



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

**EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR CON DIFERENTE COBERTURA EN CUANTO  
A LOS PROCESOS DE RETENCIÓN, ABSORCIÓN Y ACUMULACIÓN DE METALES  
PESADOS (Cr, Cd, Pb, Zn Y Cu).**

**CARLOS AUGUSTO VILLAMIL ECHEVERRI  
CÓDIGO: 190281**

Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología Marina

**DIRIGIDA POR:  
Dr. rer. nat. NÉSTOR HERNANDO CAMPOS**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA  
FACULTAD DE CIENCIAS – SEDE BOGOTÁ  
CENTRO DE ESTUDIOS EN CIENCIAS DEL MAR (CECIMAR) – SEDE CARIBE**

**CONVENIO UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA - INVEMAR**

**Santa Marta, D.T.C.H., 2010  
FORMATO UNICO PARA ENTREGA DE LOS TRABAJOS DE GRADO**

**TÍTULO EN ESPAÑOL:**

EVALUACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR CON DIFERENTE COBERTURA EN CUANTO A LOS PROCESOS DE RETENCIÓN, ABSORCIÓN Y ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS (Cr, Cd, Pb, Zn Y Cu).

**TÍTULO EN INGLÉS:**

ASSESSMENT OF MANGROVE ECOSYSTEMS WITH DIFFERENT COVERAGE IN PROCESSES OF RETENTION, ABSORPTION AND ACCUMULATION OF HEAVY METALS (Cr, Cd, Pb, Zn and Cu).

**RESUMEN EN ESPAÑOL:**

Para determinar diferencias de concentración de Cu, Zn, Pb, Cr y Cd como consecuencia de los procesos de acumulación en sedimento y translocación a tejidos aéreos, de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, establecidas en bosques con diferente estado ambiental (buen estado, degradado en recuperación natural y reforestado) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, se midieron los metales biodisponibles y totales en sedimentos asociados a las raíces, y los metales totales en raíces absorbentes, tallo, ramas y hojas, de las tres especies de mangle, en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008. Las mediciones de metales se realizaron mediante la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica. Se calcularon los factores de concentración ( $FC = \text{conc. raíz} / \text{conc. biodisponible}$ ) y de translocación ( $FT = \text{conc. tejido aéreo} / \text{conc. raíz}$ ) para cada metal y cada especie. La concentración de metales entre bosques, especies y tejidos fue diferente, sugiriendo variaciones de acumulación que dependen de las condiciones ambientales locales y de la composición y estructura de cada bosque, así como de la capacidad de absorción y translocación de cada una de las especies de mangle. El bosque en recuperación presentó las mayores concentraciones de metales, mientras que el bosque en buen estado las menores. La ubicación espacial de cada estación influyó en los contenidos de los metales. Se observó que los mangles actúan como especies fitoestabilizadoras de Cu, Zn, Pb, Cr y Cd, e hiperacumuladoras de Zn y se argumentó la importancia de los bosques de mangle como sumideros de metales pesados.

**TRADUCCIÓN DEL RESUMEN AL INGLÉS:**

Bioavailable and total metals in sediments associated with roots and total metals in absorbing roots, stems, branches and leaves were measured to determine differences in concentration of Cu, Zn, Pb, Cr and Cd as a result of the processes of accumulation in sediment and translocation to aerial tissues of *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*, established in forests with different environmental conditions (optimal conditions, degraded in natural recovery and reforested area) in the Ciénaga Grande of Santa Marta. These measurements were made in the rainy season of 2007 and dry season of 2008. Metal concentrations were determined by Atomic Absorption Spectrometry technique. Concentration factor (CF = root conc. / bioavailable conc.) and translocation factor (FT = aerial tissues conc. / root conc.) for each metal and species were calculated. Metal concentrations between forests, species and tissues were found different, suggesting variations in accumulation dependent on local environmental conditions and composition and structure of each forest, as well as absorption and translocation capacity of each species of mangrove. The recovering forest presented the highest concentrations of metals, while the forest in good conditions the lowest. The spatial location of each sampling station influenced the content of metals. It was observed that the mangroves act as phytostabilization species of Cu, Zn, Pb, Cr, Cd and hyperaccumulator of Zn. The importance of mangrove forests as sinks of heavy metals is argued.

**DESCRIPTORES O PALABRAS CLAVE EN ESPAÑOL:**

Metales pesados, acumulación, translocación, manglares, Ciénaga Grande de Santa Marta.

**TRADUCCIÓN AL INGLÉS DE LOS DESCRIPTORES:**

Heavy metal, accumulation, translocation, mangroves, Ciénaga Grande de Santa Marta.

**FIRMA DEL DIRECTOR:** \_\_\_\_\_

**Nombre(S) completo(s) del(los) autor(es) y (Año de nacimiento):**

CARLOS AUGUSTO VILLAMIL ECHEVERRI, 1978



## **AGRADECIMIENTOS**

Infinita gratitud quiero expresar a todas y cada una de las personas que de una u otra forma aportaron de su tiempo, esfuerzo o dedicación para cumplir este objetivo...

Agradezco al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación – COLCIENCIAS y al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR por el apoyo financiero y logístico, durante la ejecución del proyecto marco *“Evaluación de las funciones ecológicas del ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta como sumidero de metales pesados”*, Código: 2105-335-18557, del cual se derivó este trabajo.

Igualmente agradezco especialmente a Luisa Fernanda Espinosa Díaz, por sus valiosos comentarios en todo momento; a Juan Pablo Parra y Alianis Orjuela por su colaboración desinteresada durante las arduas jornadas de campaña y laboratorio; al personal de la Unidad de Laboratorios LABCAM de INVEMAR por su apoyo durante los análisis de laboratorio; a mis amigos Héctor Fabio Sáenz y Fabián Cortés por sus consejos estadísticos...

A Paola por todo y a John y el resto de amigos por lo demás...

No hubiera sido posible sin el apoyo incondicional y desinteresado de mi familia. Siempre estaré infinitamente agradecido con Ustedes...

Gracias a todos, aprecio enormemente lo que hicieron por mi!!!



## TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN .....	12
MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
Área de estudio.....	15
Caracterización estructural de las estaciones de muestreo.....	16
Recolección de muestras.....	17
Análisis fisicoquímicos .....	18
Tratamiento de muestras vegetales.....	18
Tratamiento de muestras de agua y sedimento .....	19
Control analítico .....	20
Análisis de la información.....	20
RESULTADOS.....	22
Caracterización estructural de los bosques de mangle.....	22
Propiedades físico-químicas en el agua y sedimento superficiales .....	25
Diferenciación biótica y abiótica de las estaciones de muestreo .....	26
Metales totales en el agua superficial.....	26
Metales biodisponibles en sedimento .....	27
Metales totales en sedimento.....	31
Metales pesados en tejidos de las tres especies de mangle.....	34
Raíces absorbentes de mangle .....	34
Tallos de mangle.....	37
Ramas de mangle.....	39
Hojas de mangle .....	41
Discriminación por concentración de metales.....	43
Retención y translocación de metales pesados .....	47
DISCUSIÓN .....	50
CONCLUSIONES.....	60
BIBLIOGRAFÍA .....	62
ANEXOS.....	72

## ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudio, ubicación de la Ciénaga Grande de Santa Marta y las tres estaciones de estudio. RIN: Rinconada, CG: Caño Grande, AN: Aguas Negras..... 17
- Figura 2. Promedio de las funciones del análisis múltiple discriminante en tres estaciones de muestreo de la CGSM para (a.) datos bióticos en que el eje canónico 1 representa el área basal total y el eje canónico 2 la densidad total de los bosques de mangle; y (b.) para datos abióticos donde el eje 1 representa el porcentaje de limos y arcillas y el eje 2 la salinidad en el agua y sedimento superficiales..... 28
- Figura 3. Concentración de Cu ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 29
- Figura 4. Concentración de Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 30
- Figura 5. Concentración de Pb ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 30
- Figura 6. Concentración total de Cu ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 31
- Figura 7. Concentración total de Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 32
- Figura 8. Concentración total de Pb ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). ..... 33



Figura 9. Concentración total de Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	33
Figura 10. Concentración total de Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	34
Figura 11. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	35
Figura 12. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	35
Figura 13. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	36
Figura 14. Concentración de Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año). .....	37
Figura 15. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	38
Figura 16. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	38
Figura 17. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	39

Figura 18. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	40
Figura 19. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	40
Figura 20. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	41
Figura 21. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	42
Figura 22. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	42
Figura 23. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).....	43
Figura 24. Análisis discriminante generalizado (GDA) que compara las concentraciones de metales pesados de cada especie de mangle entre las estaciones de muestreo de la CGSM. n= 6, para cada tejido, especie y estación.....	45
Figura 25. Análisis discriminante generalizado (GDA) que compara las concentraciones de metales pesados entre las tres especies de mangle de cada estación de muestreo de la CGSM. n= 6, para cada tejido, especie y estación. ....	46

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los métodos de análisis de las variables físico-químicas que se medirán <i>in situ</i> y en muestras de agua y sedimento en las tres estaciones de estudio. .....	18
Tabla 2. Atributos estructurales del bosque de mangle en tres estaciones de muestreo de la CGSM. ANE= Aguas Negras, CG= Caño Grande, RIN= Rinconada, n= número de individuos, DAP= diámetro a la altura del pecho, Dq= diámetro promedio cuadrático, h= altura, AB= área basal.....	24
Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del agua y sedimento superficiales en las tres estaciones de muestreo de la CGSM. O.D. = oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Eh = potencial redox (mV); L-A = porcentaje de limos y arcillas (%); M.O = materia orgánica (%). n = 2 por época (año). .....	26
Tabla 4. Concentración total de Cr, Pb, Zn, Cu y Cd ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) medidos en el agua superficial en tres estaciones de muestreo de la CGSM.....	27
Tabla 5. Factor de concentración de Cr, Pb, Zn y Cu, en raíces de <i>A. germinans</i> , <i>R. mangle</i> y <i>L. racemosa</i> , en las tres estaciones de muestreo de la CGSM. ....	48
Tabla 6. Factor de translocación de Cr, Pb, Zn y Cu, en hojas, ramas y tallos de <i>A. germinans</i> , <i>R. mangle</i> y <i>L. racemosa</i> , en las tres estaciones de muestreo de la CGSM. .....	49
Tabla 7. Clasificación de los sedimentos de las estaciones de muestreo, por concentraciones de metales pesados ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), de acuerdo con el sistema de categorías de contaminación del Departamento de Protección Ambiental de Hong Kong.....	52
Tabla 8. Concentración total máxima ( $\pm$ desviación estándar) de los metales pesados ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) medidos en sedimentos superficiales asociados a raíces de mangle de la CGSM. TEC= Concentración Umbral Efectiva.....	53





## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de manglar, además de ser catalogados como áreas de refugio, crianza y alimentación de diversos grupos animales, son zonas esenciales en la exportación de materia orgánica (Twilley, 1988; Rivera-Monroy *et al.*, 1995), franjas de protección y estabilización costera (Lynch *et al.*, 1989) y áreas de depositación final de múltiples contaminantes orgánicos e inorgánicos (MacFarlane y Burchett, 2002; Preda y Cox, 2002; MacFarlane *et al.*, 2003). Entre estos contaminantes, los metales pesados revisten gran atención debido a que son constituyentes naturales de la corteza terrestre y no son sintetizados por organismos, por tal motivo, son contaminantes no biodegradables, con alto poder de toxicidad y persistencia en el ambiente que pueden ser bioacumulados (Lacerda *et al.*, 1988; Campos, 1990; Matamoros, 1998; MacFarlane y Burchett, 2000). Aunque se encuentran naturalmente en el medio, su incremento proviene principalmente de desechos industriales y de plantas de tratamiento, minería, agricultura (fungicidas), aguas servidas, derivados del petróleo y vulcanismo (MacFarlane y Burchett, 2002), que ingresan a los ecosistemas de manglar con los aportes ribereños y con los cambios de marea, principalmente de tres formas: unidos por adsorción al material particulado, ligados a óxidos-hidróxidos de hierro y manganeso y disueltos en la columna de agua (Libes, 1992; Lacerda *et al.*, 1999).

Cuando los ecosistemas de manglar están en buen estado, tienen condiciones físicas y químicas (sedimentación alta, microambientes oxigenados en la rizósfera y concentración alta de sulfuros) que los catalogan como potenciales retenedores de metales pesados y sitios viables de saneamiento ambiental (Lacerda *et al.*, 1999; Machado *et al.*, 2002). No obstante, en bosques perturbados la dinámica de los metales es diferente, debido a que cambian las condiciones físico-químicas y es probable que los procesos de retención dejen de ser eficientes, permitiendo así que queden biodisponibles para los organismos que allí habitan y que sean transportados a zonas adyacentes, afectando ecosistemas vecinos (Machado *et al.*, 2002).

El ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) sufrió serias alteraciones, producto de los cambios hidrodinámicos que se generaron en el sistema, los cuales llevaron al aumento de la salinidad de aguas y suelos y a la muerte del 56% del mangle (285,7 km<sup>2</sup>), además de la disminución en la captura de recursos pesqueros y pérdida en biodiversidad (Botero y Salzwedel, 1999).

A principios de la década de los 1990 se dio inicio al Plan de Manejo Ambiental de la CGSM, cuyo principal objetivo fue minimizar los efectos negativos sobre los manglares y sus recursos asociados, para lo cual se realizaron obras de dragado y reapertura de cinco caños y la construcción de Box-culverts con el propósito de restablecer el régimen hidrológico del sistema e inducir la regeneración natural de los bosques de manglar. Estas acciones en conjunto con eventos climáticos La Niña, mejoraron las condiciones ambientales del sistema por la disminución de la salinidad en aguas y sedimentos y el aumento en cobertura de mangle en algunos sectores (Blanco *et al.*, 2006), originando zonas con bosques de alta, media y baja cobertura y con condiciones físico-químicas favorables para el establecimiento, crecimiento y desarrollo del mangle.

No obstante, la reentrada de agua del río Magdalena trajo consigo el aumento en la concentración de contaminantes, entre ellos los metales pesados, los cuales muestran un gradiente de descenso hacia los cuerpos de agua internos del sistema CGSM, alcanzando niveles de casi un orden de magnitud por debajo de los medidos en aguas del río Magdalena (Espinosa y Perdomo, 2008). Esta disminución se atribuyó a la presencia de manglares, que contribuyen en la captación y atrapamiento de metales en los sedimentos aledaños a las plantas.

Los manglares tienen la capacidad de retener metales pesados, no sólo por asimilación y metabolismo propio de las plantas de mangle y de la comunidad microbiana que habita al interior y alrededor de éstas (Williams, 2002; Collins *et al.*, 2005); sino además por las

condiciones fisicoquímicas del sedimento, como el pH, la concentración de materia orgánica, las condiciones de óxido-reducción y la salinidad que pueden variar entre bosques (Sheoran y Sheoran, 2006) y que a su vez pueden ser determinantes en la composición estructural del bosque y de las comunidades microbianas. La acumulación de los metales pesados por los mangles varía ampliamente, dependiendo de la tasa de crecimiento de cada una de las especies, de la capacidad de concentración de metales en los tejidos (Matagi *et al.*, 1998), de los mecanismos de bloqueo y excreción salina y de las condiciones de estrés (Field *et al.*, 1984; Raven, 1997; Biber, 2006), entre otros.

El propósito de este trabajo fue determinar los cambios en la acumulación de los metales Cu, Zn, Pb, Cr y Cd en los tejidos de tres especies de mangle establecidas en bosques con diferente estado ambiental en la CGSM (bosque en buen estado; bosque degradado y en recuperación natural; y área reforestada) y su relación con las condiciones fisicoquímicas del sedimento.



## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La CGSM es el sistema deltaico-estuarino más grande e importante de Colombia y uno de los más grandes del Caribe, con 3812 km<sup>2</sup>, ubicado entre los 10°40' - 11°00' N y los 74°15' - 74°38' W. Está conformado por el espejo lagunar principal, varias lagunas interconectadas y una barra de arena que los separa del mar Caribe (Figura 1). La CGSM fue declarada Humedal Ramsar en 1998 y certificada por la UNESCO como Reserva de Biósfera en el año 2000 (UNESCO, 2001). Por sus características hidrológicas, ecológicas y geomorfológicas, es considerada uno de los ecosistemas tropicales más productivos del Caribe (Day *et al.*, 1989), con importantes capturas de especies comerciales de peces, crustáceos y moluscos (Rueda y Defeo, 2003).

El clima de la zona es semiárido-tropical, con 6-7 meses secos al año y un déficit hídrico de 1031 mm.año<sup>-1</sup>, debido a que la evapotranspiración (1431 mm año<sup>-1</sup>) es mayor que la precipitación (400 mm año<sup>-1</sup>) (PROCIÉNAGA, 1995; Twilley *et al.*, 1999). Se presentan dos épocas climáticas principales, un período seco de diciembre a abril y uno lluvioso de septiembre a noviembre, el cual representa el 70% de la precipitación total anual. Los cambios en el nivel del agua son causados principalmente por la entrada de agua dulce proveniente de los ríos Magdalena, Fundación, Aracataca y Sevilla, y por precipitación local. La amplitud de la marea es reducida (20-30 cm) y tiene efecto principalmente en la Isla Salamanca (Garay *et al.*, 2004).

En la actualidad el sistema CGSM posee cerca de la mitad de la cobertura de mangle vivo (258,3 km<sup>2</sup>) estimada para el año 1956, formando bosques con diferente desarrollo estructural, dependiendo del grado de recuperación en que se encuentren. Los bosques de mangle seleccionados para desarrollar el presente estudio, fueron escogidos teniendo en cuenta su desarrollo estructural, para lo cual se analizaron tres áreas con diferente grado de recuperación:

Estación Rinconada (RIN), se ubica al noroccidente de la CGSM, en la orilla sur de la desembocadura del canal Clarín (Figura 1) (10° 57' 41.4" - 74° 29' 37.6"). El área presenta un bosque bien conservado con bajo nivel de perturbación (Cardona y Botero, 1998; Rivera-Monroy *et al.*, 2001). El bosque se compone de árboles de *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Rhizophora mangle* L. y *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn., con alturas máximas de 15,2 m (Rivera-Monroy *et al.*, 2006). Los suelos son lodosos con alto contenido orgánico y hojarasca en descomposición.

Estación Caño Grande (CG), localizada a 500 m al norte de la desembocadura de Caño Grande en la CGSM (Figura 1) (10° 51' 42.8" - 74° 28' 52.9"). Estación con estado medio de perturbación, caracterizada por presentar un borde vegetado de aproximadamente 18 m de ancho con árboles de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa*. En la estación, la cobertura de mangle se recuperó exitosamente debido al lavado de los suelos en época de lluvias y al repoblamiento con plántulas de *R. mangle* desde el año 2000.

