emisiones están reportadas como toneladas del gas por hectárea en un año).

Con relación a la emisión combinada de los tres gases, la emisión de CH_4 constituye más del 95% de la emisión de CO_2 -eq, el porcentaje de CO_2 en la emisión global no sobrepasa el 4% y la de N_2O el 1,5% (Figura 20). Los sedimentos del sitio más intervenido (AHU) fueron los de menor emisión ($182,4 \pm 76,2 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$), mientras que en RIN la emisión fue aproximadamente el doble ($440,4 \pm 76,2 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$).

Los valores registrados por Betancourt-Portela *et al.*, (2013) fueron más bajos que los hallados en este estudio, en el 2005 las emisiones estuvieron entre $10,5 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ como CO_2 -eq en RIN, y $10,2 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ en el Caño Dragado (cerca de AHU); si bien, los valores del 2005 pudieron ser más altos porque no se midió la emisión de CO_2 , los registros del 2012 están en un orden de magnitud de 20 veces más altos.

5.2.5 Análisis multivariado

Al realizar el análisis de componentes principales se encontró, que las observaciones se agruparon en dos grupos bien definidos, un grupo compuesto por todas las mediciones realizadas en AHU (en letras negras en la Figura 21) y el otro grupo correspondió a las mediciones de RIN (letras verdes), hay una medición de Rinconada por fuera de la agrupación general y corresponde a la medición hecha en épocas seca en el mes de mayo básicamente por las concentraciones altas de nutrientes registradas en ese día (fosfatos y

amonio). Las dos componentes principales explican más del 68% de la variabilidad (ANEXO 2), por lo cual se consideran que representan confiablemente las variaciones.

El análisis ratifica que existe una diferencia en la capacidad de los sedimentos para emitir GEI entre las dos estaciones durante el año, y que en el caso de Ahuyama obedecen esencialmente a las condiciones del agua como a la altura de la inundación, la temperatura del agua, el pH, el oxígeno disuelto y el Eh del agua sobrenadante. Con relación a las condiciones del sedimento, únicamente la medición realizada en época seca en RIN parece relacionarse con el Eh del sedimento.

Como lo han reportado algunos investigadores, la temperatura es uno de los factores que más afecta a las emisiones de GEI e impulsan variaciones estacionales en los flux de gases en zonas subtropicales (Ferrón *et al.*, 2007; Chen *et al.*, 2012); aunque esta situación puede ser diferente en regiones tropicales donde la diferencia de temperatura entre épocas es insuficiente para impulsar la variación estacional de la tasa de respiración del suelo, relacionándose esta más estrechamente con otros factores como la humedad del suelo (Poungparn *et al.*, 2009).

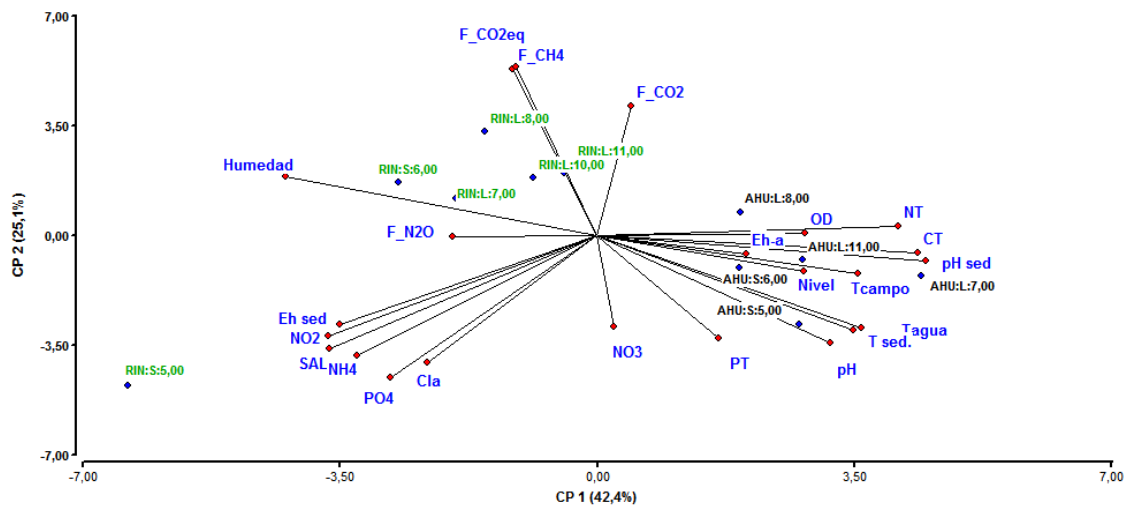


Figura 21. Análisis de componentes principales.

Con respecto a la temperatura hallamos una correlación directa con los flux de CH₄ y N₂O (Tabla 8), varios autores coinciden en que este es un factor que favorece la producción de CH₄, cuando la fuente de materia orgánica es suficiente (Chapman *et al.*, 1996). Otras observaciones realizadas en la bahía de Bengala muestran que las emisiones de CO₂ y CH₄ en suelos de manglar tienen variaciones diurnas y estacionales ante la llegada del monzón,

pero sólo para el CH₄ se encontró una correlación positiva significativa con la temperatura (Mukhopadhyay, *et al.*, 2002).

Aunque estadísticamente el pH del agua no tuvo correlación con la producción de GEI. Las mediciones en AHU si muestran una dependencia de esta variable, debido a que en esta estación ocurren incrementos de pH como consecuencia de la productividad fitoplanctónica relacionados con incrementos en el oxígeno disuelto.

De acuerdo a la literatura la salinidad puede influir negativamente en la emisión de GEI, sin embargo, no encontramos correlación con la producción, a pesar de esto se observa que existió una mayor emisión de CH₄ en los meses de lluvias (Figura 15), siendo el efecto más acusado el aumento en la inundación o tabla de agua y obviamente esto conduce a una dilución en la salinidad. Estos factores ambientales están implicados directamente con las actividades de microbios y plantas, como la fotosíntesis y la respiración aeróbica y anaeróbica, y son variables que cambian en una escala de corto tiempo (diurno), por ende no se presentan correlación significativa con la emisión de GEI (Hirota *et al.*, 2007).

Hay que destacar que las estimaciones realizadas (del sedimento y columna de agua) se refieren a los flux de CO₂ netos y no a las tasas de mineralización. Igual sucede con los otros gases (N₂O y CH₄). El escalamiento de los flux para los sedimentos y la columna de agua por separado es algo problemático, ya que las superficies que se utilizan no son estáticas en estos sistemas intermareales (Bouillon *et al.*, 2008).

Entonces, es factible que podamos tener emisiones desde el sedimento pero en la columna de agua pueden ocurrir procesos contrarios que llevan al consumo del gas generado. Por ejemplo, Pohlman *et al.*, (2013) muestra la existencia de diversos procesos aerobios y anaerobios para la oxidación del CH₄ (Figura 1.). Puede ser esta la razón por la cual hallamos que las emisiones obedecen esencialmente a las condiciones del agua de inundación como la altura, la temperatura del agua, el pH, el oxígeno disuelto y el potencial redox del agua sobrenadante en el sedimento más que a las condiciones del sedimento.

5.3 VARIACIONES EN EL CICLO DIURNO

5.3.1 Rinconada

Durante la época de lluvias los flux de CH₄ variaron en un día entre -178,1 y 309,4 mg.m⁻².h⁻¹, el N₂O entre -0,45 y 3,81 mg.m⁻².h⁻¹ y el CO₂ entre -80,1 y 304,6 mg.m⁻².h⁻¹ (Figura 22). Estadísticamente, los flux de CH₄ fueron mayores durante las horas diurnas (P<0,05;

108,6±117,31 mg.m⁻².h⁻¹) y en las horas nocturnas el sedimento se comportó como sumidero (-31,33±73,19 mg.m⁻².h⁻¹). Lo anterior indica que una estimación anual en la emisión, basada en los muestreos mensuales diurnos genera una emisión sobrestimada de CH₄ que puede estar en el orden de 3,4 veces en las mediciones realizadas en la época de lluvias.

La emisión de N₂O fue neutral durante la mayoría del tiempo a excepción de las últimas horas de la noche cuando se convierte en emisor. El N₂O y CO₂ no presentaron diferencias estadísticas entre las horas del día y la noche (P>0,05; ANEXO 2); los flux promedio fueron 0,22±0,69 y 26,9±74,8 mg.m⁻².h⁻¹ respectivamente.

En la época seca, los flux de CH₄ variaron entre -6,32 y 11,39 mg.m⁻².h⁻¹(Figura 23), el N₂O entre -2,00 y 4,06 mg.m⁻².h⁻¹, el CO₂ entre -2858,1 y 1472,1 mg.m⁻².h⁻¹ y el CO₂-eq entre -3175,62 y 1374,25 mg.m⁻².h⁻¹.

Estadísticamente, los flux de CH₄ fueron más bajos durante las horas del día (p=0,041; -0,64±3,09 mg.m⁻².h⁻¹) y en las horas nocturnas el sedimento fue emisor (4,83±3,92 mg.m⁻².h⁻¹) con una razón de aumento de 7,5 veces. Dicha situación es contraria a lo exhibido por el sedimento durante la época de lluvias. Para los otros gases no se presentaron diferencias estadísticas entre los periodos de luz, en promedio el flux de N₂O fue de 0,82±1,30 mg.m⁻².h⁻¹, el de CO₂ de -134,8 ±793,5 mg.m⁻².h⁻¹ y el de CO₂-eq 147,14±875,18 mg.m⁻².h⁻¹.

En concordancia con el monitoreo mensual el flux de CH₄ en la época de lluvias fue ~10 veces mayor con respecto al de la época seca y el de N₂O ~4 veces menor, esto repercute en que las emisiones de CO₂-eq también fueran más altas.

El descenso observado en las horas nocturnas durante la época de lluvias en el flux de CH₄ parece estar relacionado con el descenso de la temperatura, aproximadamente 10 °C entre el medio día y la noche. Esto es un factor positivo en pro de la conservación del sistema al mostrar que el sitio en buen estado de conservación puede comportarse también como sumidero de este gas. Mientras que en la época seca el incremento de la emisión de CH₄ en las horas nocturnas se presentó por la ocurrencia de fenómenos de anoxia durante la noche.