Estación Aguas Negras (ANE), ubicada en la Ciénaga de Pajarales, aledaña al margen sur del canal Aguas Negras (Figura 1) (10° 48' 32.2" - 74° 36' 26.9"). Sitio altamente perturbado y en proceso de recuperación a partir de la re-apertura del canal Aguas Negras. Actualmente se evidencia un bosque de mangle joven regenerado naturalmente, compuesto principalmente árboles de *L. racemosa* y *A. germinans* y pocos individuos de *R. mangle*.

### **Caracterización estructural de las estaciones de muestreo**

En cada una de las estaciones se establecieron tres transectos de 100 m de longitud perpendiculares al cuerpo de agua principal y separados 100 m entre sí, sobre los cuales se delimitaron cinco parcelas de 100 m<sup>2</sup> (10 x 10 m) distanciadas 10 m una de otra. En ellas se identificaron y contaron todos los árboles con Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) mayor o igual a 2,5 cm, a los que se les midió la altura total y el DAP, con un

clinómetro electrónico Haglöf (precisión de 0,3 m) y con cinta diamétrica, respectivamente. Se realizaron mediciones estructurales en junio de 2007 y junio de 2008. Con los datos recolectados se calculó: densidad total y por especie, área basal (AB) y diámetro promedio cuadrático (Dq) (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1985), composición y abundancia de especies, atributos suficientes para caracterizar estructuralmente los bosques de mangle.

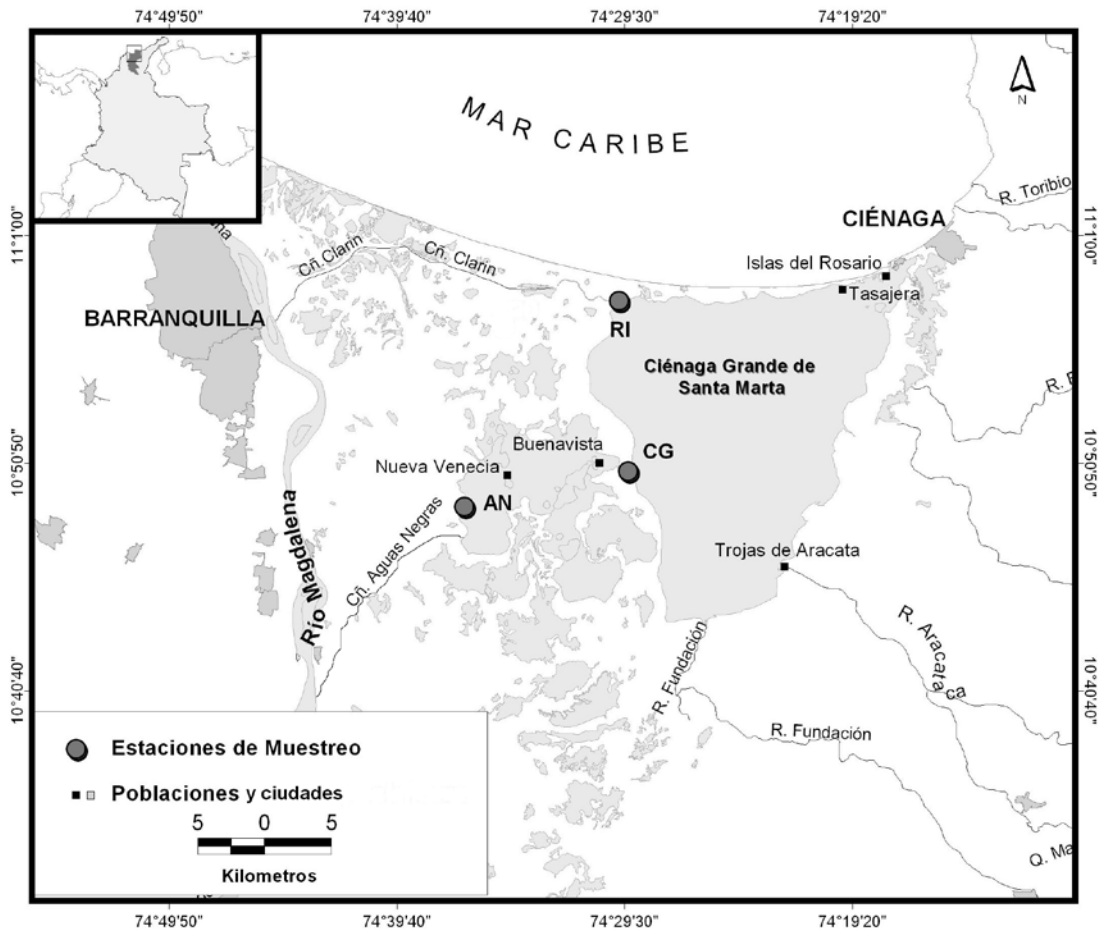


Figura 1. Área de estudio, ubicación de la Ciénaga Grande de Santa Marta y las tres estaciones de estudio. RIN: Rinconada, CG: Caño Grande, AN: Aguas Negras.

### Recolección de muestras

En cada estación se realizaron dos muestreos relacionados con las épocas climáticas principales: lluviosa (septiembre de 2007) y seca (febrero de 2008). Se seleccionaron y marcaron sistemáticamente tres árboles maduros de cada una de las especies, A.

*germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*. Se recolectaron muestras de raíz, tallo, ramas y hojas, y sedimento asociado a la raíz de cada árbol marcado, usando implementos plásticos (palas de mano y cuchillos) previamente lavados con HNO<sub>3</sub> al 10%. Adicionalmente se recolectaron muestras de agua superficial en cada estación. Las muestras de tejido, sedimento y agua superficial se empacaron en bolsas plásticas rotuladas, previamente tratadas con HNO<sub>3</sub> al 10% y se transportaron refrigeradas hasta el laboratorio.

### **Análisis fisicoquímicos**

Con el propósito de determinar las variables que puedan influir en la biodisponibilidad de metales pesados, dos veces por época climática, se midió por duplicado en el agua y sedimento superficiales las variables salinidad, pH, potencial redox (Eh), contenido de materia orgánica (M.O) y contenido de limos y arcillas (L-A), con los métodos descritos en la Tabla 1.

### **Tratamiento de muestras vegetales**

Las muestras de tejidos se lavaron con agua desionizada para evitar contaminación atmosférica, se secaron en un liofilizador LABCONCO freezezone 4,5 a -40 °C y 133 x 10<sup>-3</sup> mBar de presión, se pulverizaron en mortero de porcelana y se descartaron las partículas grandes. Para la digestión se empleó el método descrito por Krishnamurty *et al.* (1976), el cual se ha usado ampliamente en estudios de metales en plantas (Škvarla, 1998; Szilágyi y Szentmihályi, 2006) incluyendo estudios en manglar (MacFarlane *et al.*, 2003; MacFarlane *et al.*, 2007) que consiste, en la extracción de los metales después de la destrucción total de la materia orgánica, con una mezcla de HNO<sub>3</sub> (65%) y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) calentando hasta sequedad a 130 °C en un bloque de calentamiento Cole Parmer modelo 36200. Los extractos para lectura se aforaron a 10 ml con HCl 0,1 N.

Tabla 1. Descripción de los métodos de análisis de las variables fisico-químicas que se medirán *in situ* y en muestras de agua y sedimento en las tres estaciones de estudio.

	VARIABLE	MÉTODO DE ANÁLISIS
Agua superficial	Salinidad	Medición electrométrica con electrodo combinado acoplado a conductrmetro portátil YSI 30
	Oxígeno disuelto (O.D)	Medición en campo con electrodo de membrana WTW-OXI 320 (Standard Methods N° 4500-O. APHA, AWWA y WEF, 2005)
	pH	Medición electrométrica con electrodo combinado acoplado a sonda portátil WTW pH-315i (Standard Methods N° 4500-H. APHA, AWWA y WEF, 2005)
	Potencial de óxido-reducción (Eh)	Medición electrométrica con electrodo combinado acoplado a sonda portátil Ionómetro pH/ION WTW pH-340i (APHA, AWWA y WEF, 2005)
Sedimento	Salinidad	Dilución de 5 g de sedimento seco en 5 mL de agua destilada, con agitación por 15 min. Medición electrométrica con electrodo combinado acoplado a conductrmetro portátil YSI 30. (López-Ritas y López-Melida, 1978).
	pH	Dilución de 5 g de muestra de sedimento en 5 mL de agua destilada con agitación por 15 min. Medición electrométrica con electrodo de vidrio combinado acoplado a sonda portátil WTW pH-315i. (López-Ritas y López-Melida, 1978).
	Potencial de óxido-reducción (Eh)	Medición electrométrica con electrodo combinado acoplado a sonda portátil Ionómetro pH/ION WTW pH-340i.
	Materia orgánica (M.O)	Determinación por calcinación a 550°C por 4 h (Garay <i>et al.</i> , 2003).
	Contenido de limos y arcillas	Gravimetría en húmedo. Dispersión con hexametáfosfato de sodio (6.2 mg.L <sup>-1</sup> ) y cribado en diferentes tamices (Dewis y Freitas, 1984)

### Tratamiento de muestras de agua y sedimento

Las muestras de agua superficial se fijaron en campo con HNO<sub>3</sub> hasta obtener pH 2, en el laboratorio se realizó extracción total por digestión con HCl y HNO<sub>3</sub>. Las muestras de sedimento superficial se liofilizaron, maceraron y tamizaron con mallas de 63 µm, para obtener la fracción correspondiente a limos y arcillas que tiene mayor capacidad de retención de metales pesados (Lacerda *et al.*, 1993; Tariq *et al.*, 1994; Morrisey *et al.*, 1994). Para determinar los metales potencialmente móviles o biodisponibles, se realizó la extracción conforme al método descrito por Arain *et al.* (2008) que consiste en adicionar

20 mL de ácido acético 0,11 M ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) a 0,5 g de muestra y agitar por 10 h. La extracción de metales totales en sedimentos se realizó mediante mezcla ácida con  $\text{HNO}_3$ , HF,  $\text{HClO}_4$  y  $\text{H}_2\text{BO}_3$  en caliente (MacFarlane *et al.*, 2007). A 0,5 g de muestra seca se le adicionaron 4 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado, calentándose casi hasta sequedad en bloque de calentamiento a 130 °C, posteriormente se agregaron 2 mL de HF a 130°C y 3 mL de  $\text{HClO}_4$  a la misma temperatura. Para finalizar la extracción y neutralizar el HF se adicionaron 8 mL de  $\text{H}_2\text{BO}_3$  al 1% (Salomao *et al.*, 2001; Zeng-Yei *et al.*, 2002), por último se aforó a 25 mL con HCl 0,1N.

La concentración de metales, tanto en material vegetal como en el sedimento, se determinó mediante la técnica de Espectrometría de Absorción Atómica, usando un equipo Shimadzu AA-6300.

### **Control analítico**

Todos los reactivos usados fueron de grado analítico, y todas las soluciones fueron preparadas con agua desionizada calidad Millipore. Para verificar la calidad de los análisis, con cada set de muestras se incluyó un blanco de reactivos. Con las muestras de sedimento, se colocó material de referencia MESS-3 y BCR del National Research Council Canadá (NRC) y con las muestras de tejido vegetal, una muestra réplica fortificada con concentración conocida de solución estándar MERCK de cada metal. La referencia para las muestras de agua superficial fue agua marina sintética fortificada con concentración conocida de solución estándar MERCK de cada metal. En todos los casos, se determinaron los parámetros analíticos, error relativo, límite de detección del método (promedio de los blancos más tres veces la desviación estándar) y porcentaje de recuperación que osciló entre 85,3 % y 96,7 % dependiendo del metal. Para minimizar los errores con el equipo, se hicieron tres lecturas de cada muestra.

### **Análisis de la información**

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) con tres factores de variación, para establecer diferencias de retención y acumulación de metales pesados entre tejidos, especies y estaciones. Mediante pruebas de Hotelling, se compararon pareadamente los

tratamientos de cada factor de variación, estableciendo diferencias concretas entre cada uno de ellos. La normalidad se exploró mediante el gráfico de Q-Q plot normal y la prueba de Shapiro-Wilks, la homogeneidad de varianzas a través de la prueba de Levene (Montgomery, 1991) con el 5% de significancia.

Se realizó una ordenación de las estaciones en términos de variables bióticas (estructurales) y abióticas (físicoquímicas aguas y sedimentos) por medio de análisis discriminantes múltiples. Adicionalmente, se realizaron análisis discriminantes generalizados (GDA) (Anderson y Robinson, 2004), probando la relación significativa en la retención y acumulación de metales en estaciones con diferente desarrollo estructural.

Se calcularon los Factores de Concentración (FC) y de Translocación (FT), usados frecuentemente en estudios de contaminación con metales ya que describen la capacidad de acumulación por organismos. Los FT y FC mayores a 1 sugieren acumulación del metal en las raíces absorbentes o en los tejidos aéreos de la planta:

- Factor de concentración (FC): Relación entre la concentración promedio de metales en raíces de las tres especies de mangle establecidas en las estaciones de estudio, para las dos épocas climáticas, y la concentración promedio de metales biodisponibles en los sedimentos asociados a cada planta de mangle estudiada (Lacerda *et al.*, 1985).
- Factor de translocación (FT): Relación entre la concentración promedio de metales en cada uno de los tejidos aéreos de las especies de mangle establecidas en las estaciones de estudio, en ambas épocas climáticas, y la concentración promedio de metales totales en las raíces de cada planta estudiada (MacFarlane *et al.*, 2007).

## RESULTADOS

### Caracterización estructural de los bosques de mangle

En la Tabla 2 se resumen los atributos estructurales de los bosques de mangle, medidos entre 2007 y 2008 en las tres estaciones de muestreo, caracterizadas por presentar diferente grado de perturbación como consecuencia del régimen de salinidad e inundación y representados por diferentes estadios de deterioro estructural del bosque.

La estación de Rinconada (RIN), presenta un bosque de cuenca, con densidades totales entre 966 y 1246 ind.ha<sup>-1</sup> y área basal (AB) mayor a 22,32 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (Tabla 2). El bosque está compuesto por árboles de *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle* con densidades superiores a 673, 253 y 40 ind.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. *A. germinans* es la especie dominante del bosque ya que aporta más del 70 % de la densidad total y 79 % del AB (Tabla 2), con individuos adultos bien desarrollados hasta de 44,4 cm de DAP y 22 m de altura. *L. racemosa* le sigue en importancia con el 26,2 % de la densidad y el 12 % del AB, los árboles de esta especie forman rodales mixtos de menor porte y mayor altura (hasta 18,5 cm de DAP y 21,2 m de altura) (Tabla 2). *R. mangle* es la menos representativa de la estación (4,1 % de la densidad total), se localiza exclusivamente al borde del cuerpo de agua principal. A pesar de la baja densidad aporta el 8,8 % del AB, ya que se pueden observar árboles adultos hasta de 36,4 cm de DAP y 17,1 m de altura. En esta estación se presentaron los mayores valores AB total y Dq (Tabla 2).

Caño Grande (CG), está cubierto en su mayoría por individuos de *R. mangle*, evidenciado principalmente durante el 2008, con una densidad de 1180 ind.ha<sup>-1</sup> que corresponde al 69% del total (Tabla 2). Esta densidad alta se da por el ingreso en 2008 de individuos con DAP mayor a 2,5 cm, producto de una reforestación con esta especie a partir del año 2000, la cual fue establecida detrás de la franja de mangle original de 18 m de ancho aproximadamente, en donde co-existen las tres especies de mangle estudiadas. En esta franja externa predomina *A. germinans* que aportó 6,48 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> de AB en 2008, con



árboles de hasta 27,2 cm de DAP y 22,3 m de altura. Es importante el aporte de AB de *R. mangle* con árboles que alcanzan hasta 25,4 cm de DAP y 26,8 m de altura (Tabla 2). *L. racemosa* es la menos frecuente en este bosque, no obstante, es notable el incremento de esta especie en todas las variables medidas, especialmente en densidad y AB (Tabla 2).

ANE presenta un bosque de mangle joven, compuesto por *A. germinans* y *L. racemosa* en proporciones similares, que en conjunto representan el 99% de la densidad total y el 99,6% del AB total. Se encuentran pocos individuos de *R. mangle* (Tabla 2) establecidos exclusivamente en el borde del cuerpo de agua principal. Aunque en esta estación el bosque tiene la menor densidad y desarrollo, el Dq es mayor que en CG, debido a la sobrevivencia de pocos árboles de *A. germinans* que actualmente alcanzan 23,8 cm de DAP y 24 m de altura (Tabla 2). ANE representa el área con mayor deterioro, por tanto el incremento en las variables medidas (especialmente AB), pone en evidencia un proceso de recuperación y desarrollo del bosque.

Es evidente el incremento anual, durante el período de estudio, de las variables densidad total, AB total, altura y DAP máximo en todas las estaciones de muestreo (Tabla 2), manifestando crecimiento y desarrollo de los bosques, favorecido por las condiciones ambientales dadas por los años La Niña de 2007 y 2008. Por el contrario, el Dq total disminuyó en CG y RIN (Tabla 2), debido a que dicha variable está en función de la densidad y el AB, y en estas estaciones la densidad aumentó en mayor proporción que el AB indicando incremento de árboles de menor desarrollo estructural (reclutamiento) sin un gran aporte al AB.

Tabla 2. Atributos estructurales del bosque de mangle en tres estaciones de muestreo de la CGSM. ANE= Aguas Negras, CG= Caño Grande, RIN= Rinconada, n= número de individuos, DAP= diámetro a la altura del pecho, Dq= diámetro promedio cuadrático, h= altura, AB= área basal.

Estación	Año	Especie	n	DAP max. (cm)	Dq	h max (m)	Densidad (ind. ha <sup>-2</sup> )	AB (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )
ANE	2007	<i>A. germinans</i>	44	23,5	13,2	23	293,3	4,01
		<i>L. racemosa</i>	42	22,8	12,9	18	280	3,66
		<i>R. mangle</i>	1	7,2	7,2	7,5	6,7	0,03
		TOTAL	87	23,5	13	23	580	7,70
	2008	<i>A. germinans</i>	46	23,8	13,3	24	306,7	4,24
		<i>L. racemosa</i>	49	21,5	12,8	18,4	326,7	4,22
		<i>R. mangle</i>	1	7,6	7,6	7	6,7	0,03
		TOTAL	96	23,8	13	24	640	8,49
CG	2007	<i>A. germinans</i>	53	25,7	12,5	22,0	353,3	4,30
		<i>L. racemosa</i>	5	10	7,2	12,8	33,3	0,13
		<i>R. mangle</i>	23	24,5	12	23,8	153,3	1,73
		TOTAL	81	25,7	12,1	23,8	540	6,17
	2008	<i>A. germinans</i>	69	27,2	13,4	22,3	460	6,48
		<i>L. racemosa</i>	10	12,7	7,7	15,3	66,7	0,31
		<i>R. mangle</i>	177	25,4	8,4	26,8	1180	6,47
		TOTAL	256	27,2	9,9	26,8	1706,7	13,26
RIN	2007	<i>A. germinans</i>	101	43,9	18,3	21,7	673,3	17,66
		<i>L. racemosa</i>	38	18,3	11,6	15,5	253,3	2,68
		<i>R. mangle</i>	6	35,3	25,1	17,1	40	1,97
		TOTAL	145	43,9	17,1	21,7	966,7	22,32
	2008	<i>A. germinans</i>	115	44,4	17,5	22	766,7	18,54
		<i>L. racemosa</i>	64	18,5	9,1	21,2	426,7	2,79
		<i>R. mangle</i>	8	36,4	22,6	17,1	53,3	2,14
		TOTAL	187	44,4	15,5	22	1246,7	23,48

### **Propiedades físico-químicas en el agua y sedimento superficiales**

Los valores de las variables físico-químicas en sedimentos y aguas de las tres estaciones de muestreo se reportan en la Tabla 3. A excepción de la salinidad en Aguas Negras, se midieron mayores valores de salinidad, pH y Eh en el agua superficial que en el sedimento superficial (Tabla 3).

Se determinaron diferencias significativas en los valores de salinidad en agua y sedimento superficiales entre las tres estaciones (Wilks,  $p=0,0002$  y  $p=0,0048$  respectivamente), siendo RIN la estación con valores mayores (Tabla 3). Si bien RIN se ubica cerca de la desembocadura del canal Clarín, el flujo de agua dulce durante el periodo de estudio fue bajo, como consecuencia del taponamiento del mismo (Espinosa y Perdomo, 2008), mientras que los canales Aguas Negras y Renegado-Condazo aportaron agua dulce a las estaciones ANE y CG, respectivamente.

En todos los casos el pH del agua superficial estuvo cercano a 7 (Tabla 3), no obstante, se determinaron diferencias entre estaciones (Wilks,  $p=0,014$ ). En el sedimento superficial, el pH fue bajo, presentándose la mayor acidez en ANE (4,4), mientras que en CG fue cercano a 7, evidenciándose diferencias significativas (Wilks,  $p < 0,0001$ ).

El agua superficial de todas las estaciones presentó condiciones de oxidación (Tabla 3), no obstante, RIN fue significativamente diferente (Wilks,  $p=0,0279$ ). Por el contrario, los sedimentos superficiales presentaron en todos los casos condiciones reducidas principalmente en ANE y CG (Tabla 3) diferenciándose de RIN (Wilks,  $p=0,0001$ ).

Se determinaron diferencias significativas en los contenidos de materia orgánica (M.O) y limos y arcillas (L-A) (Wilks,  $p=0,0002$  y  $p < 0,0001$ , respectivamente) siendo RIN la estación con mayores registros de M.O y L-A y ANE con menores de L-A (Tabla 3).

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas del agua y sedimento superficiales en las tres estaciones de muestreo de la CGSM. O.D. = oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Eh = potencial redox (mV); L-A = porcentaje de limos y arcillas (%); M.O = materia orgánica (%). n = 2 por época (año).

Matriz	Variable	Aguas Negras		Caño Grande		Rinconada	
		2007	2008	2007	2008	2007	2008
Agua Superficial	Salinidad	0,1	0,1	$8,9 \pm 2,9$	$7 \pm 0,35$	$16,3 \pm 7,0$	$6 \pm 1,34$
	O.D.	$2,68 \pm 0,21$	$1,83 \pm 0,14$	$3,04 \pm 0,41$	$3,01 \pm 0,28$	$1,57 \pm 0,1$	$0,4 \pm 0,1$
	pH	$6,7 \pm 0,13$	$7,1 \pm 0,08$	$7,8 \pm 0,09$	$7,5 \pm 0,2$	$7,4 \pm 0,3$	$6,7 \pm 0,04$
	Eh	$199 \pm 30,3$	$184 \pm 21,1$	$26 \pm 81,3$	$116 \pm 23,1$	$19,7 \pm 73,4$	$30,2 \pm 29,1$
Sedimento superficial	Salinidad	$1,8 \pm 0,37$	$1,0 \pm 0,12$	$1,6 \pm 0,20$	$0,6 \pm 0,11$	$8,9 \pm 0,94$	$10,5 \pm 0,42$
	pH	$4,8 \pm 0,17$	$4,4 \pm 0,11$	$6,2 \pm 0,21$	$7,1 \pm 0,16$	$5,3 \pm 0,12$	$5,5 \pm 0,19$
	L-A	$35,3 \pm 0,61$	$42,0 \pm 0,47$	$59,7 \pm 0,73$	$61,6 \pm 0,12$	$61,9 \pm 0,54$	$72,9 \pm 0,78$
	M.O	$17,4 \pm 0,10$	$18,5 \pm 0,23$	$18,4 \pm 0,33$	$16,5 \pm 0,28$	$19,8 \pm 0,15$	$21,2 \pm 0,14$
	Eh	$-356 \pm 11,8$	$-406 \pm 19,7$	$-380 \pm 21,1$	$-407 \pm 15,7$	$-215 \pm 9,3$	$-220 \pm 8,8$

### Diferenciación biótica y abiótica de las estaciones de muestreo

Mediante el análisis múltiple discriminante derivados de la información recolectada para ambas épocas climáticas, se determinaron diferencias significativas entre las tres estaciones de muestreo, basadas en la estructura de los bosques de mangle y las características físico-químicas principalmente, explicadas por diferencias entre la densidad total y el área basal (Figura 2a) y por el porcentaje de limos y arcillas y la salinidad (Figura 2b). Se observa separación completa de las estaciones principalmente por las variables físico-químicas, indicando condiciones ambientales diferentes en cada estación.

### Metales totales en el agua superficial

En la Tabla 4 se registran las concentraciones de los metales pesados medidos en la época de lluvias de 2007 y seca de 2008, se observan mayores contenidos de Cr y Zn en 2007 que en 2008 en todas las estaciones de muestreo, mientras que el Cu presentó mayor concentración en 2008. El metal pesado medido más abundante fue el Zn en concentraciones entre  $2,52$  y  $8,441 \mu\text{g.L}^{-1}$ . El Pb y el Cd siempre se determinaron por debajo del límite de detección del método ( $< 0,03$  y  $< 0,001 \mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente). Las

mayores concentraciones de metales se determinaron en RIN en las dos épocas climáticas (Tabla 4) a excepción del Cu medido en ANE en 2008 que fue la mayor concentración encontrada (Tabla 4).

Tabla 4. Concentración total de Cr, Pb, Zn, Cu y Cd ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) medidos en el agua superficial en tres estaciones de muestreo de la CGSM.

Estación	Año	Cr	Pb	Zn	Cu	Cd
ANE	2007	0,280	< 0,03	7,403	0,121	< 0,001
	2008	< 0,03	< 0,03	3,390	0,454	< 0,001
CG	2007	0,190	< 0,03	7,643	0,073	< 0,001
	2008	0,130	< 0,03	2,523	0,304	< 0,001
RIN	2007	0,362	< 0,03	8,441	0,242	< 0,001
	2008	0,090	< 0,03	6,728	0,326	< 0,001

#### Metales biodisponibles en sedimento

Los contenidos de Cr ni Cd en la forma biodisponible en el sedimento superficial, estuvieron por debajo del límite de detección del método ( $\text{Cd} < 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$  y  $\text{Cr} < 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

El Cu fue el metal biodisponible más abundante en los sedimentos, con concentraciones superiores a  $163,54 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 3). Aunque en todos los casos las concentraciones de Cu biodisponible fueron mayores en la época seca de 2008 que en la lluviosa de 2007 (Figura 3), sólo se determinaron diferencias significativas entre épocas en ANE para las tres especies de mangle (Wilks,  $p < 0,0464$ ), en CG para *A. germinans* (Wilks,  $p = 0,0132$ ) y en RIN para *R. mangle* (Wilks,  $p = 0,0391$ ).

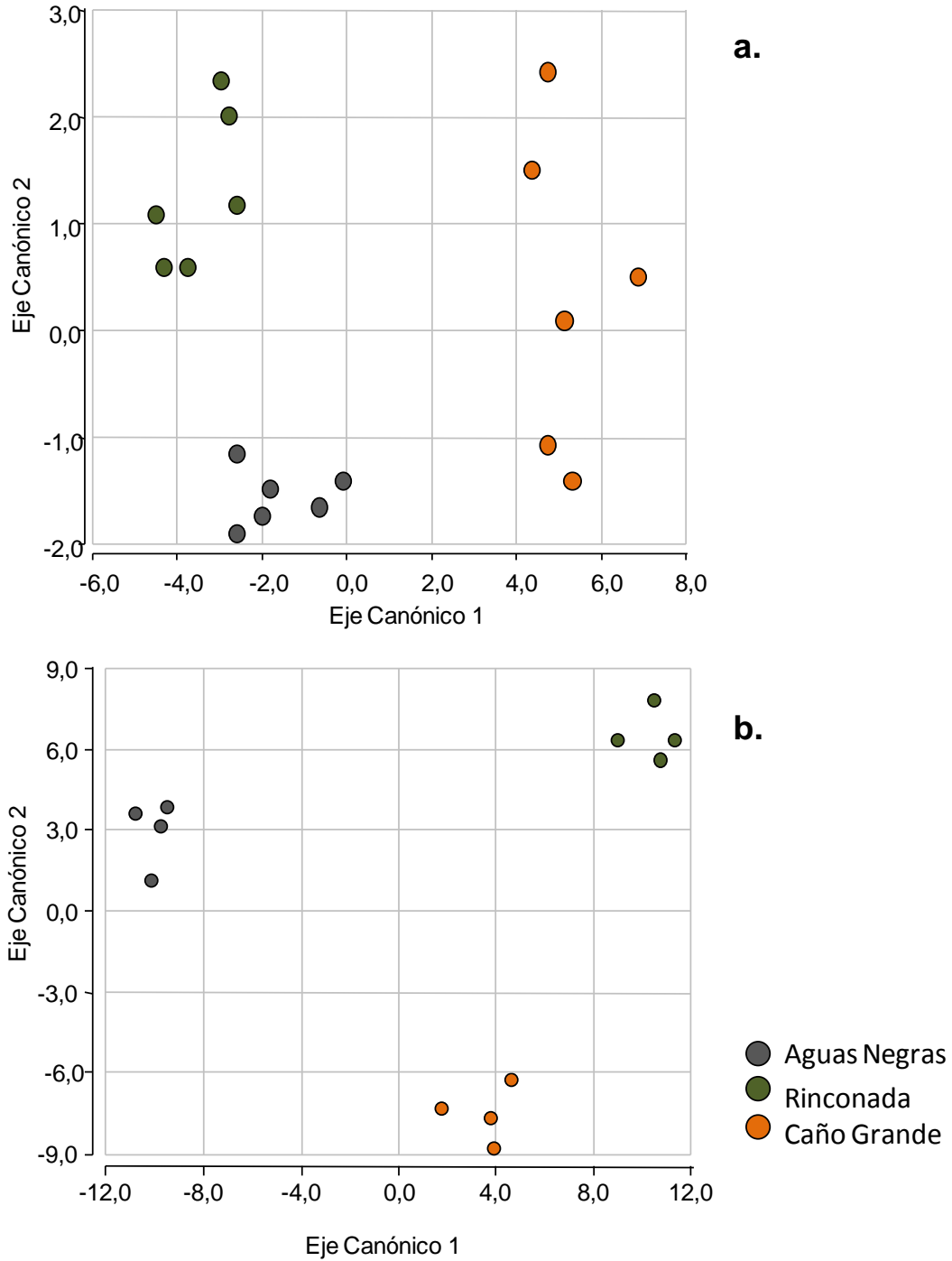


Figura 2. Promedio de las funciones del análisis múltiple discriminante en tres estaciones de muestreo de la CGSM para (a.) datos bióticos en que el eje canónico 1 representa el área basal total y el eje canónico 2 la densidad total de los bosques de mangle; y (b.) para datos abióticos donde el eje 1 representa el porcentaje de limos y arcillas y el eje 2 la salinidad en el agua y sedimento superficiales.

Se determinaron diferencias significativas en los contenidos de Cu biodisponible entre estaciones (Wilks,  $p < 0,0001$ ) siendo ANE la estación con concentraciones dos y tres veces mayores al resto (Figura 3). CG fue la estación con menores contenidos de Cu menores a  $213,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 3). No se determinaron diferencias significativas de concentración de Cu biodisponible asociado a las raíces de las tres especies (Wilks,  $p = 0,0951$ ), no obstante, las mayores concentraciones estuvieron asociadas con *A. germinans* en las tres estaciones (Figura 3).

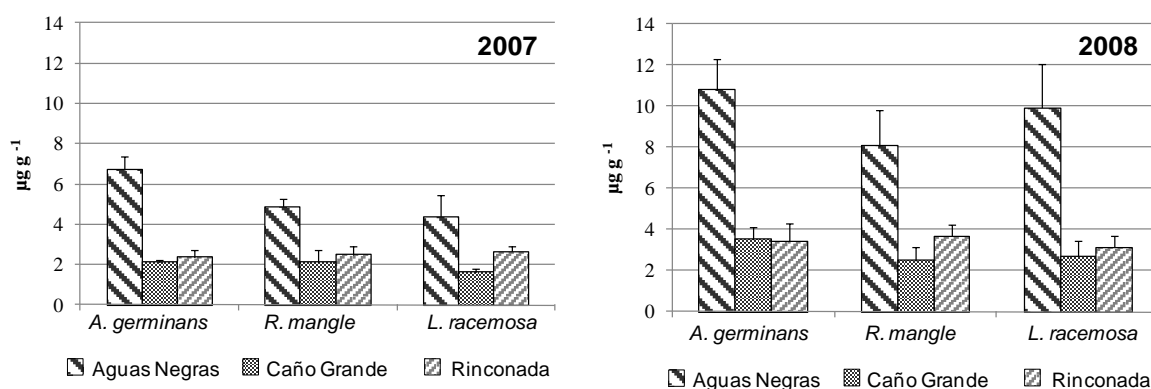


Figura 3. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Los contenidos de Zn biodisponible medidos en el sedimento fueron superiores a  $4,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 4). En general, se midieron concentraciones mayores de Zn en la época seca de 2008 que en la lluviosa de 2007, solamente fueron más altas en 2007 para *A. germinans* y *R. mangle* en CG y para *L. racemosa* en RIN (Figura 4), no obstante, no fueron significativamente diferentes (Wilks,  $p > 0,05$ ). En ANE los contenidos de Zn en 2008 fueron casi el doble de los medidos en 2007 (Figura 4 - Wilks,  $p < 0,0106$ ). No se determinaron diferencias significativas entre estaciones o asociados a las tres especies de mangle (Wilks,  $p = 0,1545$  y  $p = 0,7874$ , respectivamente), no obstante, las concentraciones de Zn biodisponible fueron mayores en ANE y asociados a *L. racemosa* en la mayoría de los casos (Figura 4).

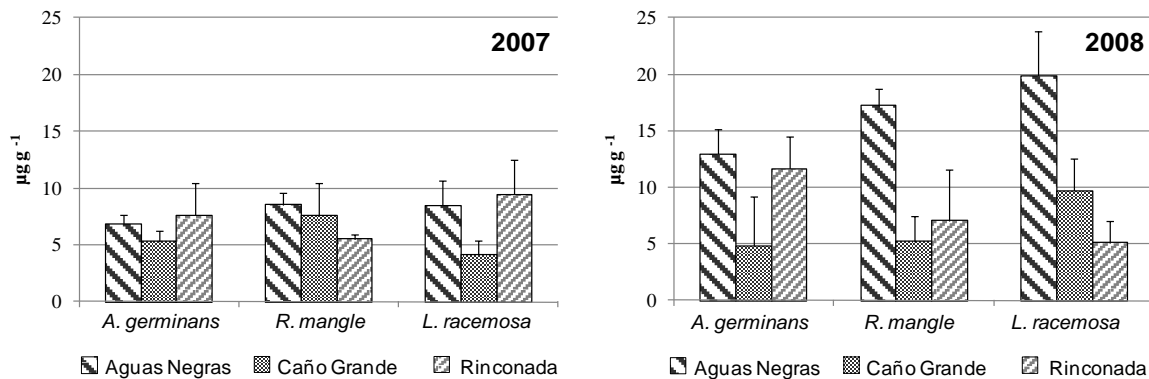


Figura 4. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

La concentración de Pb biodisponible en el sedimento asociado a las raíces de *A. germinans*, en ANE para la época lluviosa de 2007 fue de  $7,79 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , significativamente diferente al de la época seca (Wilks,  $p = 0,024$ ). El resto de mediciones estuvieron por debajo de  $3,77 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 5). No es evidente alguna tendencia de concentración afectada por las épocas climáticas. No se detectó Pb en los sedimentos asociados a *L. racemosa* en ANE y *R. mangle* en RIN para las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 respectivamente. Las mayores concentraciones de Pb se midieron para *A. germinans* en las tres estaciones (Figura 5) determinándose diferencias significativas entre estaciones y asociados a especies (Hotelling,  $p = 0,0242$ ).

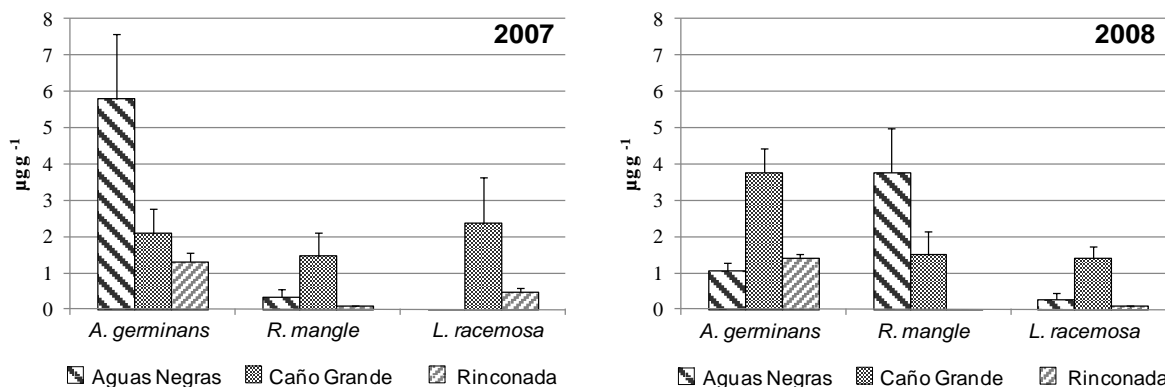


Figura 5. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) biodisponible, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).