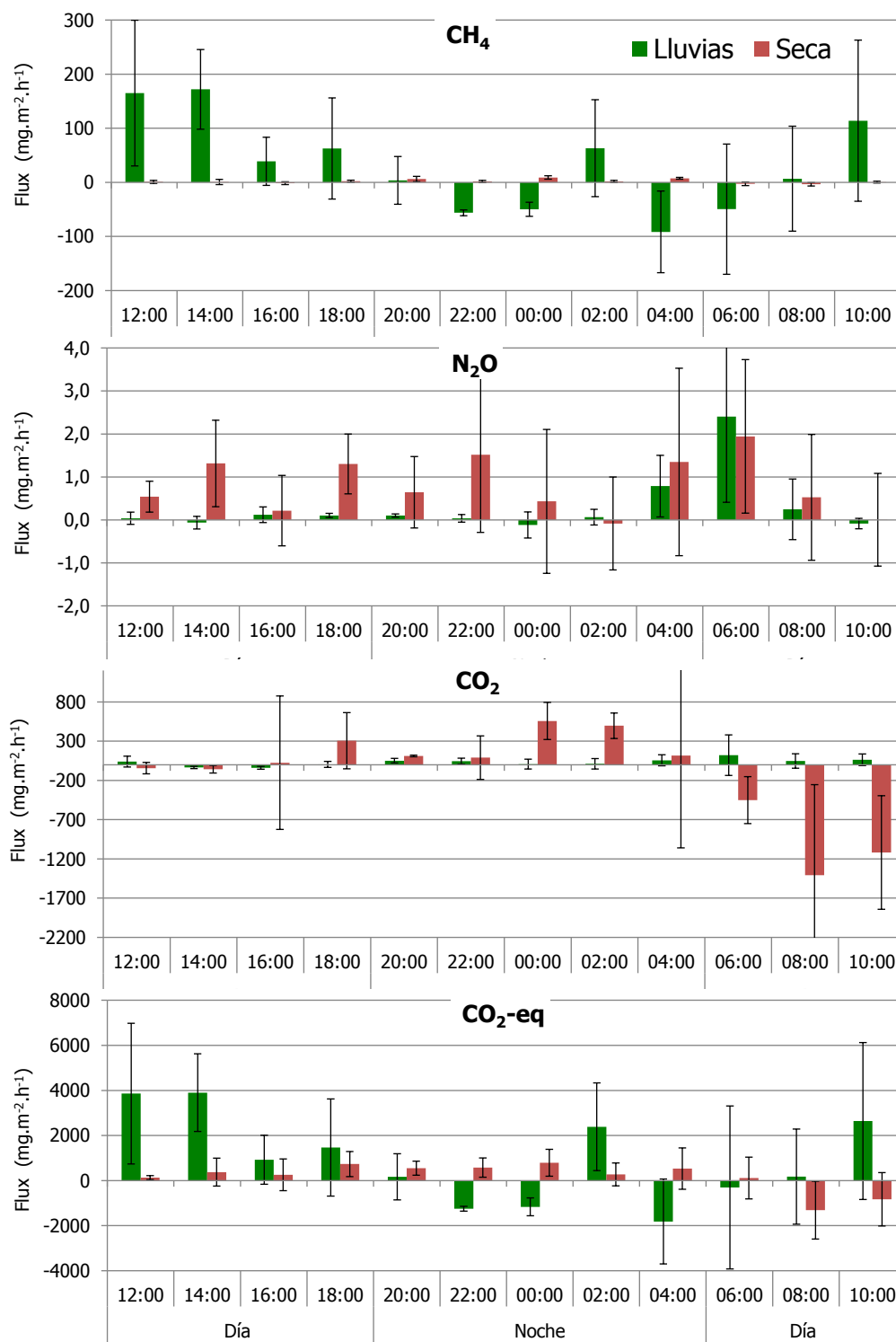


Figura 22. Flux de GEI en la estación RIN durante un ciclo de 24h en época de lluvias y seca.

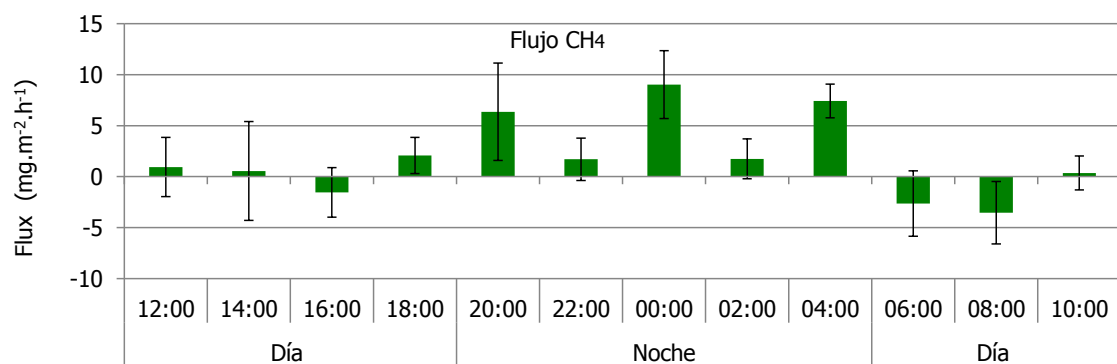


Figura 23. Flux de CH₄ en la estación RIN durante un ciclo de 24h en época seca. Note la diferencia de escalas entre los muestreos de época de lluvias y la seca.

Pocos estudios han tratado la variación de N₂O durante el día, [Bauza et al., \(2002\)](#) reportaron flujos más altos durante los períodos oscuros, relacionado a la mayor actividad microbiana del suelo y disponibilidad de N- NH₄⁺. Sin embargo, al igual que en esta investigación algunos autores han hallado que los flux de N₂O en marismas y manglares (japoneses) no muestran ninguna variación significativa entre el día y la noche durante el período de marea baja ([Hirota et al., 2007](#)).

Los resultados más sorprendentes hallados en el monitoreo corresponden a la variación de CO₂ en el ciclo diurno, el uso de cámaras opacas debería haber representado flux mayores y positivos contrario a lo que observamos en algunas ocasiones: flux de CO₂ negativo indicando consumo (que es básicamente debido a organismos foto-autótrofos - fitoplancton). Esto nos lleva a afirmar que los nueve minutos usados en las mediciones no son suficientes para invertir totalmente el metabolismo de los productores primarios del sedimento o del sedimento-agua (fitoplancton y bacterioplancton), como para volverse totalmente emisor de CO₂.

A diferencia nuestra, en las investigaciones desarrolladas por [Purvaja y Ramesh, \(2001\)](#); [Allen et al., \(2007\)](#); [Rajkumar et al., \(2008\)](#); y [Chen et al., \(2012\)](#); el muestreo supera los 30 minutos incluso horas, tiempo en el cual se pueden producir efectos en el sistema por el encerramiento en oscuridad. Posiblemente, existen otros factores asociados no cuantificados, como el cambio en las concentraciones de CO₂ por disolución alterando la linealidad del gradiente de concentración en el tiempo; o que las cámaras no son completamente opacas a la luz solar para evitar el consumo de CO₂ por los productores primarios presentes. Lo cual es una ventaja de la metodología propuesta, ya que lo que se busca es que el muestreo tenga el mínimo efecto sobre el funcionamiento del sistema que esta siendo medido.

5.3.2 Ahuyama

Durante la época de lluvias no se hallaron diferencias entre las emisiones diurnas y nocturnas de los tres gases, sus flux promedios fueron $13,77 \pm 7,18$, $0,02 \pm 0,23$, y $16,7 \pm 139,7$ $\text{mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ para el CH_4 , el N_2O y el CO_2 respectivamente (ANEXO 2). Sin embargo, se observó que hubo un incremento de los rangos de variación del CO_2 en las primeras horas de la noche y que luego descienden en el período diurno, durante el cual los sedimentos también se comportaron como sumideros (Figura 24).

Durante la época seca no fue posible establecer la existencia de diferencias estadísticas entre los períodos diurno y nocturno, debido a la imposibilidad de realizar las mediciones durante el periodo nocturno (Figura 24). Las emisiones promedio fueron de $2,11 \pm 1,46$, $-0,04 \pm 0,17$, y $-24,59 \pm 26,14$ $\text{mg.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ para el CH_4 , N_2O y CO_2 respectivamente.

En general, para AHU durante la época seca se redujeron los flux de CH_4 , probablemente por procesos de oxidación del metano debido a más oxígeno disuelto en la columna de agua proveniente de la actividad fotosintética. En contraste, para el CO_2 y N_2O durante el día los flux fueron de la misma magnitud para las dos épocas.

En esta investigación, el muestreo mensual se realizó en horas del día (entre 10:00 y 14:00 horas), no obstante, las mediciones del monitoreo de 24 horas mostraron diferencias significativas entre las mediciones diurnas y las nocturnas para el CH_4 . Esto obviamente suma un grado de incertidumbre a las estimaciones anuales que se realicen.