### Metales totales en sedimento

A excepción del Cd total, para los otros metales se observó un gradiente de concentración de metales totales en el sedimento, asociado a cada una de las especies de mangle: para *A. germinans* el orden de concentración fue ANE > CG > RIN, mientras que para *R. mangle* y *L. racemosa* fue ANE > RIN > CG.

Se midieron concentraciones de Cu total entre 9,66 y 32,85  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 6). Aunque no se establecieron diferencias significativas en la concentración de Cu entre épocas (Wilks,  $p > 0,05$ ), se los midieron mayores contenidos en CG y RIN para la época lluviosa de 2007 y en ANE para la temporada seca de 2008 (Figura 6). En ANE se midieron mayores concentraciones totales de Cu (Figura 6) siendo significativamente diferente de las otras estaciones de muestreo (Hotelling,  $p < 0,0001$ ). Los contenidos de Cu total asociados a cada una de las especies, no fueron significativamente diferentes (Wilks,  $p = 0,178$ ).

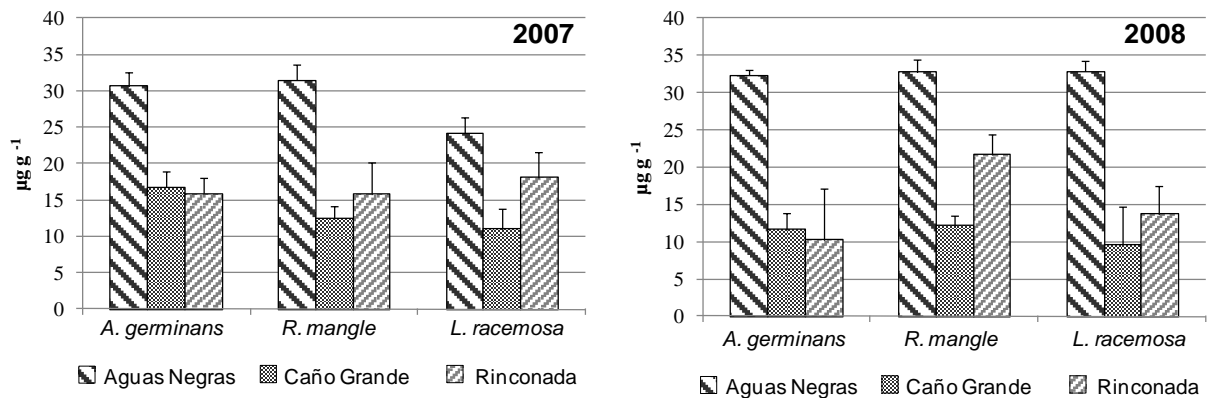


Figura 6. Concentración total de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Los contenidos de Zn total fluctuaron entre 41,08 y 102,93  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 7). A excepción de los sedimentos asociados a *L. racemosa* en ANE, se midieron concentraciones mayores de Zn en la temporada seca de 2008 (Figura 7), sin embargo, no se determinaron diferencias significativas entre épocas (Wilks,  $p > 0,05$ ). En ANE se midieron mayores concentraciones de Zn total en el sedimento (Figura 7) diferenciándose significativamente

de las otras estaciones (Hotelling,  $p < 0,0001$ ). En RIN se midieron concentraciones diferentes de Zn en los sedimentos asociados a cada una de las especies (Hotelling,  $p = 0,0287$ ) de las cuales *R. mangle* presentó los mayores contenidos (Figura 7).

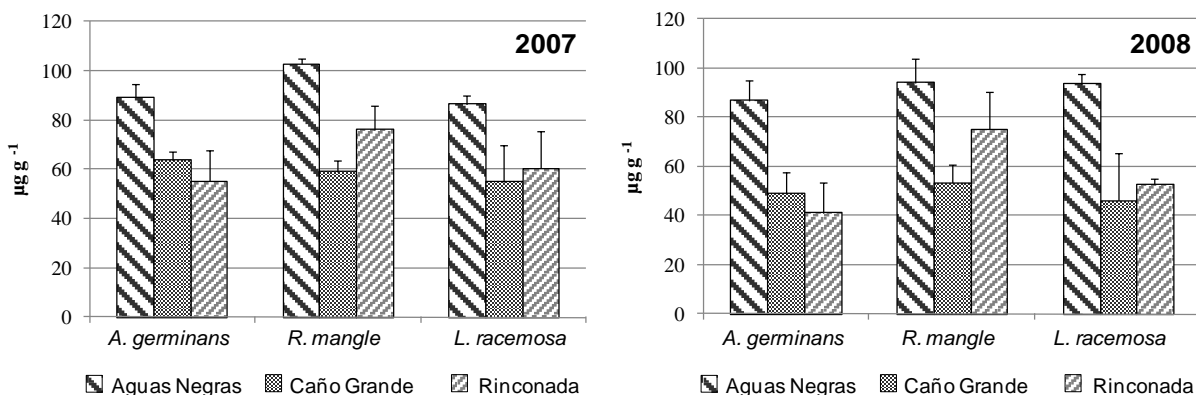


Figura 7. Concentración total de Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Se midieron concentraciones de Pb total entre 4,5 y 18,21  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 8). No se determinaron diferencias significativas de Pb total entre épocas climáticas (Wilks,  $p > 0,05$ ), no obstante, se midieron en general mayores concentraciones en la temporada seca de 2008 (Figura 8). En ANE se midieron los contenidos mayores de Pb en el sedimento (Figura 8) siendo significativamente diferente de las otras estaciones (Hotelling,  $p < 0,0001$ ). Al igual que el Zn, se determinaron diferencias significativas de Pb en los sedimentos asociados a las tres especies en RIN (Hotelling,  $p < 0,02$ ) siendo *R. mangle* la que presentó los mayores contenidos (Figura 8).

Se midieron concentraciones de Cr total entre 14,36 y 45,96  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 9). Aunque las concentraciones de Cr en la mayoría de las mediciones de la época lluviosa de 2007 fueron mayores (Figura 9), no se determinaron diferencias estadísticas entre épocas (Wilks,  $p > 0,05$ ). En ANE se midieron mayores concentraciones de Cr en el sedimento (Figura 9) diferenciándose significativamente de las otras estaciones (Hotelling,  $p < 0,0001$ ). No se establecieron diferencias significativas de Cr total en los sedimentos asociados a las tres

especies de mangle (Wilks,  $p = 0,1521$ ), no obstante, *R. mangle* presentó mayores concentraciones que *A. germinans* y *L. racemosa* en ANE y RIN (Figura 9).

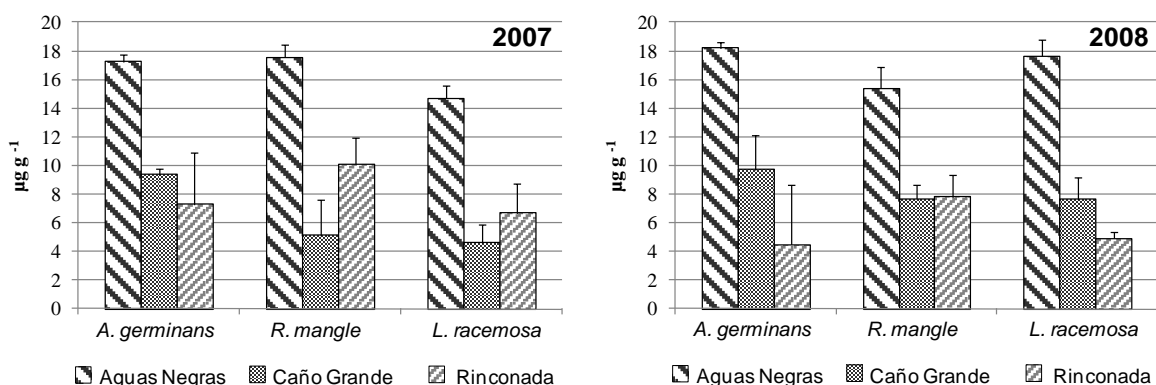


Figura 8. Concentración total de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

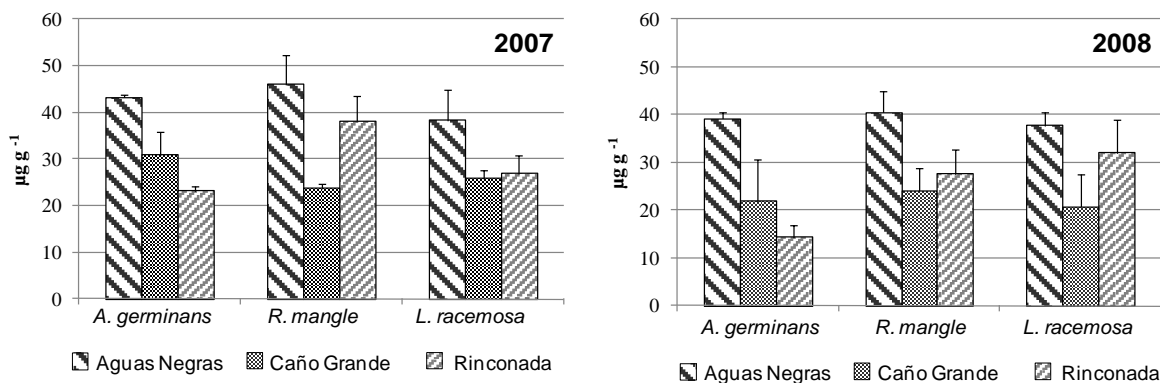


Figura 9. Concentración total de Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Solo en CG, los contenidos de Cd total estuvieron por debajo del límite de detección del método ( $< 0,001$ ), en el resto de estaciones, se midieron concentraciones entre  $0,03$  y  $0,29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 10). Los mayores contenidos de Cd se determinaron en la temporada seca de 2008 (Figura 10), sin embargo, no se presentaron diferencias estadísticas (Wilks,  $p > 0,05$ ). No se determinaron diferencias significativas de Cd total entre estaciones de muestreo y en los sedimentos asociados a las tres especies de mangle, sin embargo, se midieron contenidos menores en ANE, especialmente en *A. germinans* (Figura 10).

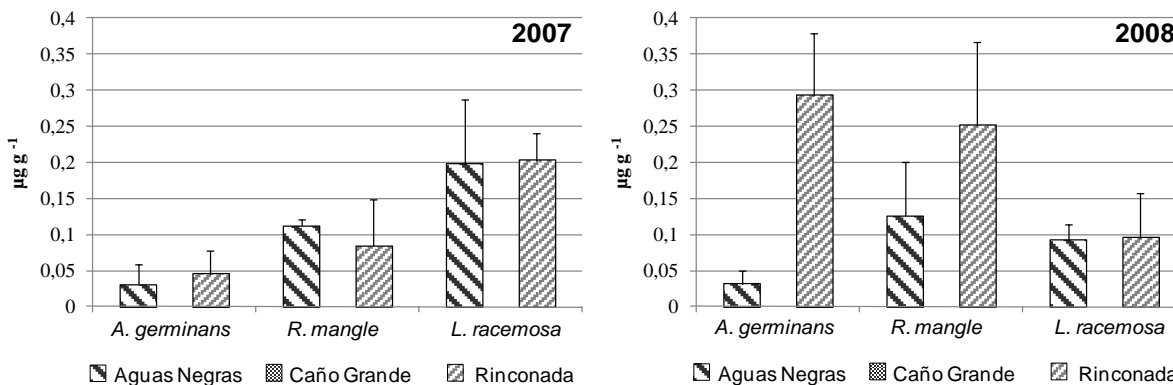


Figura 10. Concentración total de Cd ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

### Metales pesados en tejidos de las tres especies de mangle

Se determinó que los contenidos de Cd, en los tejidos de las tres especies de mangle, establecidas en las estaciones de muestreo, estuvieron por debajo del límite de detección del método ( $< 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

### Raíces absorbentes de mangle

A manera general se observó un patrón de concentración de Cu, Zn, Pb y Cr que sigue el orden ANE > CG > RIN. Los análisis de varianza indican diferencias significativas en la concentración de los metales pesados en mención entre las tres estaciones de estudio (Wilks,  $p < 0,0012$ ).

Se midieron concentraciones de Cu entre  $4,45$  y  $37,47 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 11). Se determinaron mayores contenidos de Cu en CG y RIN para la temporada lluviosa de 2007 y en ANE para la época seca de 2008, no obstante, sólo se calcularon diferencias estadísticas entre épocas en las raíces de *R. mangle* en ANE (Wilks,  $p 0,0073$ ). Se establecieron diferencias significativas de Cu en las raíces de las tres especies de mangle en RIN, (Hotelling,  $p 0,023$ ) siendo *L. racemosa* la especie con menores contenidos y *R. mangle* mayores (Figura 11). Aunque no hay diferencias en la concentración de Cu entre las especies de ANE, *A. germinans* presentó mayores valores (Figura 11).

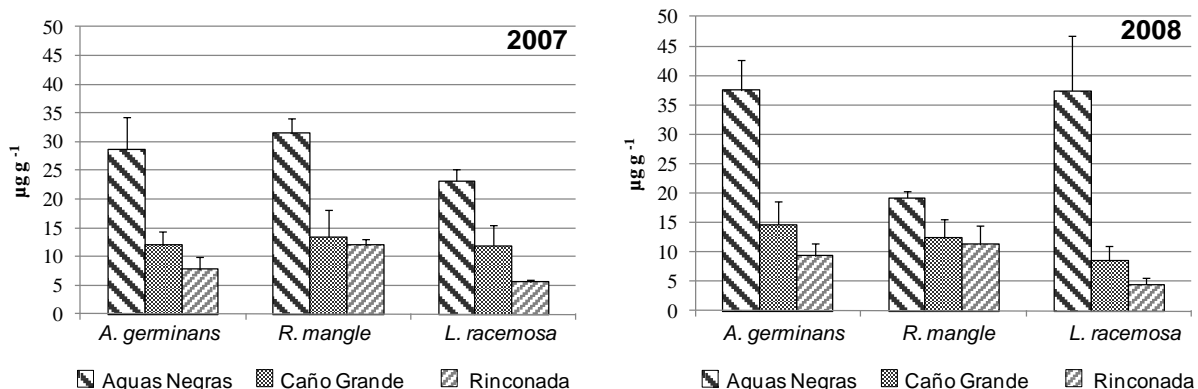


Figura 11. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

El Zn fue el metal de mayor concentración en las raíces de las tres especies de mangle en todas las estaciones de muestreo, con valores entre 13,38 y 56,01  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 12). Aunque no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de Zn entre épocas (Wilks,  $p > 0,05$ ), se determinaron las mayores concentraciones en la temporada seca de 2008 (Figura 12). No existen diferencias significativas en la concentración de este metal en las raíces de los mangles, no obstante, se evidencian mayores concentraciones para *R. mangle* en CG y RIN y para *L. racemosa* en ANE (Figura 12).

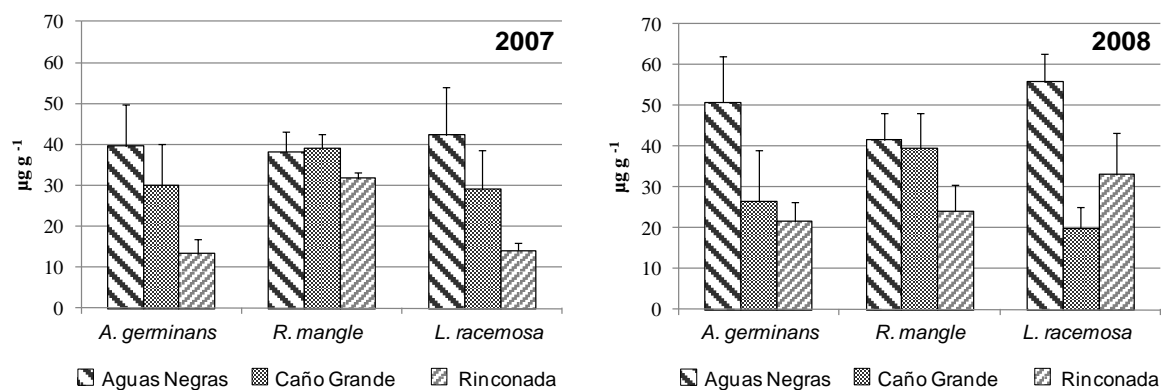


Figura 12. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

El Pb fue el metal medido con concentraciones menores en las raíces de las tres especies de mangle con valores entre 2,09 y 14,93  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 13). En general se midieron mayores contenidos de Pb en la temporada seca de 2008, sin embargo, solo se

establecieron diferencias significativas entre épocas para *R. mangle* en ANE (Wilks,  $p = 0,0174$ ) y *A. germinans* y *L. racemosa* en RIN (Wilks,  $p > 0,0478$ ). Las concentraciones de Pb en las raíces de *R. mangle* fueron significativamente diferentes a las de *L. racemosa* y *A. germinans* en las tres estaciones de muestreo (Hotelling,  $p = 0,0063$ ).

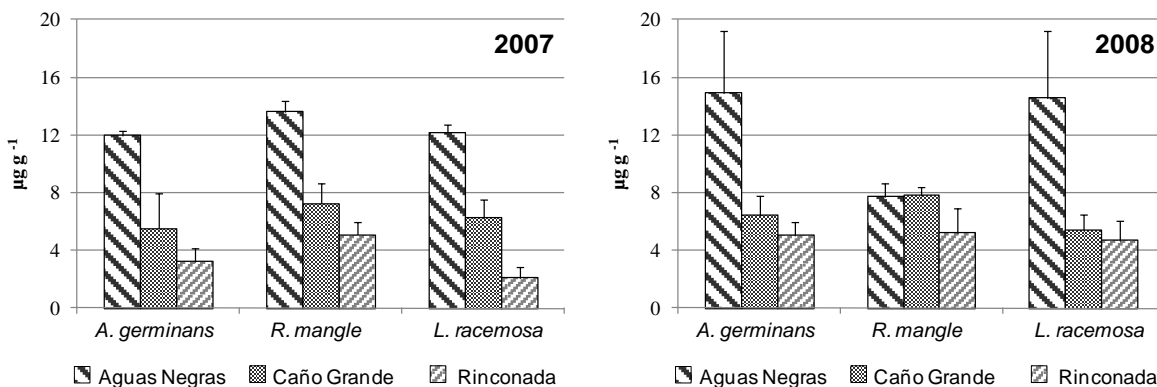


Figura 13. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Las concentraciones de Cr en las raíces absorbentes de mangle fluctuaron entre 0,13 y 21,16  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 14). Si bien se midieron concentraciones mayores de Cr en las raíces de *R. mangle* para la temporada lluviosa de 2007, en las tres estaciones de muestreo, sólo se establecieron diferencias significativas entre épocas en ANE (Wilks,  $p = 0,0207$ ). Sin ser significativas (Wilks,  $p < 0,05$ ), en la época seca de 2008 se midieron mayores concentraciones de Cr en las raíces de *A. germinans* y *L. racemosa* tanto en ANE como en RIN (Figura 14). Se determinaron diferencias de Cr en las raíces de las especies de mangle, siendo *R. mangle* significativamente diferente a las otras dos en las tres estaciones de muestreo (Hotelling,  $p = 0,0062$ ).

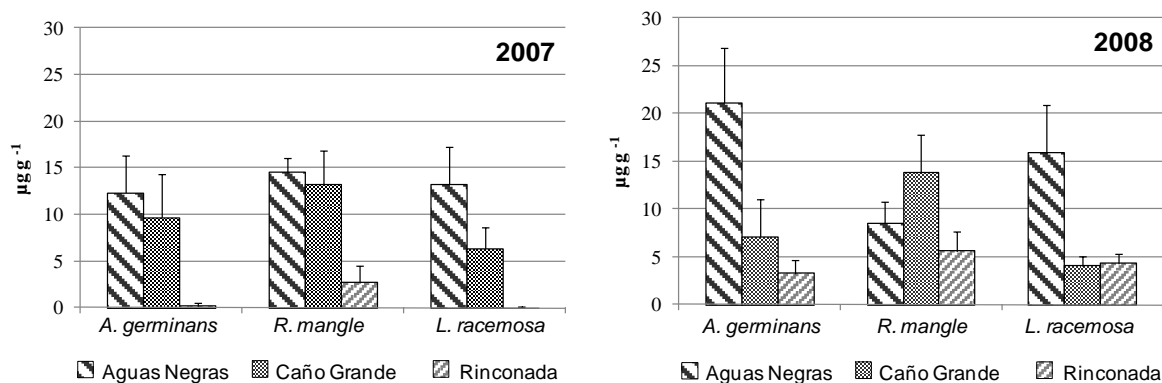


Figura 14. Concentración de Cr ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medido en época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

### Tallos de mangle

No se detectó ni Cr ni Cd en los tallos de los árboles de mangle colectados en las estaciones de muestreo, las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección del método (Cd  $< 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$  y Cr  $< 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

Se midieron concentraciones de Cu en tallos de mangle entre  $0,14$  y  $11,57 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 15). Sólo se determinaron diferencias significativas entre épocas para *A. germinans* y *L. racemosa* en ANE (Wilks,  $p > 0,0418$ ). Los análisis de varianza mostraron diferencias significativas en la concentración de Cu entre especies, reflejadas en los mayores contenidos en *A. germinans* en las tres estaciones (Figura 15), principalmente en CG y ANE (Hotelling,  $p = 0.0017$ ).

El Zn en tallos de mangle fluctuó entre  $2,65$  y  $16,56 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 16). A excepción de *A. germinans* y *L. racemosa* en RIN y *R. mangle* en CG, se midieron mayores concentraciones de Zn en la temporada seca de 2008, sin embargo, sólo se determinaron diferencias significativas entre épocas en los tallos de *L. racemosa* de CG (Wilks,  $p = 0,0428$ ). En *A. germinans* se determinaron contenidos de Zn superiores a *L. racemosa* y *R. mangle* en las tres estaciones de estudio (Hotelling,  $p = 0,0118$ ) con concentraciones superiores a  $9,37 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 16). En los tallos de *R. mangle* se midieron las menores concentraciones en

las tres estaciones (Figura 16). No se establecieron diferencias significativas de la concentración de Zn de cada especie entre estaciones (Wilks,  $p > 0,05$ ).

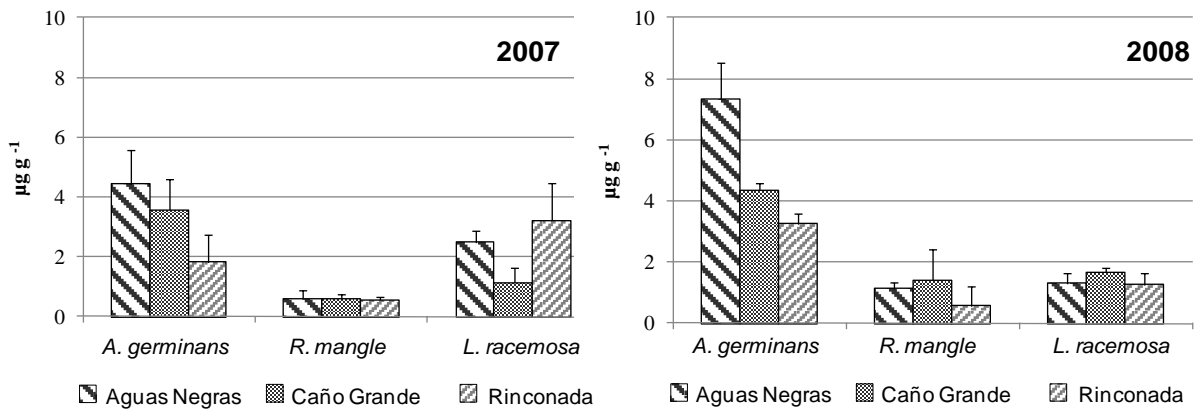


Figura 15. Concentración de Cu ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Se detectaron contenidos de Pb en tallos de las tres especies, solamente en ANE, mientras que en CG y RIN únicamente se midió en *A. germinans* y *L. racemosa*, respectivamente (Figura 17). No se establecieron diferencias significativas entre épocas climáticas (Wilks,  $p > 0,05$ ), no obstante, se midieron mayores contenidos de Pb en la temporada lluviosa de 2007, mientras que en 2008 los contenidos de Pb se determinaron en su mayoría bajo el límite de detección del método ( $< 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Aunque no se calcularon diferencias significativas entre especies (Wilks,  $p = 0,848$ ), las mayores concentraciones se midieron en ANE en tallos de *R. mangle* y *L. racemosa*.

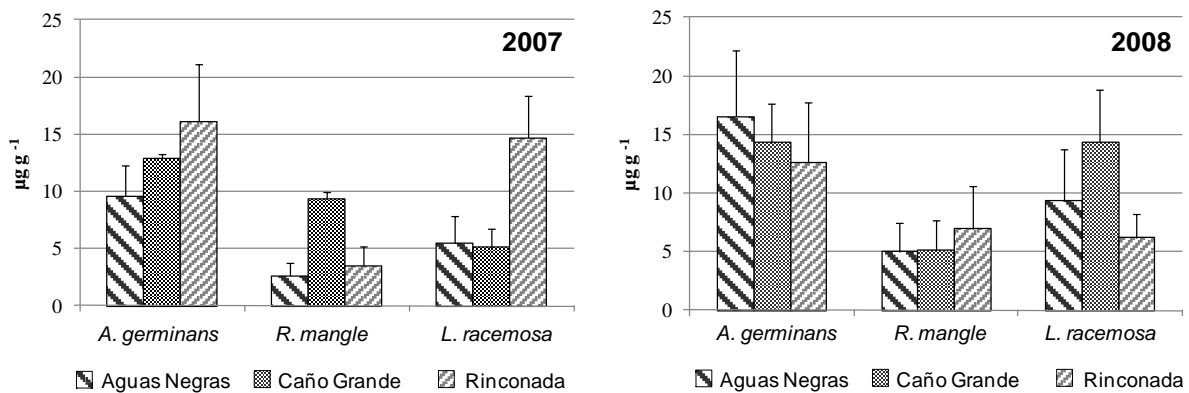


Figura 16. Concentración de Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).



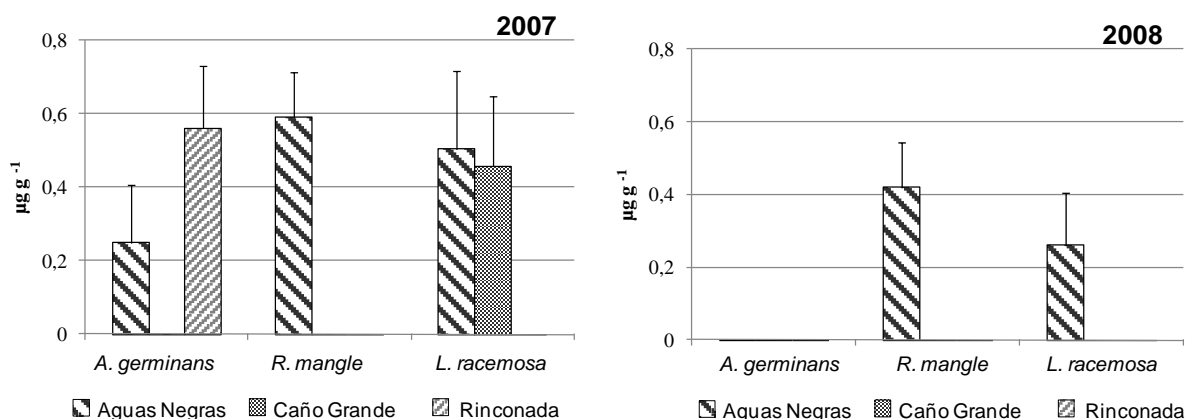


Figura 17. Concentración de Pb ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en tallos de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

### Ramas de mangle

Los contenidos de Cr y Cd en las ramas de los árboles de mangle estuvieron por debajo del límite de detección del método ( $\text{Cd} < 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$  y  $\text{Cr} < 0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ).

Se midieron contenidos de Cu en las ramas de mangle entre  $0,29$  y  $12,11 \mu\text{g.g}^{-1}$ , determinándose los mayores valores para *A. germinans* en CG especialmente en la época lluviosa de 2007 (Figura 18). En su mayoría, los contenidos más altos de Cu se midieron en la época lluviosa de 2007, principalmente en las ramas de *A. germinans* en las tres estaciones de muestreo (Figura 18), no obstante, las diferencias entre época sólo fueron significativas para *A. germinans* en CG y *L. racemosa* en RIN (Wilks,  $p < 0,0443$ ). Se establecieron diferencias significativas en la concentración de Cu entre especies en CG y RIN y entre estaciones para *A. germinans* y *R. mangle* (Hotelling,  $p < 0,0001$ ).

Se midieron contenidos de Zn en las ramas de mangle entre  $3,71$  y  $18,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 19). Si bien, en todos los casos se determinaron mayores contenidos de Zn en la temporada lluviosa de 2007, sólo se establecieron diferencias significativas entre épocas climáticas para *A. germinans* de CG y RIN (Wilks,  $p < 0,0138$ ) y *L. racemosa* de RIN (Wilks,  $p = 0,0425$ ). Aunque no se determinaron diferencias significativas en las concentraciones de Zn en *A. germinans* y *L. racemosa* entre estaciones (Wilks,  $p = 0,5323$ ), los mayores y menores

niveles de Zn se determinaron en RIN y ANE respectivamente, mientras que para *R. mangle* fue completamente opuesto (Figura 19). Los análisis estadísticos no muestran diferencias significativas en los contenidos de Zn en las ramas de las tres especies de mangle (Hotelling,  $p = 0,3795$ ).

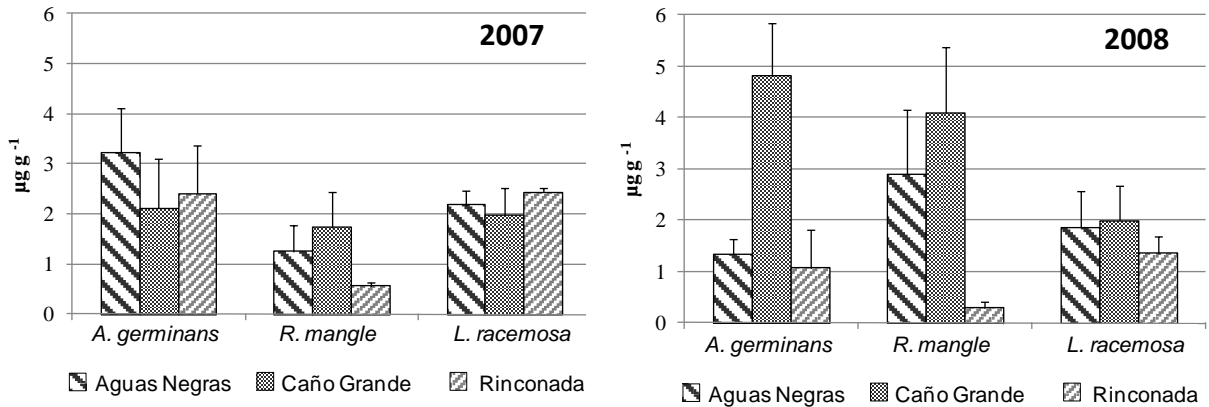


Figura 18. Concentración de Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

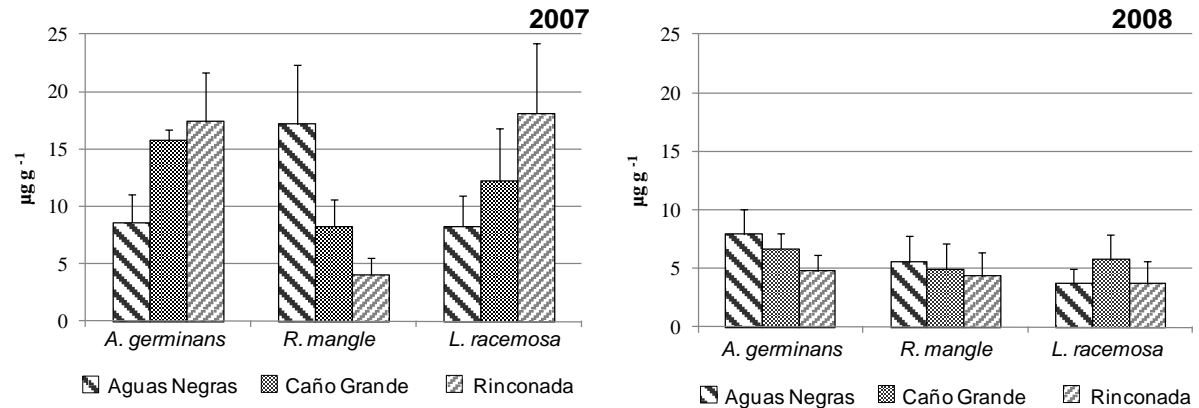


Figura 19. Concentración de Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Las concentraciones de Pb estuvieron por debajo de  $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 20), en la mayoría los valores fueron indetectables por el método ( $< 0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Los mayores contenidos de Pb en ANE y CG se determinaron en la temporada lluviosa de 2007, mientras que en RIN se midieron en la época seca de 2008, no obstante, sólo se establecieron diferencias entre

épocas en las ramas de *L. racemosa* de ANE (Wilks,  $p = 0,002$ ). Aunque no se determinaron diferencias significativas de Pb entre especies ni estaciones (Wilks,  $p > 0,05$ ), *L. racemosa* registró la mayor concentración en ANE y menor en RIN (Figura 20).

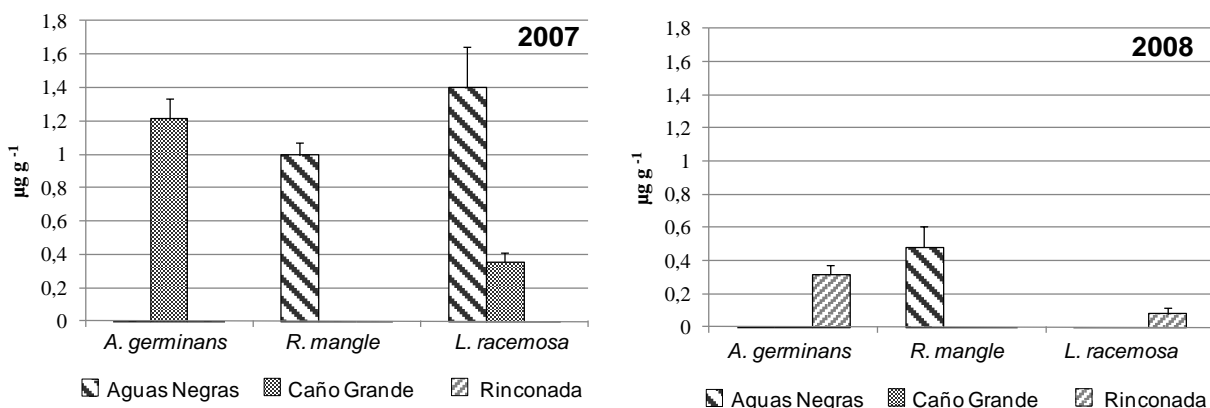


Figura 20. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en ramas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

### Hojas de mangle

Las concentraciones de Cr y Cd en las hojas de las tres especies de mangle, estuvieron por debajo del límite de detección del método ( $\text{Cd} < 0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  y  $\text{Cr} < 0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Los contenidos de Cu medidos en las hojas de mangle fluctuaron entre  $1,68$  y  $12,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 21). En general se determinaron mayores concentraciones de Cu en la temporada lluviosa de 2007 (Figura 21), no obstante, sólo se establecieron diferencias estadísticas de concentración de Cu en las hojas de *R. mangle* en ANE (Wilks,  $p = 0,0246$ ). A excepción de *L. racemosa* en CG, las mayores concentraciones de Cu se midieron en ANE y las menores en RIN (Figura 21). No se determinaron diferencias significativas entre estaciones ni especies (Wilks,  $p = 0,1217$  y  $p = 0,0835$ ) a pesar que para *A. germinans* el promedio de Cu fue dos veces mayor en ANE y CG que en RIN y las otras especies de mangle (Figura 21).

Se midieron concentraciones de Zn entre  $4,43$  y  $25,73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Figura 22). Si bien, se detectaron en su mayoría los contenidos más altos en la temporada lluviosa de 2007, sólo se determinaron diferencias significativas para *L. racemosa* en RIN (Wilks,  $p = 0,0478$ ).