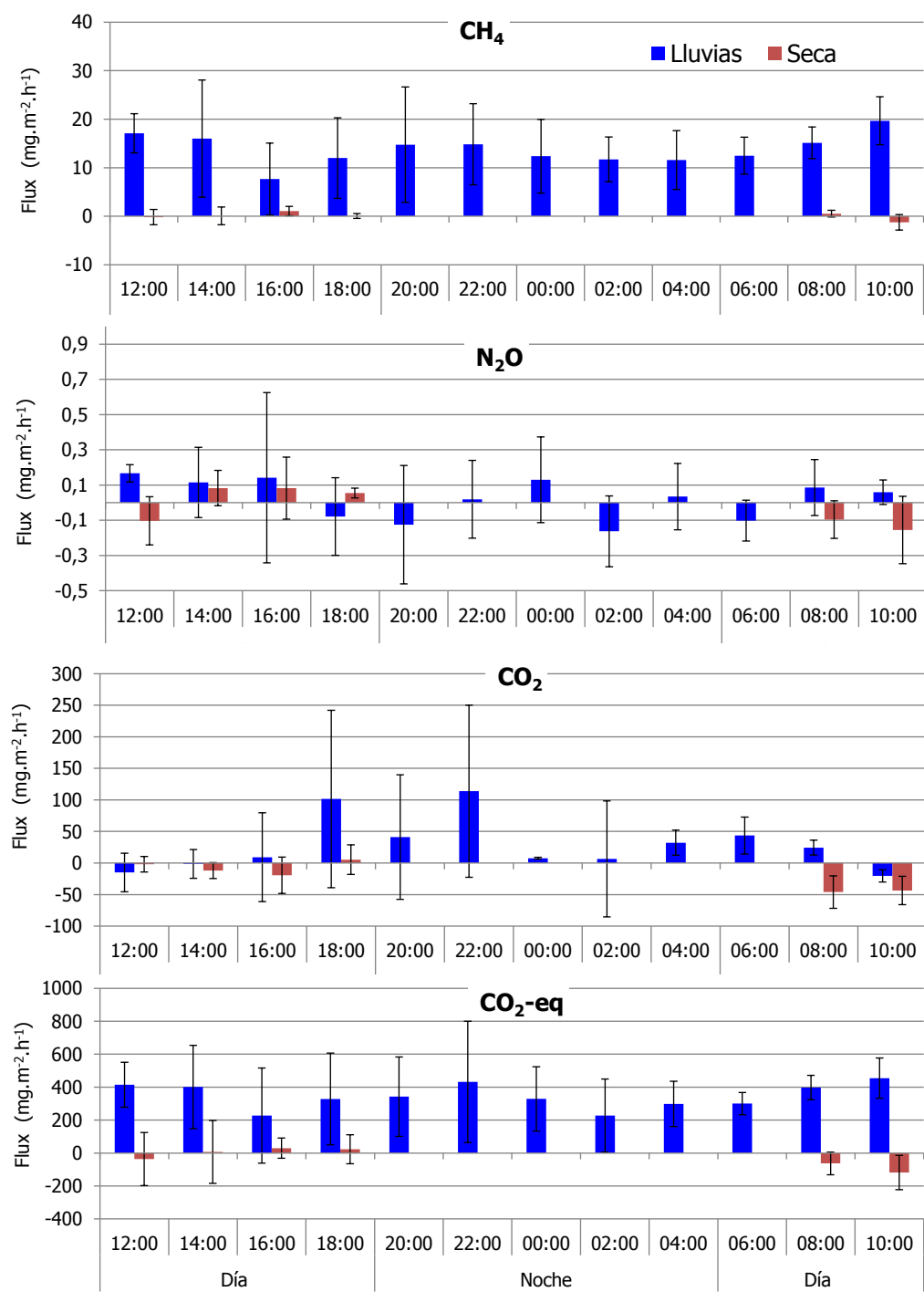


Figura 24. Flux de GEI en la estación AHU durante un ciclo de 24h en la época de lluvias.

5.4 APROXIMACIÓN AL BALANCE DE CARBONO EN EL MANGLAR

Si bien, las emisiones de CH_4 y N_2O fueron menores en el ecosistema intervenido ya sea por: a) la materia orgánica presente en el sedimento de AHU cada vez es más recalcitrante debido al largo periodo de descomposición; o b) porque la producción primaria del bosque de manglar (que puede llegar hasta unas $80 \text{ t C.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$; Alongi, 2002), fue sustituida por la producción de fitoplancton, la cual es más baja (del orden de $44 - 438 \text{ kg C.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$, Alongi *et al.*, 2001); y variable debido a cambios temporales, alternándose entre fitoplancton marino y fitoplancton dulceacuícola según las condiciones del medio (Acosta, 2012). El efecto de captura de C por la vegetación establece una gran diferencia en el balance de C.

Para la aproximación a un balance basado en los cambios de las existencias de C en cada componente del humedal, se usó el método de pérdidas y ganancias o el método de la diferencia (Kristensen, 2007). La vegetación de mangle y el sedimento asociado a la misma fueron los componentes considerados para este sistema ya que contienen la mayor proporción de biomasa (Alongi, 2002).

El cambio en el C almacenado en el sedimento fue reportado en la Tabla 6, para los datos de C almacenado en forma de biomasa del bosque (aérea y subterránea), se usaron los valores de Yepes *et al.* (2011) quienes propusieron el uso de las ecuaciones alométricas formuladas por Fromard *et al.* (1989), desarrolladas en un estudio en la Guayana Francesa, en bosques de manglar en condiciones ambientales similares a las de la CGSM e iguales especies. Para estimar la biomasa total de los bosques se usó el factor de 0,67 (0,53-0,77) para la relación biomasa subterránea-biomasa aérea sugerido por Donato *et al.* (2012) de estudios realizados en el pacífico tropical; y para el contenido de C en la biomasa el factor de 0,5. Los datos estructurales para los cálculos fueron obtenidos de Cadavid *et al.* (2011) y Bautista *et al.* (2012).

Los datos de producción del manglar (hojarasca) y la degradación de la hojarasca fueron tomados de Betancourt-Portela *et al.* (2012) y se usaron los valores de emisión de GEI (CH_4 y CO_2) reportados anteriormente en términos de C.

Como era de esperarse la estación en mejor estado de conservación (RIN) acumula carbono a una razón neta de aproximadamente 51 toneladas al año por hectárea. Mientras que AHU que es la estación totalmente degradada en la cual se perdió la cobertura boscosa presenta una emisión neta de C del orden de $11 \text{ t.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ (Tabla 9).

Tabla 9. Balance de carbono en las estaciones de la CGSM.

Estación	$\Delta C_{\text{almacenado}}$ sedimento (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	$\Delta C_{\text{Biomasa}}$ aérea ** (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	$\Delta C_{\text{Biomasa}}$ subterránea ** (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	Producción de hojarasca £ (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	Degradación de hojarasca £ (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	Emisión de C en los GEI (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)	Acumulación de C (t.ha ⁻¹ .a ⁻¹)
RIN	60,1	5,0±1,9	3,4±1,2	16,8±4,2	15,7±3,9	18,0±8,5	51,5±10,4
AHU*	-2,9	*	*	*	*	7,9±2,5	-10,8±2,5

*La cobertura del bosque desapareció totalmente.

** Calculado con los datos de Cadavid *et al.* (2011); Bautista *et al.* (2012) y Yepes *et al.* (2011).

£ Betancourt-Portela *et al.*, (2012).

6. CONCLUSIONES

La adaptación de la técnica de las cámaras estáticas a la medición de gases efecto invernadero en manglar permitió de una manera relativamente rápida y de bajo costo, conocer la magnitud de las emisiones de GEI durante un ciclo anual en un ecosistema considerado estratégico pero poco estudiado en la región.

Las estimaciones de gases, mostraron que los dos sitios de manglar en la CGSM fueron fuente importante de GEI. Los registros de la literatura indican que las emisiones de CH_4 en el sitio conservado (RIN) estuvieron entre las más altas registradas en manglares, equiparables a las emisiones en humedales costeros del Japón y al de algunas lagunas usadas para el tratamiento de aguas residuales, debido a la baja salinidad de la CGSM durante el período de muestreo, la menor en los últimos 10 años; y a las características de degradabilidad de la materia orgánica presente en las dos estaciones.

Las mediciones realizadas en los muestreos de 24 horas mostraron que las emisiones de CH_4 en RIN disminuyeron en las horas nocturnas como consecuencia del descenso de la temperatura. Estos resultados conducen a suponer que existe una sobrestimación de la emisión anual acumulada de CH_4 , al basarnos en un muestreo mensual diurno.

Las emisiones de N_2O y CO_2 fueron del mismo orden a las registradas en otros manglares y estuvieron relacionadas con el contenido de oxígeno disuelto por lo que se considera que la producción de N_2O se debe principalmente al proceso de nitrificación.

Sólo en RIN se hallaron diferencias significativas en la emisión de GEI por época; siendo la época seca en la cual se presentó la menor emisión de CH_4 en las dos estaciones y más N_2O para RIN. Entre épocas climáticas, la condición ambiental de mayor relevancia para la emisión de GEI está relacionada con las fluctuaciones en el nivel de inundación como consecuencia de las precipitaciones y su efecto sobre variables como la salinidad, el Eh y el oxígeno disuelto.

En términos de la emisión de CO_2 -eq el sitio más intervenido (AHU) es el que menos emite GEI. Aunque, su contenido de carbono en el sedimento fue más alto que en RIN, el extenso período de degradación que lleva la materia orgánica desde la muerte del bosque ha hecho que cada vez este menos disponible para los organismos y por ende sea menos emisor de GEI. No obstante, la gran cubierta forestal de RIN y su crecimiento en biomasa en última instancia, disminuyen la emisión total de C hasta convertirla en captura neta.

Una aproximación al balance de C en el sedimento de las dos estaciones reveló que AHU pierde su stock de C a razón de $\sim 3 \text{ t C.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$, debido a que no posee entrada de biomasa. La acumulación neta de carbono obtenida en el balance indica una acumulación en RIN del orden de 52 a 65 toneladas al año por hectárea mientras que el sitio intervenido fue un emisor neto.

Es evidente que a partir de la información dada anteriormente sobre las emisiones de gases asociadas a los procesos biológicos de las transformaciones del carbono y el nitrógeno, existe una variación espacial muy alta, tanto dentro como entre bosques de manglar; y cualquier sitio en cualquier bosque de manglar está lejos de ser representativo de todas las áreas de manglar. Debido a esta variabilidad inherente del sistema las generalizaciones son difíciles de hacer y de ser posible, deben estar justificadas y soportadas por suficientes datos. Sin embargo, los resultados apoyan aún más la importancia de los humedales costeros y su necesidad de protección y restauración, a pesar de las grandes incertidumbres relacionadas.

7. RECOMENDACIONES

El uso de cámaras cerradas para la determinación de flux de GEI, presenta algunos retos aun por mejorar para lograr mediciones más confiables. De acuerdo a la experiencia ganada en esta investigación aún hay factores metodológicos que ameritan más investigación, en este sentido se destacan las siguientes apreciaciones:

La localización?. Los datos más recientes indican que los neumatóforos del manglar, y las bioestructuras como las madrigueras de cangrejo son importantes como vectores para el intercambio de GEI y aumentan considerablemente el flux desde los sedimentos (Bouillon *et al.*, 2008; Penha-Lopes *et al.*, 2010; Kristensen *et al.*, 2008).

En el caso del CO₂, dado que una parte desconocida de este se libera a partir de las estructuras vegetales (neumatóforos), y como la localización de las cámaras no está exenta de raíces. Las mediciones hechas podrían estar representando respiración autótrofa (de las plantas) en lugar de la respiración heterotrófica (es decir, la mineralización; Bouillon *et al.*, 2008). Situaciones que son difíciles de controlar o de reproducir en un muestreo en campo.

Cuántas cámara son necesarias?. En esta investigación se halló que las variaciones en los flux de los tres gases fueron altas, en muchos de los casos el coeficiente de variación fue >100%. Si consideramos además la variación espacial tanto dentro como entre bosques de manglar (Alongi, 2002), el uso de cuatro cámaras como replicas no es suficiente, sin embargo, este número obedece más a razones logísticas y presupuestales que técnicas. Igual acontece con la frecuencia del muestreo para la cual sería óptima una frecuencia mayor a la mensual.

Uso de cámaras o gradientes de difusión Vs. concentraciones de gases disueltos?. Muchos estudios recientes calculan los flux a través de la interface agua-aire sobre la base de las concentraciones disueltas en la columna (ej. pCO₂), velocidades de transferencia y constantes de difusión de gas estimadas a partir de mediciones de campo de velocidad del viento.

Algunos investigadores sostienen al respecto que la técnica de las cámaras tienden a sobrestimar los flux con relación a otros métodos (Rajkumar *et al.*, 2008), sin embargo, otros afirman que los cálculos de los coeficientes de transferencia son menos preciso a bajas velocidades del viento (Kremer *et al.*, 2003) situación que es típica dentro de un bosque de manglar. Rajkumar *et al.*, (2008) hallaron grandes diferencias entre los flux de CH₄ calculados con: a) los coeficientes de difusión y las concentraciones de los gases

disueltos y b) el método de las cámaras estáticas; indicando que el flux en las cámaras fueron dominados por el burbujeo debido a la sobresaturación en el agua.

No obstante, los datos publicados en la literatura, sugieren que la sobresaturación de las aguas con CO₂ (Borges *et al.*, 2003), NO₂ y CH₄ (Ferrón *et al.*, 2007; Rajkumar *et al.*, 2008) son una característica general de los bosques de manglar. El hecho de utilizar las concentraciones disueltas generará valores positivos de los flux, determinando siempre una fuente neta a la atmósfera. Otros investigadores hacen uso de un delta de la concentración disuelta en el tiempo ($\Delta p\text{CO}_2$) para calcular los flux y evitar este efecto (Borges *et al.*, 2003; Yang *et al.*, 2013). En estudios futuros es importante conocer las concentraciones disueltas de los gases en el agua de poro de los sedimentos y el agua sobrenadante, ya que en muchos de los casos (en sitios inundados), con las cámaras estáticas tenemos la medición del flux en la interface agua- atmósfera.

Desde el punto de vista de manejo ambiental para la Ciénaga, las medidas de recuperación deberían procurar mantener los suelos anegados y lo más salinos como sea posible. No sólo se deberían restablecer las entradas de agua dulce a la Ciénaga, sino también otras vías de comunicación con el mar Caribe.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, E. P. 2012. Caracterización espacial y temporal de la estructura de la comunidad de fitoplancton y su correlación con algunas variables ambientales locales en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar al título de Biología. Universidad industrial de Santander. Bucaramanga. 134pp.
- Allen, D.E., R.C. Dalal, H. Rennenberg, R.L. Meyer, S. Reeves, y S. Schmidt. 2007. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove soils and the atmosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 622-631.
- Alongi, D.M., F.Tirendi, P. Dixon, L.A. Trott, y G.J. Brunskill, 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semiencloded delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 451-467.
- Alongi, D.M., G. Wattayakorn, J. Pfitzner, F. Tirendi, I. Zagorskis, G.J. Brunskill, A. Davidson y B.F. Clough. 2001. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in soil of mangrove forests in Southern Thailand. *Marine Geology*, 179, 85-103.
- Alongi, D.M, J. Pfitzner, L.A. Trott, F. Tirendi, P. Dixon, y D.W. Klumpp. 2005. Rapid sediment accumulation and microbial mineralization in forests of the mangrove *Kandelia candel* in the Jiulongjiang Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63: 605-618.
- Alongi D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29, 331-49.
- Alongi, D.M. 2009. The energetics of mangrove forests. London: Springer Press. 216 p.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2005. Standard methods for the examination of water and waste water, 20th ed. Washington, 1325 p.
- Avnimelech Y. G. Ritvo, L.E. Meijer, M. Kochba, 2001. Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering* 25: 25-33.
- Bauza, J.F., J.M. Morel y J.E. Corredor. 2002. Biogeochemistry of nitrous oxide production in the red mangrove (*Rhizophora mangle*) forest sediments. *Marine, Coastal and Shelf Science*, 55: 697-704.
- Barroso-Matos, T., E. Bernini, y C. Rezende. 2012. Decomposition of mangrove leaves in the estuary of Paraíba do Sul River Rio de Janeiro, Brazil. *Latin American Journal Aquatic Research*, 40: 398 - 407.
- Betancourt-Portela, J.M., J.P. Parra y C.Villamil. 2013. Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, caribe colombiano. *Boletín Investigaciones Marinas*, 42 (1) 131- 152.

- Betancourt-Portela J.M., C. Villamil; L. Perdomo y K. Ibarra. 2012. Aproximación al balance de carbono en cuatro sitios de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). *Acta biológica Colombiana*. En prensa.
- Bautista, P.A., J.M. Betancourt, L.F. Espinosa, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, R.E. Ricardo, M. Rueda, C.A. Villamil y E. Viloria. 2012. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta. 123 p + anexos.
- Borges, A.V., S. Djenidi, G. Lacroix, J. Theate, B. Delille, y M. Frankignoulle. 2003. Atmospheric CO₂ flux from mangrove surrounding waters, *Geophys. Res. Lett.*, 30(11), 1558, doi:10.1029/2003GL017143, 2003.
- Bouillon S., A.V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N.C. Duke, E. Kristensen, S.Y. Lee, C. Marchand, J.J. Middelburg, V.H. Rivera-Monroy, T.J. Smith III, y R.R. Twilley. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget Estimates. *Global Biogeochem. Cycles*, 22, GB2013, doi:10.1029/2007GB003052.
- Cadavid, B.C., P.A. Bautista, L.F. Espinosa, A.J. Hoyos, A.M. Malagón, D. Mármol, A.M. Orjuela, J.P. Parra, L.V. Perdomo, M. Rueda, C.A. Villamil y E.A. Viloria. 2011. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta 127 p.+ anexos.
- Castro, L.A, J.M. Betancourt y R.F Casanova. 2001. Influencia de la marea en la variación de los niveles de parámetros hidroquímicos en el Pacífico Colombiano. (Ensenada de Tumaco). *Boletín Científico CCCP*, 8: 52 – 62.
- Corredor J.E., J. M. Morell y J Bauza, 1999. Atmospheric nitrous oxide fluxes from Mangrove Sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (6): 473-478.
- Chapman, S., J. Kanda, K. Tsuruta, H y Minami K. 1996. Influence of temperature and oxygen availability on the flux of methane and carbon dioxide from wetlands: a comparison of peat and paddy soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 42: 267-277.
- Chauhan, R., Al. Ramanathan y T. K. Adhya. 2008. Assessment of methane and nitrous oxide flux from mangroves along Eastern coast of India. *Geofluids*. 8: 321–332.
- Chen, G.C., N.F.Y. Tam y Y. Ye. 2010. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N₂O, CH₄ and CO₂ from mangrove soil in South China. *Science of the Total Environment* 408: 2761–2767.
- Chen G.C., N.F.Y. Tamb, y Y. Ye. 2012. Spatial and seasonal variations of atmospheric N₂O and CO₂ fluxes from a subtropical mangrove swamp and their relationships with soil characteristics. *Soil Biology & Biochemistry* 48: 175-181.

- Chiu, C.Y., S.C. Lee, T.H. Chen y G. Tian. 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 69: 185-189.
- Dalsgaard T., B. Thamdrup y D.E. Canfield. 2005. Mini-review: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in the marine environment. *Research in Microbiology* 156:457-464.
- Davis, S.E., C. Corronado-Molina, D. Childers y J.W. Day. 2003 Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. *Aquatic Botany*. 75:199-215.
- Dinsmore, K.J., U.M. Skiba, M.F. Billett, y R.M. Rees. 2009. Effect of water table on greenhouse gas emissions from peatland mesocosms. *Plant Soil*, 318: 229-242.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Donato, D.C., J.B. Kauffman, R.A. Mackenzie, A. Ainsworth and A. Z. Pflieger. 2012. Whole-island carbon stock in the tropical Pacific: Implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, 97: 89-96.
- Fernando S, y S. Bandeira. 2009. Litterfall and decomposition of mangrove species *Avicennia marina* and *Rhizophora mucronata* in Maputo Bay, Mozambique. *Western Indian Ocean Journal Marine Science*. 8: 173-182.
- Ferrón S., T. Ortega, A. Gómez-Parra, y J.M. Forja. 2007. Seasonal study of dissolved CH₄, CO₂ and N₂O in a shallow tidal system of the bay of Cádiz (SW Spain). *Journal of Marine Systems*, 66: 244-257.
- Fuentes, M. 2000. Nitrógeno, fósforo y cociente C/N en los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, Sucre, Venezuela. *Biología Tropical*. 48: 262-268.
- Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J.L. Betoulle y L. Cadamuro. 1998. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 11: 39-53.
- Garay, J.; J. Betancourt, G. Ramírez, B. Marín, B. Cadavid, L. Panizzo, L. Lesmes, J.E. Sánchez, H. Lozano y A. Franco. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos. INVEMAR. Santa Marta. 177p.
- Gauiter, D., J. Amador y F. Newmark. 2001. The use of mangrove wetlands as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture Research* 10: 787-799.
- Giani. L., Y. Bashan, G. Holguin, y A. Strangmann. 1996. Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico. *Geoderma*. 72: 149-160.