Aunque no existen diferencias significativas de Zn en las hojas de las tres especies de mangle (Wilks,  $p = 0,1644$ ), se observa en la Figura 22 que las concentraciones en *A. germinans* y *L. racemosa* son mayores que las de *R. mangle* en las tres estaciones de muestreo, principalmente en la época de lluvias de 2007. Los contenidos de Zn de las hojas de cada especie son similares entre estaciones (Wilks,  $p = 0,3035$ )

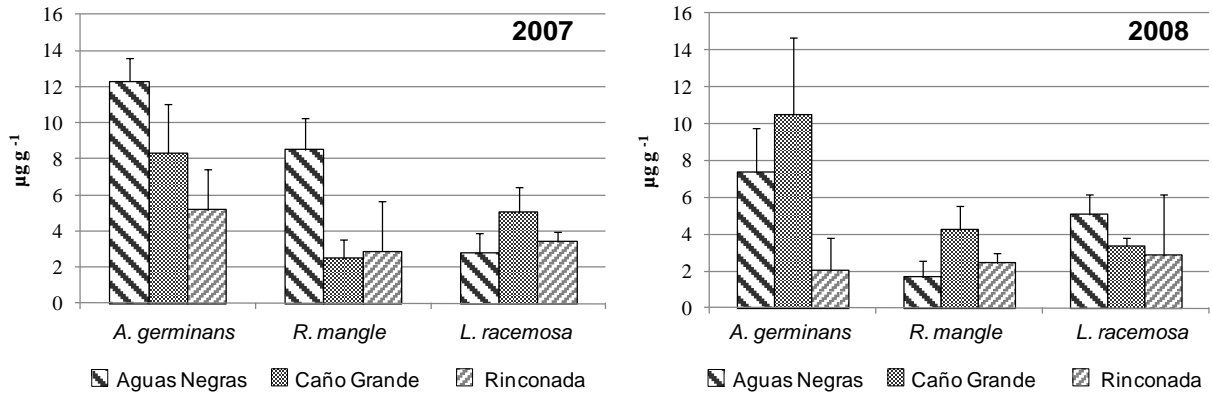


Figura 21. Concentración de Cu ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

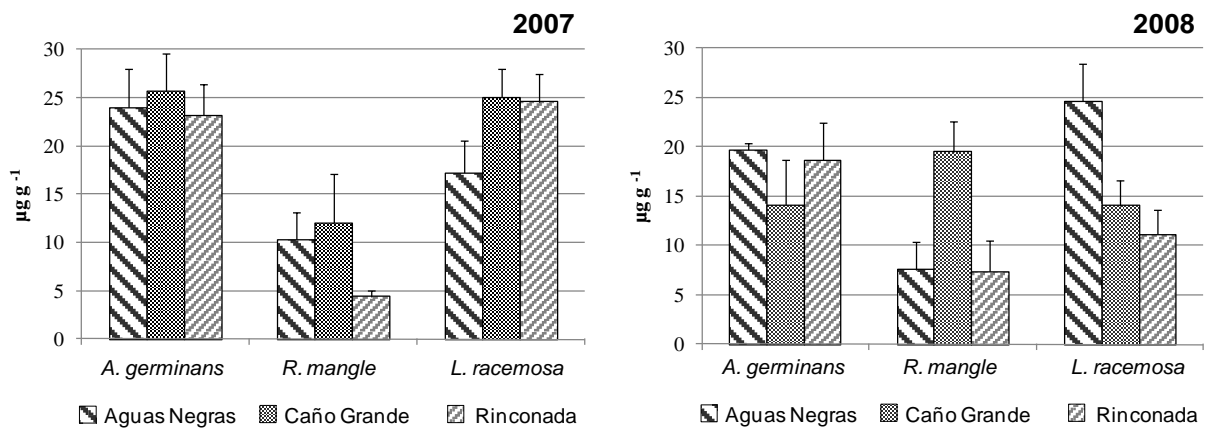


Figura 22. Concentración de Zn ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Se midió Pb en las tres especies de mangle solamente en ANE con concentraciones entre 0,48 y 1,39  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (Figura 23) sin determinarse diferencias significativas (Wilks,  $p = 0,3874$ ). En su mayoría, el contenido de Pb en hojas de mangle fue inferior al límite de detección

del método ( $< 0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Las mayores concentraciones se midieron en la época lluviosa de 2007, mientras que en la seca de 2008 solo fue detectable en ANE para *L. racemosa* (Figura 23). Las hojas de *R. mangle* presentaron concentraciones de Pb levemente superiores en CG que en ANE (Figura 23), sin ser significativas.

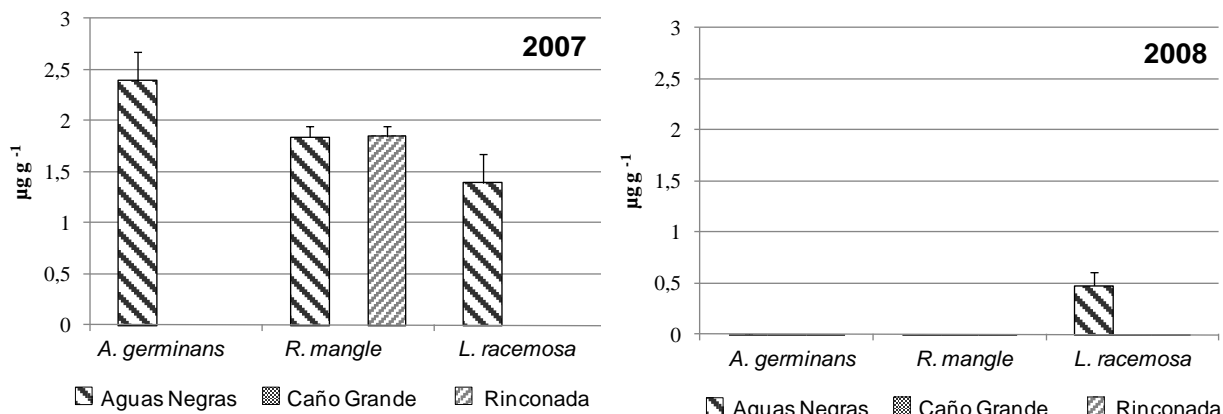


Figura 23. Concentración de Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) en hojas de tres especies de mangle medidos en la época lluviosa de 2007 y seca de 2008 en la CGSM (barras = desviación estándar).  $n= 3$ , para cada especie, estación y época (año).

### Discriminación por concentración de metales

Se realizaron análisis discriminantes generalizados (GDA) para comparar las concentraciones de metales pesados en los tejidos y sedimento asociado a las especies de mangle, en cada una de las estaciones; y la variación de las concentraciones de metales en tejidos y sedimento asociado a cada una de las especies en las tres estaciones (Figura 24 y Figura 25). El GDA es un método flexible para ordenación constreñida sobre la base de cualquier medida de similitud o distancia, el cual muestra una nube de puntos multivariados por referencia a una hipótesis *a priori* específica (Anderson y Willis, 2003).

Se observa separación completa por estaciones de muestreo para las tres especies de mangle en conjunto y por separado (Figura 24a), indicando diferenciales de concentración de metales en tejidos y sedimentos entre estaciones.

La separación de *R. mangle* por estaciones (Figura 24b) está dada principalmente, porque en ANE registró las mayores concentraciones de Cu biodisponible (Figura 3) y Cu en raíz

(Figura 11) y las menores de Pb en hojas (Figura 23), mientras que en RIN presentó el contenido menor de Cr en raíz (Figura 14) y los mayores de Cu y Zn totales en el sedimento (Figura 6 y Figura 7). En CG en esta especie se midieron las concentraciones menores de Pb en hojas (Figura 8) y las mayores de Zn en tallo (Figura 16).

*A. germinans* se separa por estaciones, influenciada principalmente, por las mayores concentraciones de Zn en ramas y Cu total en sedimento medidas en Caño Grande (Figura 19 y Figura 6) y altos contenidos de Cr en raíz (Figura 14), mientras que ANE y RIN se diferencian por los contenidos de Cr total en el sedimento y Zn en raíz ya que en ANE se midieron altos contenidos y en RIN los menores (Figura 9 y Figura 12).

La separación de *L. racemosa* por estaciones es explicada principalmente por los contenidos de metales en sedimentos (totales) y en raíz, ya que en ANE se midieron los mayores contenidos de Pb en raíz (Figura 13) y los menores de Zn y Pb en sedimento (Figura 7 y Figura 8), y en RIN concentraciones altas de Cu y Cr en sedimento (Figura 6 y Figura 9) y las más bajas de Cu en raíz (Figura 11). Esta especie en CG difiere de las otras estaciones por presentar los mayores contenidos Zn biodisponible (Figura 4) y los menores de Cr en raíz (Figura 14).

Aunque no se evidencia una separación completa de las tres especies de mangle, de acuerdo a la concentración de metales pesados en tejidos y sedimentos asociados, sin tener en cuenta la estación de muestreo (Figura 25a), se evidencia separación en cada una de las estaciones (Figura 25b,c,d). En ANE la separación de las especies (Figura 25b) está dada porque *R. mangle* presentó los valores menores de Cu biodisponible en el sedimento y en las raíces (Figura 3 y Figura 11), mientras que *L. racemosa* y *A. germinans* presentaron los mayores contenidos de Zn biodisponible (Figura 4) y Cu en tallo (Figura 15), respectivamente.

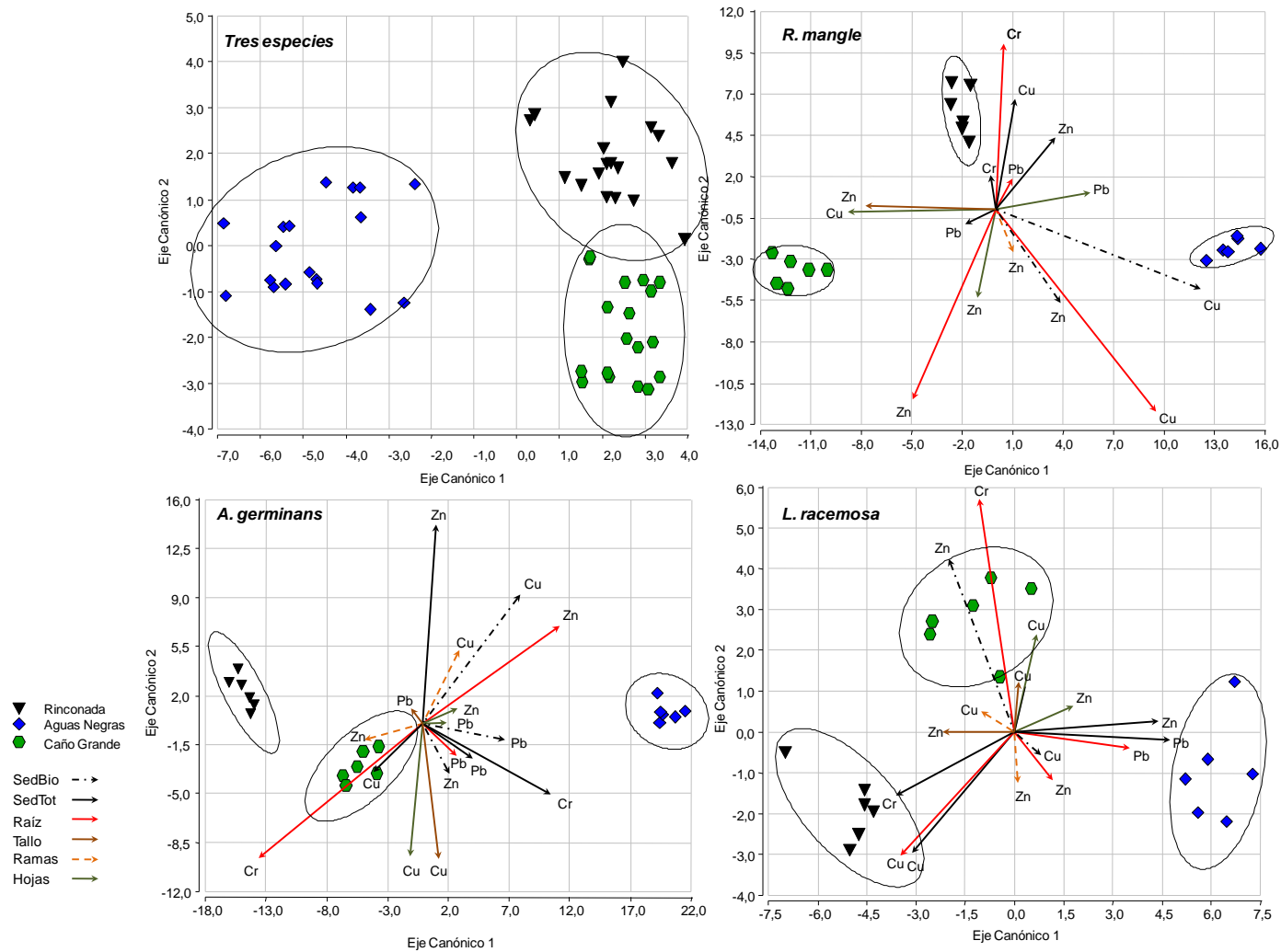


Figura 24. Análisis discriminante generalizado (GDA) que compara las concentraciones de metales pesados de cada especie de mangle entre las estaciones de muestreo de la CGSM. n= 6, para cada tejido, especie y estación.

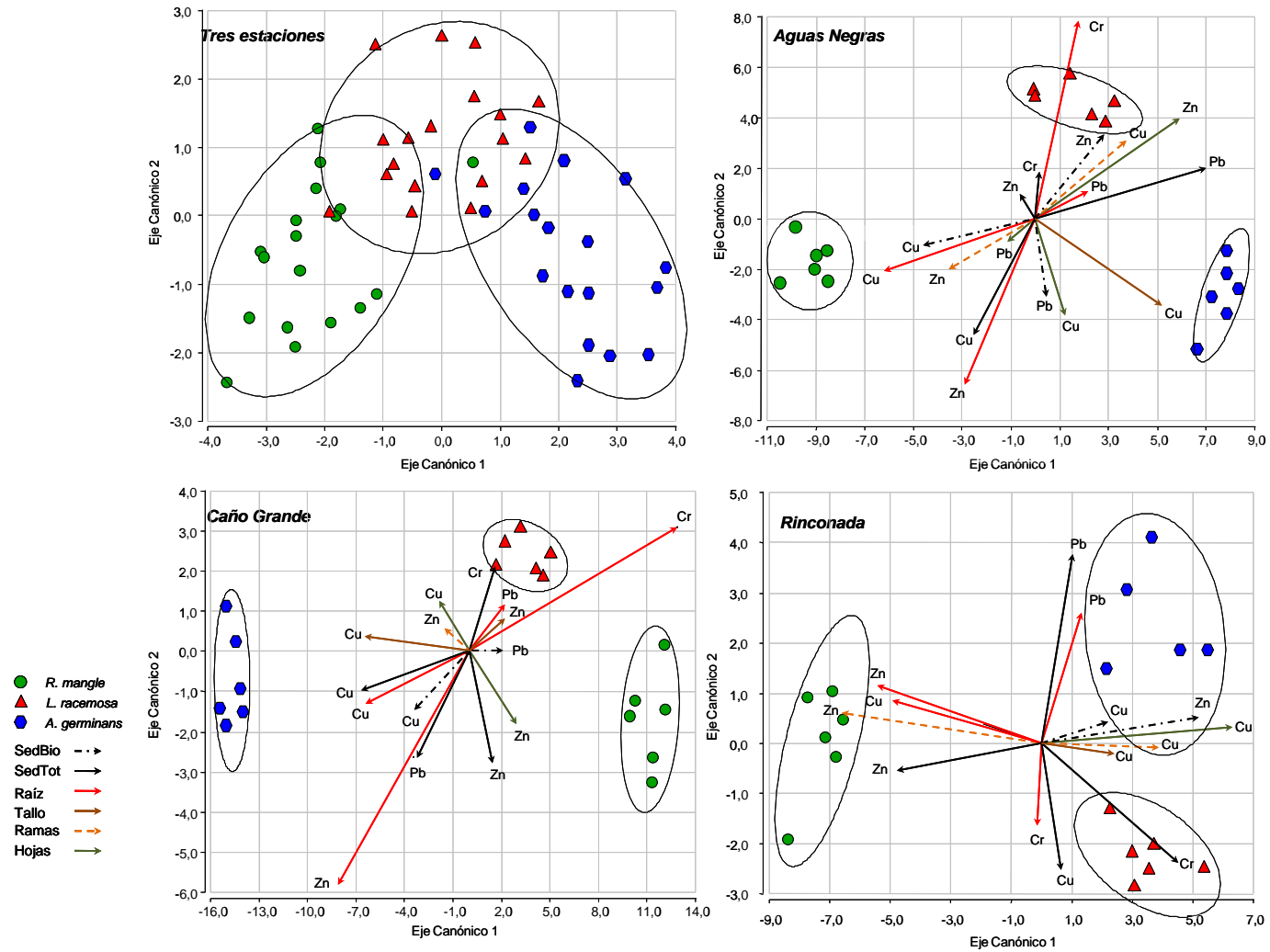


Figura 25. Análisis discriminante generalizado (GDA) que compara las concentraciones de metales pesados entre las tres especies de mangle de cada estación de muestreo de la CGSM. n= 6, para cada tejido, especie y estación.



En Caño Grande, *A. germinans* presentó los mayores contenidos de Cu en el sedimento asociado, raíz y tallo (Figura 6, Figura 11 y Figura 15) separándola de las otras especies (Figura 25c).

Por último en RIN, *R. mangle* se separa del resto por los contenidos de Zn (Figura 25d), con los valores más altos en sedimento (Figura 7) y raíz (Figura 12) y los menores en ramas (Figura 19). *L. racemosa* con altos contenidos de Cr total en el sedimento (Figura 9) y *A. germinans* con bajas concentraciones de Cu biodisponible (Figura 3).

### **Retención y translocación de metales pesados**

En la Tabla 5 y Tabla 6 se registran los factores de concentración (FC) y de translocación (FT) que indican respectivamente, la cantidad de metal que se pueden retener en raíces y absorber a los tejidos aéreos, en cada una de las especies de mangle en las estaciones de muestreo.

Los valores de FC calculados para las tres especies de mangle, establecidas en las estaciones de muestreo (Tabla 5), indican retención alta de Cr, media de Pb, baja de Zn y nula de Cu ( $< 1$ ). Se evidencian grandes diferencias en la retención de Cr en comparación con los otros metales medidos, hasta tres órdenes de magnitud por encima del Pb que fue el segundo metal en retención (Tabla 5).

La mayor y menor retención de Cr se presentó en ANE y RIN respectivamente, principalmente en las especies *A. germinans* y *L. racemosa* para ambos casos (Tabla 5). En *R. mangle* se calcularon los mayores FC de Cr en CG y RIN. Se evidenció el gradiente de concentración de Cr que sigue el orden: ANE > CG > RIN.