- Gogoi, N., K.K. Baruah, B. Gogoi, y P. K. Gupta. 2005. Methane emission characteristics and its relations with plant and soil parameters under irrigated rice ecosystem of northeast India. *Chemosphere* 59:1677–1684.
- Goreau, T.J. y W.Z. de Mello. 2007. Minimizing Net Greenhouse gas sources from mangrove and wetlands soils. En: *Greenhouse Gas and Carbon Balances in Mangrove Coastal Ecosystems*, 61-78. Y. Tateda. (eds.), Gendai Tosho, Kanagawa, Japan 257p.
- Groffman P.M, A. J. Gold y, y K. Addy. 2000. Nitrous oxide production in riparian zones and its importance to national emission inventories. *Chemosphere - Global Change Science* 2. 2000: 291-299.
- Hirota M, Y. Senga, Y. Seike, S. Nohara y H. Kunii. 2007. Fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in two contrastive fringing zones of coastal lagoon, Lake Nakaumi, Japan. *Chemosphere*, 68:597–603.
- Hou L.J., M. Liu, S.Y. Xu, D.N. Ou, J. Yu, S.B. Cheng, X. Lin y Y. Yang. 2007. The effects of semi-lunar spring and neap tidal change on nitrification, denitrification and N₂O vertical distribution in the intertidal sediments of the Yangtze estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 607-616.
- Holguin G. y Y. Bashan. 2007. La importancia de los manglares y su microbiología para el sostenimiento de las pesquerías costeras. In: *Microbiología agrícola: hongos, bacterias, micro y macrofauna, control biológico, planta-microorganismo*.(Eds.) Ferrera-Cerrato, R., y Alarcon, A. Ed. Trillas, Mexico. City, Mexico. 239-253p.
- Huttunen J. T., J. Alm, A. Liikanen, S. Juutinen, T. Larmola, T. Hammar, J. Silvola y P J. Martikainen. 2003. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, 52: 609–621.
- IDEAM. 1999. Protocolo de Estandarización de Métodos Analíticos. Versión 1.0. Bogotá, Colombia. 10p.
- IDEAM, 2010. Segunda Comunicación Nacional de Colombia ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Instituto de Hidrología, Meteorología, y estudios ambientales – IDEAM, Bogota 437 p. Documento en línea: www.ideam.gov.co.
- INVEMAR, 2012. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2011. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta. 203 p.
- IGAC. 1990. Métodos analíticos del laboratorio de suelos. Quinta edición. Gonzalez Fletcher, A. y Malagon Castro, D. (Ed.). Bogotá. 502 p.
- IPCC, 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. UK.

- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ed: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación). IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- IPCC, 2012. 2013 Supplement to 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Documento en línea: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/wetlands.html>.
- Ivens, W.PMF., D.JJ Tysmans, C. Kroeze, A.J. Lohr, y J.v. Wijnen. 2011. Modeling global N₂O emissions from aquatic systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 3:350–358.
- Kiely, G. 1999. Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Mc. Graw Hill. España. 1331 p.
- Koch, M. S., R. E. Benz y D. T. Rudnick. 2001. Solid-phase phosphorus pools in highly organic carbonate sediments of northeastern Florida Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52: 279-291.
- Kremer, J.N., S.W. Nixon, B. Buckley, y P. Roques. 2003. Technical note: conditions for using the floating chamber method to estimate air–water gas exchange. *Estuaries* 26, 985–990.
- Kreuzwieser J, J. Buchholz, y H. Rennenberg. 2003. Emission of Methane and Nitrous Oxide by Australian Mangrove. *Ecosystems. Plant Biology*, 5, 423-431.
- Kristensen E., 2007. Carbon balance in mangrove sediments: the driving processes and their controls. En: *Greenhouse Gas and Carbon Balances in Mangrove Coastal Ecosystems*, 61-78. Y. Tateda. (eds.), Gendai Tosho, Kanagawa, Japan 257 p.
- Kristensen E., S. Bouillon, T. Dittmar, y C. Marchand. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89: 201–219.
- Lasso, A.P., y J.P. Silva. 2010. Cámaras estáticas para la estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Tesis. Facultad de Ingeniería Universidad del Valle. Santiago de Cali. 189p.
- Li, C. 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58: 259-276.
- Li, C., J. Cui, G. Sun y C. Trettin. 2004. Modeling Impacts of Management on Carbon Sequestration and Trace Gas Emissions in Forested Wetland Ecosystems. *Environmental Management*, 33 (1): 176–186.
- Libes, S.M. 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley and Sons, Inc., N.Y., 734 pp.

- Liikanen, A. y P.J. Martikainen. 2003. Effect of ammonium and oxygen on methane and nitrous oxide fluxes across sediment–water interface in a eutrophic lake. *Chemosphere*. 52: 1287-1293.
- Livesley, S.J. y S.M. Andrusiak. 2012. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 97:19-27.
- LOICZ - Land-ocean interactions in the coastal zone. 2002. Core project of the international geosphere - biosphere programme: a study of global change (IGBP). Second LOICZ open science meeting. April, Reports & studies No.5. Quezon city, 96p.
- López, J y J. López. 1978. El diagnóstico de suelos y plantas. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 337 p.
- Lovelock, C.E, R.W. Ruess, y I.C. Feller. 2011. CO₂ efflux from cleared mangrove peat. *PLOS One* 6: 1-4.
- Lugo, A. E. y Musa, J. C. 1993. Mangroves of Laguna Joyuda. *Acta Científica* 7, 67–90.
- Lugo, A.E. y S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 39-64.
- Marinho, C.C., E.A.Campos, J.R.D. Guimarães, y F.A. Esteves. 2012. Effect of sediment composition on methane concentration and production in the transition zone of a mangrove (Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal Biology*. 72(3): 429-436.
- Malcolm, W., D. Mcconchie, D. Lewis y P. Sanenger. 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in avicennia-dominated mangrove sediments: A geochemical model. *Chemical Geology*, 149: 147-171.
- Middelburg, J.J., G. Klaver, J. Nieuwenhuize, A. Wielemarker, W. Iiaas, T. Vlut y F.J. Van der Nat. 1996. Organic matter mineralization in intertidal sediment along an estuarine gradient. *Marine Ecology. Progress Series*. 132, 157–68.
- Moreno, E., A. Guerrero, M. Gutiérrez, C. Ortiz y D. Palma. 2002. Los manglares de Tabasco: Una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques*. 8, 115-128.
- Moseman-Valtierra S., R. Gonzalez, K.D. Kroeger, J. Tang, W.C. Chao, J. Crusius, J. Bratton, A. Green, y J. Shelton. 2011. Short-term nitrogen additions can shift a coastal wetland from a sink to a source of N₂O. *Atmospheric Environment* 45: 4390-4397.
- Mukhopadhyay, S.K., H. Biswas, T.K. De, B.K. Sen, S. Sen y T.K. Jana. 2002. Impact of Sundarban mangrove biosphere on the carbon dioxide and methane mixing ratios at the NE Coast of Bay of Bengal, India. *Atmospheric Environment*. 36: 629–638.
- Muñoz-Hincapié, M., J.M. Morell, J.E. Corredor. 2002. Increase of nitrous oxide flux to the atmosphere upon nitrogen addition to red mangroves sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 992–996.

- Nguyen, T.D., P. Crill, y D. Bastviken, 2010. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments. *Biogeochemistry*, 100 (1-3): 185-196.
- Paerl, H. W. 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26: 40–54.
- Penha-Lopes G., E. Kristensen, M. Flindt, P. Mangion, S. Bouillon, y J. Paula. 2010. The role of biogenic structures on the biogeochemical functioning of mangrove constructed wetlands sediments – A mesocosm approach. *Marine Pollution Bulletin* 60 () 560–572
- PNUD. 2012. Magdalena 2012 Estado de avance de los objetivos de desarrollo del milenio. Gobernación del Magdalena/Universidad del Magdalena. Bogotá. 180 pp.
- Pohlman J. W., M. Riedel, J.E. Bauer, E.A. Canuel, C.K. Paull, L. Lapham, K.S. Grabowski, R.B. Coffin, y G.D. Spence. 2013. Anaerobic methane oxidation in low-organic content methane seep sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 108: 184–201.
- Poungparn, S., A. Komiyama, A. Tanaka, T. Sangtiew, C. Maknual, S. Kato, P. Tanapermpool, y P. Patanaponpaiboon. 2009. Carbon dioxide emission through soil respiration in a secondary mangrove forest of eastern Thailand. *Journal of Tropical Ecology*, 25: 393-400.
- Punshon, S. y R. Moore. 2004. Nitrous oxide production and consumption in a eutrophic coastal embayment. *Marine Chemistry*. 91(1-4): 37-51.
- Purvaja R. y R. Ramesh, 2001. Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of south India. *Environmental Management*. 27(4): 547 – 557.
- Raigh, J. y A. Tufekeiogh. 2000. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry*, 48:213-232.
- Rajkumar A.N., J. Barnes, R. Ramesh, R. Purvaja, R.C. Upstill-Goddard. 2008. Methane and nitrous oxide fluxes in the polluted Adyar River and estuary, SE India. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2043–2051.
- Reddy, K., E. D'Angelo y W. Harris. 2000. Biogeochemistry of wetlands. *Handbook of soil science*. CRC Press. Nueva York. G89-G119.
- Rivera-Monroy, V.H. y R.R. Twilley. 1996. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Términos Lagoon, Mexico). *Limnology and Oceanography*. 41:284-296.
- Saenger P. y S.C. Snedaker. 1993. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. *Oecologia*, 96(3): 293-299.
- Sánchez-Páez H., R. Álvarez-León, F. Pinto-Nolla, A. S. Sánchez-Alfárez, J.C. Pino-Renjifo, I. García-Hansen y M.T. Acosta-Peñaloza. 1997. Diagnóstico y Zonificación Preliminar de los Manglares del Caribe de Colombia. *Proy. PD 171/91 Rev.2 (F) Fase*

- I. Conservación y Manejo Para el Uso Múltiple de los Manglares de Colombia, MinAmbiente/OIMT. Bogotá D. C. 511 p.
- Sánchez-Páez, H., R. Alvarez-León, O.A. Guevara-Mancera y G.A. Ulloa-Delgado. 2000. Lineamientos estratégicos para la conservación y uso sostenible de los manglares de Colombia. Proy. PD 171/91 Rev. 2 (F) Fase II (Etapa II). Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y el Desarrollo de los Manglares de Colombia, MINAMBIENTE / OIMT. Bogotá D.C. 81 p.
- Sánchez, R.M. y S. Zea. 2000. Metabolismo de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en la columna de agua en una laguna costera tropical (Caribe colombiano). *Caribbean Journal Science*. 36(1-2):127-140.
- Sotomayor, D, J. E. Corredor y J. M. Morell. 1994. Methane flux from mangrove sediments along the southwestern coast of Puerto Rico. *Estuaries*, 17(16): 140-147
- Strickland J.D.H. y T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fish Research Board of Canada. 2 ed. Ottawa, Canada. 295p.
- Tam, N.F. y Y.S. Wong. 1999. Mangrove soils in removing pollutants from municipal waste water of different salinities. *Journal of Environmental Quality* 28: 556-564.
- Teixeira C., C. Magalhães, S. B. Joye y A.A. Bordalo. 2013. The role of salinity in shaping dissolved inorganic nitrogen and N₂O dynamics in estuarine sediment–water interface. *Marine Pollution Bulletin*, 66: 225–229.
- Toledo, G., Y. Bashan y A. Soeldner. 1995. Cyanobacteria and black mangroves in Northwestern Mexico: colonization, and diurnal and seasonal nitrogen fixation on aerial roots. *Canadian Journal Microbiology*, 41:999-1011.
- Uchino, F., G.G. Hambali y M. Yatazawa. 1984. Nitrogen fixing bacteria from warty lenticellate bark of a mangrove tree, *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lamk. *Applied Environmental Microbiology*, 47:44-48.
- Verma, A., V. Subramanian, y R. Ramesh. 2002. Methane emissions from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India. *Chemosphere*, 47(8): 883–889.
- Wagner-Riddle, C., G.W. Thurtell, G.E. Kidd, G.C. Edwards y I.J. Simpson, 1996. Micrometeorological measurements of trace gas fluxes from agricultural and natural ecosystems. *Infrared Physics and Technology*, 37: 51-58
- Wilde, H. P.J. y M de Bie, 2000. Nitrous oxide in the Schelde estuary: production by nitrification and emission to the atmosphere. *Marine Chemistry*, 69 (3-4): 203-216.
- Whalen, S. C. 2005. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22: 73-94.
- Yang, J., J. Liu, X. Hu, X. Li, Y. Wang, y H. Li. 2013. Effect of water table level on CO₂, CH₄ and N₂O emissions in a freshwater marsh of Northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, 61: 52-60.
- Yepes, A.P., D.A. Navarrete, A.J. Duque, J.F. Phillips, K.R. Cabrera, E. Álvarez, M.C. García y M.F. Ordoñez. 2011. Protocolo para la estimación nacional y subnacional de

- biomasa – carbono en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM-Bogotá D.C. Colombia. 136 p.
- Yi-Lu, C., Y.S. Wong, N.F.Y. Tam, Y. Ye y P. Lin. 1999. Methane flux and production from sediments of a mangrove wetland on Hainan Island, China. *Mangroves and Salt Marshes*, 3: 41–49.
- Young M., M.A. Gonneea, J. Herrera-Silveira, A. Paytan. 2005. Export of dissolved and particulate carbon and nitrogen from a mangrove-dominated lagoon, Yucatan Peninsula, Mexico. *International Journal of Ecology and Environment Sciences* 31(3): 189-202.
- Zhang, J.P. S. Chengde, R. Hai, W. Jun, y H. Weidong. 2012. Estimating change in sedimentary organic carbon content during mangrove 1955 restoration in southern China using carbon isotopic measurements. *Pedosphere*, 22:58-66.

ANEXOS

ANEXO 1. Estimación de los Flux

AÑO	MES	FECHA	HORA	ESTACIÓN	CÁM	h _{campo} (m)	h _{final} (m)	Tcampo (K)	Tlab (°K)	D_MUESTRA	ÁREA CH ₄	[CH ₄] (mL.m ⁻³)	[CH ₄] (mg.m ⁻³)	ÁREA N ₂ O	[N ₂ O] (mL.m ⁻³)	[N ₂ O] (mg.m ⁻³)	ÁREA CO ₂	[CO ₂] (mL.m ⁻³)	[CO ₂] (mg.m ⁻³)	Flujo CH ₄ (mg.m ⁻² .h)	Flujo N ₂ O (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ equi
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	1	0,375	0,475	303,85	296,05	GEI_0001	9281,9	7,297	4,698	1833,7	0,171	0,303	365,55	489,77	864,91	17,015	0,347	1119,469	1613,408
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	1	0,375	0,475	303,35	296,45	GEI_0002	11145,8	9,494	6,123	2145,4	0,215	0,381	324,79	421,25					
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	1	0,375	0,475	303,35	295,85	GEI_0003	14977,1	14,009	9,035	0,0	-0,1	0,238	381,59	516,73	914,03				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	1	0,375	0,475	303,35	295,85	GEI_0004	15848,4	15,036	9,698	2306,7	0,238	0,421	499,65	715,19	1265,07				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	2	0,390	0,490	303,95	273,15	Vial vacío	Vial vacío									34,681		242,341	1040,013
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	2	0,390	0,490	303,75	298,45	GEI_0005	14197,7	13,091	8,432	2457,0	0,259	0,457	384,46	521,56	921,35				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	2	0,390	0,490	303,55	298,35	GEI_0006	13821,4	12,647	8,151	1486,0	0,123		331,2	432,0	763,58				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	2	0,390	0,490	303,55	298,55	GEI_0007	23507,7	24,063	15,510	2005,2	0,195		400,9	549,2	970,81				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	3	0,355	0,455	303,65	295,55	GEI_0008	54942,2	61,112	39,376	2240,9	0,228	0,404	595,56	876,41	1548,71	41,615	-0,109	-748,270	176,470
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	3	0,355	0,455	303,65	296,35	GEI_0009	22011,7	22,300	14,368	1955,5	0,189	0,333	421,93	584,54	1032,95				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	3	0,355	0,455	303,55	273,15	Vial vacío	Vial vacío												
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	3	0,355	0,455	303,55	296,15	GEI_0010	65197,2	73,199	47,179	2047,3	0,201	0,356	483,19	687,52	1215,32				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	4	0,350	0,450	303,85	296,45	GEI_0011	8218,8	6,044		2196,4	0,222	0,393	525,18	758,10	1338,77	6,209	-0,235	-652,346	-579,038
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	4	0,350	0,450	303,35	296,65	GEI_0012	7372,7	5,047	3,255	2133,0	0,213	0,378	470,03	665,40	1177,00				
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	4	0,350	0,450	303,35	296,75	GEI_0013	8370,1	6,222	4,013	1842,0	0,173	0,305	319,63	412,58					
2010	09	20/09/2010	11:51	RINCONADA	4	0,350	0,450	303,35	296,25	GEI_0014	9187,8	7,186	4,635	1939,9	0,186	0,330	445,30	623,83	1103,46				

AÑO	MES	FECHA	HORA	ESTACIÓN	CÁM	h _{campo} (m)	h _{final} (m)	Tcampo (°K)	Tlab (°K)	D_MUESTRA	ÁREA CH ₄	[CH ₄] (mL.m ⁻³)	[CH ₄] (mg.m ⁻³)	ÁREA N ₂ O	[N ₂ O] (mL.m ⁻³)	[N ₂ O] (mg.m ⁻³)	ÁREA CO ₂	[CO ₂] (mL.m ⁻³)	[CO ₂] (mg.m ⁻³)	Flujo CH ₄ (mg.m ⁻² .h)	Flujo N ₂ O (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ equi
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	1	0,085	0,185	304,75	296,45	GEI_0066	42630,9	46,602	29,918	2077,3	0,206	0,362	100,24	90,28		194,927	-0,128	-117,981	4327,534
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	1	0,085	0,185	304,65	296,05	GEI_0067	263052,8	289,451	185,885	1860,8	0,175	0,309	123,66	114,17	201,09				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	1	0,085	0,185	304,35	296,15	GEI_0069	268992,7	295,885	190,204	1580,6	0,136	0,240	116,28	106,64	188,02				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	1	0,085	0,185	304,15	296,15	GEI_0070	288739,9	317,274	204,088	1701,8	0,153	0,270	88,04	77,83	137,32				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	2	0,095	0,195	305,15	297,15	GEI_0071	18464,2	18,119	11,617	1995,6	0,194	0,341	376,07	507,45		210,486	-0,057	-90,800	4733,492
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	2	0,095	0,195	305,05	297,85	GEI_0072	191685,4	212,149	136,063	1790,4	0,165		129,08	119,70	210,55				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	2	0,095	0,195	304,75	298,25	GEI_0073	242946,8	267,673	171,843	2008,9	0,196	0,345	112,10	102,38	180,26				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	2	0,095	0,195	304,45	298,85	GEI_0074	253837,0	279,469	179,593	1781,4	0,164	0,289	102,95	93,04	163,99				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	3	0,115	0,215	305,15	298,85	GEI_0075	12947,6	144,627	92,728	1892,3	0,180	0,316	528,44	763,58	1342,70	286,445	-0,008	-1683,870	4902,081
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	3	0,115	0,215	305,05	298,65	GEI_0076	423296,6	463,019	296,961	2287,6	0,235	0,414	531,80	769,23					
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	3	0,115	0,215	304,75	298,65	GEI_0077	441227,7	482,442	309,722	2124,5	0,212	0,374	163,78	155,10	273,08				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	3	0,115	0,215	304,45	299,15	GEI_0078	441941,6	483,215	310,525	1918,8	0,183	0,323	144,96	135,90	239,52				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	4	0,075	0,175	304,75	294,85	GEI_0079	362498,5	397,166		1749,8	0,160		97,09	87,07	153,30	130,075	-0,027	25,265	3009,133
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	4	0,075	0,175	304,65	296,05	GEI_0080	272494,5	299,678	192,453	1826,7	0,170	0,300	101,75	91,82	161,72				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	4	0,075	0,175	304,35	295,35	GEI_0081	408758,7	447,273	287,522	1689,6	0,151	0,267	103,74	93,85	165,46				
2010	10	27/10/2011	11:00	RINCONADA	4	0,075	0,175	304,15	295,15	GEI_0082	378719,8	414,736	266,781	1763,4	0,162	0,285	109,60	99,83	176,12				