Para el Pb se calculó mayor FC en RIN, seguida de ANE y CG. Se hacen importantes los FC de Pb calculados para *R. mangle* en RIN (126,7) y *L. racemosa* en ANE (96,99) superando hasta dos órdenes de magnitud el resto de mediciones de este metal (1,93 – 5,19). *A.*

*germinans* presentó los menores valores de FC de Pb en las tres estaciones de muestreo (Tabla 5). Se calcularon FC similares para *A. germinans* en ANE y RIN y para *R. mangle* en ANE y CG (Tabla 5).

El Zn exhibió retención baja (2,0 – 7,0), presentándose los mayores valores en CG, seguido de ANE y RIN. En CG y RIN *R. mangle* mostró la mayor concentración y *A. germinans* la menor (Tabla 5), mientras que en ANE los resultados fueron completamente opuestos (*A. germinans* > *R. mangle*). *L. racemosa* siempre obtuvo valores intermedios (Tabla 5).

No se presentó retención de Cu en ninguna estación, contrariamente, para RIN se calcularon para las tres especies los menores valores de FC (Tabla 5)

Tabla 5. Factor de concentración de Cr, Pb, Zn y Cu, en raíces de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa*, en las tres estaciones de muestreo de la CGSM.

Estación	Especie	Cr	Pb	Zn	Cu
ANE	<i>A. germinans</i>	3348,3	3,04	4,9	0,039
	<i>L. racemosa</i>	2858,6	96,99	4,3	0,053
	<i>R. mangle</i>	2299,3	5,19	4,0	0,044
CG	<i>A. germinans</i>	1677,2	1,93	5,7	0,044
	<i>L. racemosa</i>	988,5	3,04	6,0	0,059
	<i>R. mangle</i>	2677,2	5,09	7,0	0,065
RIN	<i>A. germinans</i>	518,6	3,04	2,0	0,031
	<i>L. racemosa</i>	865,1	12,43	3,6	0,018
	<i>R. mangle</i>	1832,9	126,7	4,7	0,041

El factor de translocación (FT) indica que en la mayoría de los casos, se presenta una transferencia baja de metales desde las raíces hasta los tejidos aéreos (hojas, ramas y tallos) de las tres especies de mangle, en todas las estaciones, no obstante, se calcularon FT de Zn mayores a 1 en CG y RIN principalmente en las hojas y tallos de *L. racemosa* (Tabla 6), indicando mayor concentración en estos tejidos que en las raíces. Se calculó un mayor FT para Cu que para Pb confirmando la mayor retención en raíces y la baja

translocación de éste último (Tabla 6), el Pb al ser no esencial, es bloqueado posiblemente y acumulado en raíz (Tabla 5), manifestando que los mangles estudiados son especies predominantemente excluyentes (Cai y Ma, 2002).

Tabla 6. Factor de translocación de Cr, Pb, Zn y Cu, en hojas, ramas y tallos de *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa*, en las tres estaciones de muestreo de la CGSM.

Tejido	Estación	Especie	Pb	Zn	Cu
HOJIAS	ANE	<i>A. germinans</i>	0,1082	0,588	0,363
		<i>L. racemosa</i>	0,0617	0,444	0,126
		<i>R. mangle</i>	0,0568	0,229	0,163
	CG	<i>A. germinans</i>	0,0003	0,867	0,704
		<i>L. racemosa</i>	0,0003	<b>1,464</b>	0,759
		<i>R. mangle</i>	0,0002	0,419	0,278
	RIN	<i>A. germinans</i>	0,0004	<b>1,304</b>	0,468
		<i>L. racemosa</i>	0,0006	<b>1,232</b>	0,629
		<i>R. mangle</i>	0,2106	0,233	0,239
RAMAS	ANE	<i>A. germinans</i>	0,0001	0,202	0,073
		<i>L. racemosa</i>	0,0586	0,150	0,078
		<i>R. mangle</i>	0,0645	0,255	0,110
	CG	<i>A. germinans</i>	0,1051	0,374	0,582
		<i>L. racemosa</i>	0,0341	0,666	0,378
		<i>R. mangle</i>	0,0002	0,165	0,228
	RIN	<i>A. germinans</i>	0,0353	0,931	0,222
		<i>L. racemosa</i>	0,0099	0,962	0,379
		<i>R. mangle</i>	0,0003	0,192	0,037
TALLOS	ANE	<i>A. germinans</i>	0,0103	0,461	0,198
		<i>L. racemosa</i>	0,0279	0,158	0,073
		<i>R. mangle</i>	0,0543	0,098	0,013
	CG	<i>A. germinans</i>	0,0003	0,545	0,663
		<i>L. racemosa</i>	0,0441	<b>1,276</b>	0,287
		<i>R. mangle</i>	0,0002	0,193	0,083
	RIN	<i>A. germinans</i>	0,0742	0,910	0,296
		<i>L. racemosa</i>	0,0006	<b>1,080</b>	0,448
		<i>R. mangle</i>	0,0003	0,226	0,051

## DISCUSIÓN

Los resultados indican diferencias en las concentraciones de metales pesados entre estaciones, especies y tejidos, sugiriendo variaciones en la acumulación de metales, en concordancia principalmente con las condiciones ambientales características de cada estación, la composición y estructura del bosque de mangle, así como con la capacidad de acumulación y translocación de estos metales en los diferentes tejidos de las tres especies de mangle estudiadas.

Los análisis estadísticos desarrollados a partir de las concentraciones de metales pesados en sedimentos, durante las temporadas lluviosa de 2007 y seca de 2008, muestran escasas diferencias entre épocas, evidenciadas principalmente en los contenidos biodisponibles de Cu y Zn en ANE (Anexo 1). Si bien, diferentes estudios han evaluado principalmente los niveles de Cd, Cu y Zn en agua y sedimento de la CGSM (Usme, 1984; Campos, 1990; Gallo y Campos, 1997; Parra y Espinosa, 2007; Parra y Espinosa, 2008) y han sugerido variaciones en los niveles de metales pesados relacionadas con las épocas climáticas, que son influidas directamente por la entrada de agua dulce de los ríos Magdalena y de la Sierra Nevada de Santa Marta, es posible que para los años 2007 y 2008 (años La Niña,  $IOS_{2007} = 1,4 \pm 1,1$ ;  $IOS_{2008} = 2,4 \pm 1,8$  - NOAA, 2010) que el flujo de agua dulce que ingresó al sistema CGSM fuera similar, por tanto los contenidos de metales también lo fueron.

Las concentraciones de metales pesados en los ecosistemas de manglar no dependen solamente de la fuente, sino también de las condiciones físicas y químicas imperantes en estos sistemas. Variables como el pH, el potencial redox (Eh), la salinidad, los contenidos de materia orgánica (MO) y de limos y arcillas (L-A), influyen directamente en la movilidad de los metales pesados (Clark *et al.*, 1998; Silva *et al.*, 2006) dejándolos biodisponibles o inmovilizándolos en los sedimentos.

Las tres estaciones de muestreo se caracterizaron por presentar sedimentos reducidos y ácidos, con salinidad baja y altos contenidos de MO y L-A (Tabla 3), que en conjunto favorecieron la baja movilidad de los metales pesados y la retención de los mismos. Los metales pesados en estas condiciones se precipitan como sulfuros insolubles (Lacerda, 1997), forman complejos refractarios (MacFarlane *et al.*, 2003), o son adsorbidos en los sitios de intercambio iónico de sedimentos limosos y arcillosos (Harbison, 1986), no obstante, cambios en el Eh y pH de los sedimentos pueden causar solubilidad de los metales, con el consecuente flujo desde los sedimentos hacia el agua intersticial (Weis y Weis, 2004).

La concentración de las fracciones biodisponibles de Cu y Zn en ANE fueron mayores que en las otras estaciones, posiblemente por la influencia del pH con valores bajos que contribuye a solubilizar los metales (Weis y Weis, 2004) y por los contenidos menores de L-A (Tabla 3). Mientras que en RIN y CG se determinaron concentraciones biodisponibles de Cu y Zn menores y se midieron contenidos mayores de L-A y MO (Tabla 3) que aumentaron la superficie de adsorción de los sedimentos finos y probablemente favorecieron la retención de metales pesados, principalmente por intercambio iónico y adsorción específica (Harbison, 1986; MacFarlane *et al.*, 2007; Parra y Espinosa, 2007; Zhou *et al.*, 2010). Adicionalmente, RIN presentó los valores mayores de salinidad en el agua superficial y en el sedimento (Tabla 3) la cual puede alterar la adsorción y especiación de metales facilitando la formación de complejos de cloruro de metal con baja movilidad (Greger, 2004; Weis y Weis, 2004).

Tendencias similares se observaron en las concentraciones totales de metales en sedimentos, determinándose los contenidos mayores de Cu, Zn, Pb y Cr en ANE, mientras que en CG se midieron en su mayoría, los menores, a excepción del Pb que fue menor en RIN (Anexo 2). Si bien los contenidos de metales totales en sedimentos fueron diferentes entre estaciones, comparten para algunos metales categorías de sitios no contaminados o ligeramente contaminados (Tabla 7), de acuerdo con los valores de fondo reportados por

el Departamento de Protección Ambiental de Hong Kong (Tam y Wong, 2000), que clasifica los ambientes inundados en cuatro categorías de contaminación por metales totales en sedimentos (no contaminado, ligeramente contaminado, moderadamente contaminado y seriamente contaminado). Según esta clasificación, podría sugerirse entonces que las tres estaciones están ligeramente contaminadas por Cu y no contaminadas por Pb y que ANE y RIN se consideran como ligeramente contaminadas mientras que CG es no contaminada (Tabla 7).

Tabla 7. Clasificación de los sedimentos de las estaciones de muestreo, por concentraciones de metales pesados ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), de acuerdo con el sistema de categorías de contaminación del Departamento de Protección Ambiental de Hong Kong.

<b>Metal</b>	<b>No contaminado (NC)</b>	<b>Ligeramente contaminado (LC)</b>	<b>ANE</b>	<b>CG</b>	<b>RIN</b>
Cu	< 10	10 – 54	LC	LC	LC
Zn	< 70	70 – 150	LC	NC	NC
Pb	< 25	25 – 65	NC	NC	NC
Cr	< 25	25 – 50	LC	<b>NC</b>	LC
Cd	< 0,1	0,1 – 1,0	<b>LC</b>	NC	<b>LC</b>

Si bien, podría pensarse que las tres estaciones de muestreo ubicadas en la parte occidental de la CGSM e influidas por la fuente principal de agua dulce que ingresa al sistema (río Magdalena), catalogan a la CGSM como un sitio ligeramente contaminado (Tabla 7), Parra y Espinosa (2007) sugirieron que la desembocadura del río Sevilla (parte oriental de la CGSM) se encuentra seriamente contaminado por Pb con contenidos entre 72,13 – 98,11  $\mu\text{g.g}^{-1}$ . En adición, aunque los valores de Cd reportados por Parra y Espinosa (2007) entran en la categoría para sitio ligeramente contaminado (0,616 – 0,919  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), triplican los medidos en ANE, CG y RIN (Anexo 2). Basado en lo descrito anteriormente, se podría sugerir que la fuente principal de metales pesados que ingresan a la CGSM no es el río Magdalena sino los ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta.

Por otro lado, Espinosa *et al.* (en prensa) determinaron la concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de bosques de mangle, ubicados en la parte occidental de la CGSM mediante el método de extracción secuencial (Tessier *et al.*, 1979) y concluyeron que el Pb, Cr, Cu, Cd y Zn se presentaron principalmente, como metales residuales (asociados a la red silicatada) y metales oxidables (asociados a compuestos orgánicos y sulfuros) alcanzando hasta el 99,9%; 97,5%; 95,1%; 89,2% y 78,9% respectivamente, mientras que los metales de mayor movilidad corresponde a los porcentajes restantes (entre el 0,1 y 21,1%).

Mediante la comparación de la Concentración Umbral Efectiva (TEC) (Vane *et al.*, 2009) con los mayores contenidos de los metales pesados medidos en las tres estaciones de muestreo, se puede sugerir que los niveles de Cu, Zn, Pb y Cr no son potencialmente tóxicos, ya que se encuentran por debajo del TEC (Zn y Pb - Tabla 8) o porque sus mayores concentraciones corresponden a las fracciones residual y oxidable – Cu= 97,5%; Cr= 89,2% – (Espinosa *et al.*, en prensa) y no representan un riesgo para los organismos asociados directamente los sedimentos.

Tabla 8. Concentración total máxima ( $\pm$  desviación estándar) de los metales pesados ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) medidos en sedimentos superficiales asociados a raíces de mangle de la CGSM. TEC= Concentración Umbral Efectiva.

Estación	Cu	Zn	Pb	Cr
<b>ANE</b>	<b>32,85 <math>\pm</math> 6,9</b>	102,93 $\pm$ 3,27	18,21 $\pm$ 0,42	<b>45,96 <math>\pm</math> 6,24</b>
<b>CG</b>	16,76 $\pm$ 2,16	59,16 $\pm$ 4,34	9,71 $\pm$ 1,53	30,87 $\pm$ 5,06
<b>RIN</b>	18,12 $\pm$ 3,49	76,06 $\pm$ 11,76	10,1 $\pm$ 1,28	38,17 $\pm$ 5,36
<b>TEC</b>	31,6	121	35,8	43,4

De los metales medidos, los de mayor preocupación ecotoxicológica son el Cu, Pb y Zn, debido a que se presentan naturalmente en altas concentraciones y tienen prevalencia en sedimentos estuarinos (Irvine y Birch, 1998). El Zn y el Cu son elementos esenciales para el crecimiento vegetal y son fácilmente absorbidos por las raíces (Aubert y Pinta, 1977), pero

en concentraciones superiores a las requeridas metabólicamente, pueden producir efectos tóxicos a nivel celular (Vangronsveld y Clijsters, 1994).

Por el contrario el Cd, Pb y Cr son elementos no esenciales para el metabolismo de las plantas y son tóxicos a concentraciones bajas en los tejidos (Pb mayor a 30 y Cr mayor a 0,2  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (Liu *et al.*, 2007). El Cd reviste gran importancia ya que es fácilmente absorbido y translocado a diferentes tejidos de las plantas (Gonzalez-Mendoza *et al.*, 2007).

Aunque los metales esenciales presentaron mayor movilidad que los no esenciales y las concentraciones medidas en los tejidos de las tres especies de mangle, variaron en relación con la concentración en el sedimento, se determinó en todos los casos, una mayor acumulación de metales en las raíces, sugiriendo claramente que los manglares presentan mecanismos de exclusión o regulación de la translocación metales para evitar activamente la absorción de éstos, incluso en concentraciones altas en el sedimento (MacFarlane *et al.*, 2003). Además de los procesos físicos y químicos descritos que influyen la biodisponibilidad de los metales pesados, en los sedimentos, las plantas de mangle han desarrollado una serie de mecanismos fisiológicos responsables de la absorción y translocación restringida que les permite mantener dentro de rangos fisiológicos tolerables, la toma de elementos esenciales y bloquear metabólicamente elementos esenciales y no esenciales cuando representan un riesgo celular (Cai y Ma, 2002), entre estos se destacan los procesos de microfiltración a través de la epidermis y endodermis en las especies predominantemente excluyentes, la síntesis de exudados radicales y compuestos orgánicos como fitoquelatinas que inmovilizan los metales en la pared celular (Baker y Walker, 1990) y la presencia de placas de hierro (Haoliang *et al.*, 2007; González-Mendoza *et al.*, 2007). La eficiencia de estos mecanismos de regulación o exclusión diferencia ampliamente a los árboles de mangle, con la mayoría de especies de árboles tropicales o de zonas templadas, ya que a pesar que la concentración media estimada en las hojas de ambos grupos es similar, los manglares por lo general se establecen en suelos con mayores contenidos de metales pesados (Silva *et al.*, 1990; Lacerda *et al.*, 1991).



Uno de los mecanismos principales de regulación/exclusión, es la formación de placas de hierro, la cual está asociada con la liberación de oxígeno a través de las raíces, y que induce una precipitación parcial de metales en formas oxidadas en los sedimentos y en la superficie de las raíces (rizósfera). Este mecanismo en particular puede minimizar la biodisponibilidad de elementos traza y moderar el ingreso de metales esenciales, induciendo una acumulación en la interfase raíz-sedimento (Hansel *et al.*, 2001; Kirby *et al.*, 2002; Machado *et al.*, 2005). Dicho mecanismo ha sido documentado para una gran variedad de plantas de mangle pertenecientes principalmente a los géneros *Aegiceras* (Ong Che, 1999), *Avicennia* (Lacerda *et al.*, 1993; MacFarlane *et al.*, 2003), *Kandelia* (Chiu *et al.*, 1995), *Rhizophora* (Silva *et al.*, 1990) y *Laguncularia* (Lacerda, 1997), en los que la formación de placas de hierro influyó en la biodisponibilidad de Zn, Cu, Pb y Cd (Machado *et al.*, 2005; Jingchun *et al.*, 2008).

Posiblemente, mediante los mecanismos descritos, las plantas de las tres especies de mangle establecidas en el área de estudio, regularon y restringieron de forma activa, elementos como el Cu, Zn, Pb y Cr en los tejidos de raíz, hasta concentraciones mayores que las biodisponibles en los sedimentos, en concordancia con las concentraciones ambientales, es así como los mayores contenidos de metales en las raíces de mangle, se midieron en ANE en donde se presentó la mayor oferta de metales biodisponibles (Anexo 1). Aunque en CG se midieron los menores contenidos biodisponibles de Cu y Zn, las concentraciones de estos metales en las raíces de mangle, fueron mayores que en RIN, tal vez debido a que en esta última estación, los valores de salinidad fueron mayores (Tabla 3) obligando a las plantas de mangle a tener un proceso de filtración de membrana más eficiente.

El Cu y Zn se acumularon activamente en las raíces, donde fueron absorbidos y retenidos en la corteza externa, lo que evidencia una movilidad restringida de metales y evita una alta translocación al resto de los tejidos (Thomas y Fernandez, 1997; MacFarlane *et al.*, 2003). El Cu no solo fue el metal con mayores contenidos en forma biodisponible en los

sedimentos, sino que siempre fue el de menor concentración en las raíces de las tres especies de mangle y el resto de tejidos (Tabla 5 y Tabla 6), mientras que el Zn se encontró en mayor o igual concentración en tejidos que en los sedimentos, esto sugiere una relación antagónica entre la acumulación de Cu y Zn, y describe el patrón de acumulación típico de las especies de angiospermas reguladoras de Cu, las cuales cambian el Zn por el Cu para evitar su toxicidad en altas concentraciones (Baker, 1981), limitando su movilidad durante los procesos de translocación (MacFarlane *et al.*, 2003). Además del proceso de regulación del Cu, pudo presentarse la acción de algunos microorganismos asociados a la rizosfera que participan en la absorción y retención de metales, tal es el caso de cepas presentes en ecosistemas de manglar como *Cunninghamella elegans* que retienen el Cu mediante la precipitación intracelular por polifosfatos (Mendes de Souza *et al.*, 2005). El Zn es requerido por las plantas de mangle y empleado para la generación de hormonas de crecimiento (Salisbury y Ross, 1994), por su parte el Cu es un elemento esencial en la fotosíntesis, especialmente en el fotosistema I y los procesos bioquímicos del citocromo (Golterman *et al.*, 1975), por tanto es de esperar que sean absorbidos y translocados hasta los sitios activos de crecimiento como del tallo y las hojas jóvenes (Matagi *et al.*, 1998). El Zn y el Cu presumiblemente se translocan hasta los tejidos aéreos formando quelatos con ácidos orgánicos y aminoácidos, respectivamente (MacFarlane *et al.*, 2007).