AÑO	MES	FECHA	HORA	ESTACIÓN	CÁM	h _{campo} (m)	h _{final} (m)	T _{campo} (°K)	T _{lab} (°K)	D_MUESTRA	ÁREA CH ₄	[CH ₄] (mL.m ⁻³)	[CH ₄] (mg.m ⁻³)	ÁREA N ₂ O	[N ₂ O] (mL.m ⁻³)	[N ₂ O] (mg.m ⁻³)	ÁREA CO ₂	[CO ₂] (mL.m ⁻³)	[CO ₂] (mg.m ⁻³)	Flujo CH ₄ (mg.m ⁻² .h)	Flujo N ₂ O (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ (mg.m ⁻² .h)	Flujo CO ₂ equi
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	1	0,235	0,335	311,55	298,85	GEI_0031	5626,5	2,989	1,877	1735,4	0,158	0,272	304,76	387,58	667,54	-6,147	0,182	1779,853	1692,486
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	1	0,235	0,335	311,55	298,65	GEI_0032	3237,8	0,173	0,109	1782,0	0,164	0,283	441,13	616,82	1062,35				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	1	0,235	0,335	311,15	298,65	GEI_0033	3147,3	0,067	0,042	1856,0	0,175	0,301	585,75	859,92	1482,94				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	1	0,235	0,335	310,15	298,35	GEI_0034	2887,0	-0,240		2079,8	0,206	0,356	560,00	816,63	1412,84				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	2	0,230	0,330	311,55	298,45	GEI_0035	2877,8	-0,256		2088,3	0,207	0,357	323,11	418,43	720,67	-0,588	-0,008	1839,247	1823,333
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	2	0,230	0,330	311,55	298,75	GEI_0036	3489,0	0,469	0,295	2213,9	0,225		497,48	711,54	1225,49				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	2	0,230	0,330	311,15	299,95	GEI_0037	3194,4	0,122	0,077	2067,6	0,204	0,352	603,37	889,53	1534,02				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	2	0,230	0,330	310,15	300,15	GEI_0038	3247,5	0,185	0,117	2068,7	0,204	0,354	606,04	894,02	1546,73				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	3	0,230	0,330	313,15	300,15	GEI_0039	4338,3	1,470	0,919	2010,7	0,196	0,336	662,45	988,85	1694,40	-1,628	0,040	812,208	786,483
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	3	0,230	0,330	313,75	299,95	GEI_0040	3707,2	0,726	0,453	2683,5	0,290		804,56	1227,73	2099,70				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	3	0,230	0,330	313,35	300,15	GEI_0041	3668,8	0,681	0,425	2330,1	0,241	0,413	748,33	1133,21	1940,52				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	3	0,230	0,330	312,05	300,95	GEI_0042	2973,9	-0,138		2013,6	0,197	0,338	382,63	518,48					
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	4	0,200	0,300	313,15	296,05	GEI_0043	3830,3	0,872	0,545	1944,5	0,187	0,320	371,31	499,45	855,82	-1,138	0,480	1616,740	1732,560
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	4	0,200	0,300	313,75	296,05	GEI_0044	3819,1	0,858	0,535	2539,8	0,270	0,462	533,53	772,14	1320,53				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	4	0,200	0,300	313,35	296,35	GEI_0045	2911,6	-0,211		2746,8	0,299	0,513	638,31	948,27	1623,83				
2010	09	20/09/2010	14:45	AHUYAMA	4	0,200	0,300	312,05	296,85	GEI_0046	3106,7	-0,019	0,012	2976,5	0,332	0,592	646,03	961,24	1652,91				

ANEXO 2. Resultados estadísticos

Diferencias entre estaciones para las variables fisicoquímicas

Variable	p Value	Error
Nivel	0.0008	0.041
T Ambiente	0.000	5.5556
T agua	0.000	2.677
Salinidad	0.0358	14.1139
pH	0.0680	1.67007
OD	0.0011	12.236
Eh	0.0374	22349.9
NO2	0.6044	76.11
NO3	0.2120	51.66
NH4	0.3181	23487.3
PO4	0.9628	5868.48
Cla	0.4800	1566.86
T sedimento	0.000	3.25
pH –s	0.1288	0.8407
Eh –s	0.622	25253.00
Humedad	0.00	11.48

Nueva tabla			
Caso	Variable	ESTACIÓN	Error
1	Nivel (m)	0,000828	0,041416
2	Tcampo (C)	0,000000	5,556784
3	R3_ch4	0,000106	8,890089
4	R3_N2O	0,023254	0,342965
5	R3_CO2	0,653800	31,838512
6	R3_CO2eq	0,000045	69,852329
7	Tagua	0,000000	2,677830
8	SAL	0,035854	14,113901
9	pH	0,068035	1,670076
10	OD	0,001153	12,236952
11	Eh-a	0,037429	22349,970404
12	NO2	0,604447	76,111966
13	NO3	0,212033	51,666140
14	NH4	0,318133	23487,307502
15	PO4	0,962802	5868,487399
16	Cla	0,480008	1566,862475
17	T s (°C)	0,000004	3,250833
18	pH s	0,128870	0,840768
19	Eh-s	0,622224	25253,008049

Resultados de la prueba t de student

InfoStat/L - Flujos Mensuales

Archivo Edición Datos Resultados Estadísticas Gráficos Ventanas Aplicaciones Ayuda

Resultados

C:\Users\Andres\Documents\JULIAN MAURICIO\10. PERSONAL\5.Proyecto Grado\PROYECTO DE GRADO\Flujos Mensuales

Prueba T para muestras Independientes

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	pHomVar	T	p-valor	prueba
ESTACIÓN Nivel	(m)	{AHUYAMA}	{RINCONADA}	52	56	0,40	0,26	0,3933	3,44	0,0008	Bilateral
ESTACIÓN Tcampo	(C)	{AHUYAMA}	{RINCONADA}	52	56	33,30	29,78	0,0005	7,62	<0,0001	Bilateral
ESTACIÓN R3_ch4		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	48	55	1,99	4,37	0,0355	-4,12	0,0001	Bilateral
ESTACIÓN R3_N2O		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	50	53	-0,12	0,15	0,2490	-2,30	0,0233	Bilateral
ESTACIÓN R3_CO2		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	51	47	0,49	1,01	0,1285	-0,45	0,6538	Bilateral
ESTACIÓN R3_CO2eq		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	46	55	6,15	13,28	0,3277	-4,27	<0,0001	Bilateral
ESTACIÓN Tagua		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	14	33,56	28,69	0,0002	7,86	<0,0001	Bilateral
ESTACIÓN SAL		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	14	1,19	4,34	0,0010	-2,21	0,0418	Bilateral
ESTACIÓN pH		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	14	8,25	7,32	0,0428	1,90	0,0707	Bilateral
ESTACIÓN OD		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	13	6,56	1,62	0,5607	3,67	0,0012	Bilateral
ESTACIÓN Eh-a		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	9	11	59,33	-91,65	0,1476	2,25	0,0374	Bilateral
ESTACIÓN NO2		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	13	6,28	8,04	0,6730	-0,52	0,6044	Bilateral
ESTACIÓN NO3		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	13	6,84	3,30	0,0917	1,28	0,2120	Bilateral
ESTACIÓN NH4		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	13	43,99	104,12	<0,0001	-0,98	0,3428	Bilateral
ESTACIÓN PO4		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	13	47,11	45,72	0,0070	0,05	0,9639	Bilateral
ESTACIÓN Cla		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	12	9	29,33	16,76	0,0006	0,82	0,4255	Bilateral
ESTACIÓN T s	(°C)	{AHUYAMA}	{RINCONADA}	13	13	32,12	27,92	0,2252	5,93	<0,0001	Bilateral
ESTACIÓN pH s		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	14	7,09	6,55	<0,0001	1,57	0,1408	Bilateral
ESTACIÓN Eh-s		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	14	14	-310,91	-280,96	0,3521	-0,50	0,6222	Bilateral
ESTACIÓN Humedad		{AHUYAMA}	{RINCONADA}	10	10	11,11	26,36	0,0664	-10,06	<0,0001	Bilateral

Diferencias entre “épocas” para las variables fisicoquímicas

Estación	Variable	p Value	Error	Estación	Variable	p Value	Error
AHU	Nivel	0.0018	0.03	RIN	Nivel	0.0000	0.03
AHU	T Amb.	0.0007	6.64	RIN	T Amb.	0.4539	3.14
AHU	T agua	0.754	5.23	RIN	T agua	0.2649	0.47
AHU	Salinidad	0.0412	2.55	RIN	Salinidad	0.0315	18.03
AHU	pH	0.7786	0.85	RIN	pH	0.5840	2.69
AHU	OD	0.9399	11.15	RIN	OD	0.5774	15.19
AHU	Eh	0.1683	9351.2	RIN	Eh	0.2746	30404
AHU	NO2	0.3143	66.84	RIN	NO2	0.5640	90.45
AHU	NO3	0.4819	77.06	RIN	NO3	0.3633	27.43
AHU	NH4	0.8358	3154.9	RIN	NH4	0.2209	43297.0
AHU	PO4	0.6118	2122.13	RIN	PO4	0.1701	9173.4
AHU	Cla	0.0586	1956.8	RIN	Cla	0.1038	122.89
AHU	T sed.	0.6966	4.71	RIN	T sed.	0.8879	2.31
AHU	pH -s	0.1428	0.01	RIN	pH -s	0.1436	1.50
AHU	Eh -s	0.4544	19321.06	RIN	Eh -s	0.0619	25446.05
AHU	Humedad	0.5279	5.25	RIN	Humedad	0.0782	13.45

Caso	ESTACIÓN	Variable	Epoca	Error
1	AHUYAMA	Nivel (m)	0,001845	0,03
2	AHUYAMA	Tcampo (C)	0,000742	6,64
3	AHUYAMA	R3_ch4	0,292945	6,13
4	AHUYAMA	R3_N2O	0,751092	0,29
5	AHUYAMA	R3_CO2	0,595070	25,53
6	AHUYAMA	R3_CO2eq	0,554770	60,07
7	AHUYAMA	Tagua	0,754171	5,23
8	AHUYAMA	SAL	0,041295	2,55
9	AHUYAMA	pH	0,778693	0,85
10	AHUYAMA	OD	0,939915	11,15
11	AHUYAMA	Eh-a	0,168398	9351,26
12	AHUYAMA	NO2	0,314335	66,84
13	AHUYAMA	NO3	0,481919	77,06
14	AHUYAMA	NH4	0,835867	3154,95
15	AHUYAMA	PO4	0,611895	2122,13
16	AHUYAMA	Cla	0,058606	1956,80
17	AHUYAMA	T s (°C)	0,696623	4,71
18	AHUYAMA	pH s	0,142822	0,01
19	AHUYAMA	Eh-s	0,454496	19321,06
20	AHUYAMA	Humedad	0,527982	5,25
21	RINCONADA	Nivel (m)	0,000018	0,03

Categoría registros: 40*4

Caso	ESTACIÓN	Variable	Epoca	Error
20	AHUYAMA	Humedad	0,527982	5,25
21	RINCONADA	Nivel (m)	0,000018	0,03
22	RINCONADA	Tcampo (C)	0,453955	3,14
23	RINCONADA	R3_ch4	0,000000	6,35
24	RINCONADA	R3_N2O	0,000146	0,30
25	RINCONADA	R3_CO2	0,900674	39,95
26	RINCONADA	R3_CO2eq	0,000013	55,77
27	RINCONADA	Tagua	0,264971	0,47
28	RINCONADA	SAL	0,031577	18,03
29	RINCONADA	pH	0,584058	2,69
30	RINCONADA	OD	0,577419	15,19
31	RINCONADA	Eh-a	0,274684	30404,64
32	RINCONADA	NO2	0,564039	90,45
33	RINCONADA	NO3	0,363327	27,43
34	RINCONADA	NH4	0,220940	43297,03
35	RINCONADA	PO4	0,170166	9173,41
36	RINCONADA	Cla	0,103809	122,89
37	RINCONADA	T s (°C)	0,887998	2,31
38	RINCONADA	pH s	0,143610	1,50
39	RINCONADA	Eh-s	0,061931	25446,05
40	RINCONADA	Humedad	0,078256	13,45

Categoría registros: 40*4

Análisis estadísticos para las mediciones mensuales

Diferencias entre estaciones

Época	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
Lluviosa	R3_CH ₄	18,6	<0,0001	AHU ^A , RIN ^B
Lluviosa	Flujo N ₂ O	1,84	0,606	
Lluviosa	Flujo CO ₂	4,8	0,1871	
Lluviosa	Flujo CO ₂ -eq	35,62	<0,0001	AHU ^A , , RIN ^B
Seca	R3_CH ₄	17,1	<0,0001	RIN ^A , AHU ^B ,
Seca	Flujo N ₂ O	16,01	0,0011	AHU ^A , RIN ^B
Seca	Flujo CO ₂	10,85	0,0126	AHU ^B , RIN ^B
Seca	Flujo CO ₂ -eq	28,89	<0,0001	AHU ^A , , RIN ^B

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

Diferencias entre Épocas

Estación	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
AHU	R3_CH ₄	1,13	0,2929	
AHU	Flujo N ₂ O	0,67	0,4123	
AHU	Flujo CO ₂	0,25	0,6159	
AHU	Flujo CO ₂ .eq	1,23	0,2677	
RIN	R3_CH ₄	42,89	<0,0001	Seca ^A , Lluviosa ^B
RIN	Flujo N ₂ O	13,69	0,0002	Lluviosa ^A , Seca ^B
RIN	Flujo CO ₂	0,03	0,8551	
RIN	Flujo CO ₂ .eq	18,38	<0,0001	Seca ^A , Lluviosa ^B

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

Análisis estadísticos para las mediciones de 24 horas

Diferencias entre estaciones para la época lluviosa

Luz	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
Día	R3_CH ₄	3,55	0,0192	AHU ^A , RIN ^B
Día	Flujo N ₂ O	5,39	0,1448	
Día	Flujo CO ₂	0,73	0,8666	
Día	Flujo CO ₂ .eq	11,82	0,008	AHU ^A , RIN ^B ,
Noche	R3_CH ₄	12,75	<0,0001	RIN ^A , AHU ^B ,
Noche	Flujo N ₂ O	12,58	0,0056	AHU ^A , RIN ^A
Noche	Flujo CO ₂	0,87	0,8319	
Noche	Flujo CO ₂ .eq	17,84	0,0005	RIN ^A , AHU ^B

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

Diferencias entre horas de Luz época lluviosa

Estación	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
AHU	R3_CH ₄	7,90E-04	0,9777	
AHU	Flujo N ₂ O	-7	>0,9999	
AHU	Flujo CO ₂	-35,64	>0,9999	
AHU	Flujo CO ₂ .eq	-17,79	>0,9999	
RIN	R3_CH ₄	24,77	<0,0001	Noche ^A , Día ^B
RIN	Flujo N ₂ O	-29,5	>0,9999-	
RIN	Flujo CO ₂	-14,4	>0,9999	
RIN	Flujo CO ₂ .eq	-5,81	>0,9999	

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

Diferencias entre estaciones en la época seca

Luz	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
Día	R3_CH ₄	1.71	0.1998	
Día	Flujo N ₂ O	4,00	0,0455	AHU ^A , RIN ^B
Día	Flujo CO ₂	5.61	0.017	RIN ^A , AHU ^B
Día	Flujo CO ₂ -eq	0.28	0.5987	
Noche	R3_CH ₄	£		
Noche	Flujo N ₂ O	£		
Noche	Flujo CO ₂	£		
Noche	Flujo CO ₂ -eq	£		

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

£ En Ahuyama no se realizó monitoreo 24 hora durante la noche.

Diferencias entre horas de Luz época seca

Estación	Variable	F ó H*	p-valor	Diferencias **
AHU	R3_CH ₄	£		
AHU	Flujo N ₂ O	£		
AHU	Flujo CO ₂	£		
AHU	Flujo CO ₂ -eq	£		
RIN	R3_CH ₄	4.18	0.041	Día ^A , Noche ^B
RIN	Flujo N ₂ O	-36.0	>0.99	
RIN	Flujo CO ₂	-7.55	>0.99	
RIN	Flujo CO ₂ -eq	-14.15	>0.99	

* Para el análisis de Kruskal Wallis

**Letras distintas representan diferencias significativas.

£ En Ahuyama no se realizó monitoreo 24 hora durante la noche.

Correlación de Pearson: coeficientes/probabilidades

	F _{CH4}	F _{N2O}	F _{CO2}	F _{CO2-eq}	Tagua	SAL	pH	OD	Eh	NO2	NO3	NH4	PO4	T sed	pHsed	Eh sed	% Humedad	Nivel	Tcampo
F _{CH4}	1	0,09	0,01	0,01	0,2	0,35	0,27	0,72	0,01	0,64	0,76	0,49	0,59	0,96	0,77	0,67	0,11	0,46	0,26
F _{N2O}	0,49	1	0,31	0,07	0,1	0,3	0,27	0,92	0,38	0,33	0,54	0,13	0,23	0,36	0,72	0,71	0,37	0,52	0,4
F _{CO2}	-0,86	-0,31	1	0,11	0,47	0,49	0,47	0,07	0,01	0,89	0,63	0,81	0,81	0,92	0,44	0,42	0,26	0,3	0,54
F _{CO2-eq}	0,83	0,52	-0,47	1	0,21	0,31	0,17	0,83	0,1	0,58	0,84	-	0,48	0,96	0,93	0,67	0,07	0,82	0,12
Tagua	0,4	0,49	0,23	0,39	1	0,22	0,42	0,15	0,72	0,32	0,74	0,26	0,26	0,25	0,01	0,15	0,18	0,06	0,33
SAL	-0,28	0,31	0,21	-0,3	0,38	1	0	0,6	0,36	0,02	0,11	0,05	-	0,1	0,47	0,43	0,82	0,02	0,66
pH	0,33	-0,33	-0,22	0,4	-0,26	-0,91	1	0,93	0,24	0,68	0,87	0,27	0,49	0,38	0,88	0,89	0,43	0,18	0,84
OD	0,13	0,04	0,59	0,08	0,49	-0,19	0,03	1	0,58	0,25	0,09	0,43	0,55	0,45	0,46	0,87	0,08	0,72	0,66
Eh	-0,78	-0,31	0,80	-0,55	-0,14	0,33	-0,41	0,21	1	0,65	0,42	0,59	0,49	0,98	0,7	0,03	0,78	0,55	0,46
NO2	-0,18	-0,37	0,05	-0,22	-0,4	0,73	-0,16	-0,46	0,19	1	0,68	-	0,01	0,42	0,75	0,73	0,25	0,65	0,75
NO3	-0,12	0,24	0,19	0,08	0,14	0,56	0,07	-0,63	-0,33	0,16	1	0,86	0,89	0,46	0,11	0,06	0,13	0,48	0,47
NH4	-0,27	-0,54	0,09	-0,35	-0,45	0,66	-0,41	-0,32	0,23	0,9	0,07	1	-	0,9	0,6	0,65	0,13	0,78	0,79
PO4	-0,21	-0,44	0,09	-0,27	-0,45	0,48	-0,26	-0,25	0,29	0,82	0,05	0,92	1	0,63	0,51	0,56	0,09	0,67	0,35
T sed.	-0,01	0,29	0,03	0,02	0,36	0,5	-0,28	-0,27	0,01	0,34	0,31	-0,05	-0,2	1	0,47	0,2	0,17	0,05	0,04
pH sed.	0,09	-0,11	-0,24	-0,03	-0,71	-0,22	0,05	-0,26	0,14	0,12	-0,57	0,2	0,25	-0,23	1	0,08	0,85	0,16	0,57
Eh sed.	0,14	0,13	0,27	0,14	0,46	0,26	-0,05	-0,06	-0,73	-0,16	0,74	-0,21	-0,27	0,42	-0,55	1	0,75	0,11	0,21
Humedad	-0,56	-0,34	0,42	-0,62	-0,53	0,09	-0,3	-0,77	0,14	0,56	0,7	0,69	0,75	-0,54	0,07	-0,15	1	0,38	0,11
Nivel	0,23	-0,2	-0,31	0,07	-0,56	-0,62	0,4	-0,13	-0,22	-0,18	-0,27	-0,11	0,16	-0,57	0,41	-0,51	0,34	1	-
T campo	0,34	0,25	-0,19	0,45	0,31	0,14	0,06	-0,16	-0,27	0,12	0,28	-0,1	-0,36	0,6	0,18	0,41	-0,57	-0,5	1

Análisis de componentes principales

InfoStat/L - Flujos Mensuales

Archivo Edición Datos Resultados Estadísticas Gráficos

Resultados

Autovalores

Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
1	9,76	0,42	0,42
2	5,77	0,25	0,68
3	2,49	0,11	0,78
4	1,53	0,07	0,85
5	1,24	0,05	0,90
6	0,72	0,03	0,94
7	0,66	0,03	0,96
8	0,43	0,02	0,98
9	0,24	0,01	0,99
10	0,15	0,01	1,00
11	0,00	0,00	1,00
12	0,00	0,00	1,00
13	0,00	0,00	1,00
14	0,00	0,00	1,00
15	0,00	0,00	1,00
16	0,00	0,00	1,00
17	0,00	0,00	1,00
18	0,00	0,00	1,00
19	0,00	0,00	1,00
20	0,00	0,00	1,00
21	0,00	0,00	1,00
22	0,00	0,00	1,00
23	0,00	0,00	1,00

Autovectores

Variables	e1	e2
Nivel (m)	0,19	-0,08
Tcampo (C)	0,24	-0,08
R3_ch4	-0,08	0,36
R3_N2O	-0,13	-2,3E-03
R3_CO2	0,03	0,28
R3_CO2eq	-0,08	0,37
Tagua	0,24	-0,21
SAL	-0,25	-0,25
pH	0,22	-0,23
OD	0,19	0,01
Eh-a	0,14	-0,04
NO2	-0,25	-0,22
NO3	0,02	-0,20

ACP