Por el contrario los metales no esenciales como el Cd, Cr y Pb posiblemente fueron descartados desde la epidermis de la raíz (Cd), o restringidos en la endodermis de la misma (Cr y Pb), a través de mecanismos de exclusión tal como lo comprobaron MacFarlane y Burchett (2000), probablemente por acción de la banda de Caspary, la cual se encuentra impregnada de suberina que es una sustancia hidrofóbica y que actúa como una barrera contra el agua y el movimiento de solutos, por tanto bloquea el paso de las sustancias que entran por difusión a través del apoplasto (Taiz y Zeiger, 2002). Varios autores han documentado tanto en estudios de laboratorio, como en el campo, que los metales no esenciales como el Cd y Pb son descartados o levemente translocados así aumenten las concentraciones del medio (Saenger *et al.*, 1990; Chiu y Chou, 1991;

MacFarlane y Burchett, 2000; Weis y Weis, 2004; Silva *et al.*, 2006; MacFarlane *et al.*, 2007), demostrando que existen mecanismos de exclusión de estos metales. Walsh *et al.* (1979) sugiere que *R. mangle* exhibe una marcada resistencia a estos metales precipitándolos como compuestos metálicos insolubles en la superficie externa de las raíces y evitando su translocación a los tejidos aéreos.

La translocación de Cu, Zn y Pb a tejidos aéreos fue diferente entre especies y estaciones, no solamente en concordancia con los contenidos en raíces sino también con las adaptaciones fisiológicas de cada una de las especies. En general se midieron mayores contenidos de metales en los tejidos aéreos de *A. germinans* en las tres estaciones de muestreo (Anexo 3, Anexo 4, Anexo 5 y Anexo 6). La mayor movilidad de los metales en esta especie, puede ser subsanada por la presencia de glándulas especializadas en la hojas, que cumplen la función de excretar iones  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  (Tomlinson, 1986). Se ha documentado que especies del género *Avicennia* pueden liberar elementos no esenciales o excesos de elementos esenciales en forma concomitante con iones  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$  (Neumann *et al.*, 1995; MacFarlane y Burchett, 2000) o pueden tolerarlos en mayores concentraciones que otras especies de mangle (Thomas y Fernandez, 1997; MacFarlane, 2002), esto podría explicar la movilidad alta de metales que presentó *A. germinans* a diferencia de *R. mangle* y *L. racemosa* que lo restringen desde la raíz.

Las tres especies de mangle estudiadas, demostraron ser tolerantes a los metales Cu, Zn, Pb y Cr, ya que limitaron el desplazamiento a los tejidos aéreos, como lo demuestra el factor de translocación (FT) calculado para árboles de *R. mangle*, *L. racemosa* y *A. germinans* en la CGSM, que en la mayoría de los casos fue menor a uno (Tabla 6). Solamente para el Zn se midieron FT superiores a uno, principalmente en hojas y tallos de *L. racemosa*, lo que indica que esta especie es capaz de tolerar altas concentraciones de este metal y hasta sugerir que podría ser una especie hiperacumuladora (Baker y Whiting, 2002; Mac Farlane y Burchett, 2002).

Si bien, diversas investigaciones aseguran que *Avicennia* spp. (Saenger *et al.*, 1990; Zheng y Lin 1996; Peng *et al.*, 1997; Lian *et al.*, 1999; MacFarlane, 2002; Alongi *et al.*, 2003; MacFarlane *et al.*, 2003; Zahir *et al.*, 2004), *Rhizophora* spp. (Saenger *et al.*, 1990; Silva *et al.*, 1990; Zheng *et al.*, 1997; Lian *et al.*, 1999; Sarangi *et al.*, 2002; Alongi *et al.*, 2003) y *Laguncularia racemosa* (Lacerda, 1997; Machado *et al.*, 2002; Defew *et al.*, 2005) acumulan Cu, Pb y Zn principalmente en las raíces con muy baja concentración en tejidos foliares, reportando factores de translocación menores a uno, otros estudios sugieren que los manglares pueden acumular y translocar estos metales a tejidos aéreos, incluso hasta concentraciones mayores que en la raíz (Bhosale, 1979; Sadiq y Zaidi, 1994; Sarangi *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2003) principalmente cuando se encuentran en exceso en los sedimentos.

Por otro lado, los bosques de las tres estaciones de estudio no solo se diferenciaron en los contenidos de metales pesados en sedimentos y tejidos de mangle, sino también en la estructura y composición del bosque, representado principalmente, en el área basal y la densidad total de árboles. En ANE que es un sector en recuperación, con baja densidad y área basal (Tabla 2), se midieron los mayores contenidos de metales pesados tanto disponibles en el sedimento como translocados a los tejidos, por el contrario, en RIN que se caracteriza por presentar un bosque en buen estado se midieron en la mayoría de los casos, las menores concentraciones de metales, sugiriendo algún tipo de influencia del desarrollo y estado del bosque en los procesos de retención y acumulación de estos elementos, no obstante, pueden ser de mayor importancia razones como la cercanía a la fuente de metales pesados, ya que ANE se ubica en la boca de uno de los canales re-abiertos (Aguas Negras) que comunican el sistema con el río Magdalena; los eventos de resuspensión de sedimentos causados por las perturbaciones del dragado y mantenimientos periódicos del canal, que posiblemente arrastra metales ligados al material particulado; y por último, los altos contenidos de MO y L-A medidos en RIN que favorecen la retención y acumulación de metales en sedimento y por consiguiente una baja movilidad y translocación a tejidos aéreos.

Por su parte, la reforestación realizada desde el año 2000 en CG, ha contribuido a la retención y acumulación de metales pesados en sedimentos, principalmente porque los árboles sembrados contribuyen a modificar las propiedades físico-químicas del sedimento, tales como la textura, materia orgánica, pH y Eh (Macintosh *et al.*, 2002; Perry y Berkeley, 2009) y éstas a su vez influyen en la movilidad de los metales pesados en los sedimentos (MacFarlane y Burchett, 2000; Defew *et al.*, 2005; Machado *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2006). Zhou *et al.* (2010) aseguran que tras 10 años de reforestación en el sudeste de China, con las especies de mangle *Sonneratia apetala* y *Kandelia candel*, las concentraciones de Pb, Zn, Cu, Cr y Ni en los sedimentos superficiales asociados a éstas, son mayores que los de áreas sin vegetación, además que las concentraciones medidas corresponden en su mayoría, a metales residuales (asociados a la red silicatada) y metales oxidables (asociados a compuestos orgánicos y sulfuros) similar que en CG.

Con los resultados analizados se puede concluir entonces que los ecosistemas de manglar tienen un papel potencial como sumideros de metales pesados, no solo porque pueden inmovilizar dichos contaminantes principalmente en el sedimento, acomplejándolos con la materia orgánica y precipitándolos como sulfuros en condiciones reducidas (Lacerda *et al.*, 1993; Matagi *et al.*, 1998; Lacerda *et al.*, 1999; Machado *et al.*, 2002), con bajas transferencias a organismos y ecosistemas adyacentes (Sadiq y Zaidi, 1994; Tariq *et al.*, 1994; Chen *et al.*, 2003), sino que además tienen la capacidad de tolerar los metales acumulándolos principalmente en la raíz, a través de barreras de translocación, impidiendo efectos fisiológicos (Lacerda *et al.*, 1993; Cai y Ma, 2002); o translocarlos y acumularlos en tejidos aéreos, en algunos casos en concentraciones mayores que en las raíces (Zn). Por lo tanto, es importante catalogar las especies de mangle como posibles plantas fitorremediadoras, no sólo por las altas concentraciones de metales que son secuestradas principalmente en las raíces (fitoestabilización), sino porque además pueden ser plantas hiperacumuladoras de metales pesados.

## CONCLUSIONES

Se comprobó la capacidad que tiene el ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, como sumidero de metales pesados, ya que presenta características idóneas como pH ácido, sedimentos reducidos, y contenidos altos de materia orgánica (MO) y de limos y arcillas (L-A), que influyen directamente la disponibilidad y acumulación de estos contaminantes en los sedimentos.

En concordancia con las concentraciones de metales disponibles (ANE > CG > RIN), las tres especies de mangle acumularon Cu, Zn y Pb en todos los tejidos analizados, siguiendo el orden de concentración raíz > hojas > tallo > ramas.

Las tres especies de mangle estudiadas demostraron ser tolerantes a los metales Cu, Zn, Pb y Cr, acumulándolos en tejidos, principalmente en las raíces, en concentraciones mayores a las disponibles en el sedimento, de tal modo que, podrían considerarse como especies fito-estabilizadoras en acciones de biorremediación.

De las tres especies de mangle estudiadas, *A. germinans* que es una especie excretora, fue la que presentó mayor translocación y acumulación de metales en los tejidos aéreos, posiblemente, porque al momento de regular el contenido de sales en los tejidos, puede liberar elementos no esenciales o excesos de elementos esenciales en forma concomitante con iones  $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ .

Las diferencias de acumulación de metales, en sedimentos y tejidos de las tres estaciones, están dadas tanto por factores influenciados por el desarrollo estructural de los bosques de mangle, tales como la producción de materia orgánica y retención de limos y arcillas, así como por factores ambientales (pH y salinidad) y espaciales (distancia de la fuente).

Las concentraciones de metales medidas en las estaciones de muestreo, catalogan el sector nor-occidental de la Ciénaga Grande de Santa Marta como ligeramente contaminado por Cu y Pb, no obstante, estos elementos no representan riesgo para los organismos, ya que no solo se encuentran por debajo de la concentración umbral efectiva, sino que la mayor concentración de éstos elementos se encuentra en formas poco móviles.

Al comparar los contenidos de metales entre el bosque en buen estado (RIN) y el bosque reforestado (CG), se puede concluir que, la reforestación en ecosistemas de manglar, trae efectos positivos en la retención de metales pesados, principalmente porque los árboles sembrados, contribuyen a modificar las propiedades físico-químicas del sedimento, a través de la estabilización del sustrato y producción de hojarasca.

## BIBLIOGRAFÍA

Alongi, D.M., B.F. Clough, P. Dixon y F. Tirendi. 2003. Nutrient partitioning and storage in arid-zone forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina*. *Trees* 17: 51–60.

Anderson, M.J. y J. Robinson. 2004. Generalized discriminant analysis based on distances. *Aust. N. Z. J. Stat* 45: 301-318.

Anderson, M.J. y T.J. Willis. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84: 511-525.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) y WEF (Water Environment Federation). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. United States of America.

Arain, M.B., T.G. Kazi, M.K. Jamali, H.I. Afridi, N. Jalbani, R.A. Sarfraz, J.A. Baig, G.A. Kandhro y M.A. Memon. 2008. Time saving modified BCR sequential extraction procedure for the fraction of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in sediment samples of polluted lake. *J. Hazard. Mater.* 160: 235-239.

Aubert, H. y M. Pinta. 1977. Trace elements in soils. Development in soil science. Elsevier Scientific Publishing Co. Holanda. 395 pp.

Baker, A.J. 1981. Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3: 643–656.

Baker, A.J. y P.I. Walker. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. En: Shaw, A.J. (Ed.), *Heavy Metal Tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Florida, pp. 155–178.

Baker, A.J. y S.N. Whiting. 2002. In search of the holy grail – a further step in understanding metal hyperaccumulation? *New Phytol.* 155: 1–4.

Biber, P. 2006. Measuring the effects of salinity stress in the red mangrove, *Rhizophora mangle* L. *Afr. J. Agric. Res.* 1: 1-4.

Bhosale, L.J. 1979. Distribution of trace elements in the leaves of mangroves. *Indian J. Mar. Sci.* 8: 58–59.

Blanco, J.A., E.A. Vilorio y J.C. Narváez. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66: 157-167.



Botero, L. y H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coast. Manage.* 42: 243–256.

Cai, Y. y L.Q. Ma. 2002. Metal tolerance, accumulation and detoxification in plants with emphasis on arsenic in terrestrial plants. En: Cai, Y. y O. Braids (Eds.), *Biogeochemistry of environmentally important trace elements*. Oxford University Press. Washington DC. United States. pp. 95-114.

Campos, N.H. 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*. 16: 231-244.

Cardona, P. y L. Botero. 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica* 30:24-34.

Chen, X.Y., E.P. Tsang y A.L. Chan. 2003. Heavy metal contents in sediments, mangroves and bivalves from Ting Kok, Hong Kong. *China Environ. Sci.* 23:480–484.

Chiu, C.Y. y C.H. Chou. 1991. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui Estuary in Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition* 37: 659–669.

Chiu, C.Y., F.S. Hsiu, S.S. Chen, y C.H. Chou. 1995. Reduced toxicity of Cu and Zn to mangrove seedlings (*Kandelia candel* (L.) Druce) in saline environments. *Bot. Bull. Acad. Sin.* 36: 725–731

Cintrón, G. y Y. Schaeffer-Novelli. 1985. Methods for studying mangrove structure. En: Snedaker, S. y J. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO. Reino Unido. 91-113 p.

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

Collins, B.S., R.R. Sharitz, y D.P. Coughlin. 2005. Elemental composition of native wetland plants in constructed mesocosm treatment wetlands. *Bioresour. Technol.* 96:937–948.

Day, J.W., C. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. Wiley - Interscience, John Wiley y Sons, Nueva York. 558 pp.

Defew, L.H., J.M. Mair y H.M. Guzman. 2005. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Mar. Pollut. Bull.* 50:547–552.

Dewis, J. y F. Freitas. 1984. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Boletín de suelos de la FAO, 10: 7-19.

Espinosa, L.F., J.P. Parra y C. Villamil. en prensa. Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost.

Espinosa, L.F. y L. Perdomo (Eds.). 2008. 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. Informe técnico final. INVEMAR. Santa Marta.

Field, C., B. Hinwood, y I. Stevenson. 1984. Structural features of the salt gland of *Aegiceras*. En: Teas, H. Physiology and management of mangroves. 37- 42 p.

Gallo, M.C. y N.H. Campos. 1997. Contenidos de Cd, Cu y Zn en sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. Cont. Amb., 16:13-24.

Garay, J., J.M. Betancourt, G. Ramirez, B. Marín. B. Cadavid, L. Panizzo, L. Lesmes, 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, 177 pp.

Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (Eds.). 2004. Los manglares de la eco-región Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro. INVEMAR. Serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p.

Golterman, H.L., K.E. Clymo y R.S. Clymo. 1975. Physiological limnology. En: An approach to the physiology of lake ecosystem. Elsevier Scientific Publications Co. Holanda. p. 489.

González-Mendoza, D., F. Espadas, J. Santamaría y O. Zapata-Perez. 2007. Multiple effects of cadmium on the photosynthetic apparatus of *Avicennia germinans* L. as probed by OJIP chlorophyll fluorescence measurements. C. J. Biosci. 62: 265-272.

Greger, M. 2004. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. En: Prasad, M.N. (Ed.). Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems. Berlin, 1-27 pp.

Hansel, C.M., S. Fendorf, S. Sutton y M. Newville. 2001. Characterization of Fe plaque and associated metals on the roots of mine-waste impacted aquatic plants. Env. Sci. Technol. 35: 3863-3868.

Haoliang, L., Y. Chongling y L. Jingchun. 2007. Low molecular-weight organic acids exuded by mangrove (*Kandelia candel* (L.) Druce) roots and their effect on cadmium species change in the rhizosphere. *Environmental and Experimental Botany* 61:159–166

Harbison, P. 1986. Mangrove muds: a sink or source for tracemetals. *Mar. Pollut. Bull.* 17:246–250.

Irvine, I. y G.F. Birch. 1998. Distribution of heavy metals in surficial sediments of Port Jackson, Sydney, New South Wales. *Aust. J. Earth Sci.* 45:297–304.

Jingchun, L., Y. Chongling, Z. Ruifeng, L. Haoliang y Q. Guangqiu. 2008. Speciation changes of cadmium in mangrove (*Kandelia candel* (L.)) rhizosphere sediments. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 80: 231-236.

Kirby, J., W. Maher, A. Chariton y F. Krikowa. 2002. Arsenic concentrations and speciations in a temperate mangrove ecosystem, NSW Australia. *Appl. Organomet. Chem.* 16: 192-201.

Krishnamurty, K.V., E. Shpirt y M. Reddy. 1976. Trace metal extraction of soils and sediments by nitric acid–hydrogen peroxide. *Atomic Absorption Newslett.* 15:68–71.

Lacerda, L.D. 1997. Trace metals in mangrove plants: why such low concentrations? En: Lacerda, L.D. y H.S. Diop (Eds.) *Mangrove ecosystem studies in latin America and Africa.* UNESCO. 171–178 p.

Lacerda L.D., C.E. Rezende, D.V. Jose, J.C. Wasserman y M.C. Francisco. 1985. Mineral concentration in leaves of mangrove trees. *Biotropica* 17: 260-262.

Lacerda, L.D., E.V. Carvalho, K.F. Tanizaki, R.C. Ovalle y C.E. Rezende. 1993. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove rhizospheres. *Biotrópica.* 25:252-257.

Lacerda, L.D., G.T. Aragon, A.R. Ovalle y C.E. Rezende. 1991. Iron and chromium distribution and accumulation in a mangrove ecosystem. *Water. Air. Soil. Pollut.* 58:513–520.

Lacerda L.D., L.A. Martinelli, C.E. Rezende, A. Mazeto, A.R. Ovalle, R.L. Victoria, C.A. Silva y A.B. Nogueira. 1988. The fate trace metals in suspended matter in mangrove creek during a tidal cycle. *Sci. Total. Environ.* 75: 169 - 180.

Lacerda L.D., M.G. Ribeiro Jr. y B.B. Gueiros. 1999. Manganese dynamics in a mangrove mud flat tidal creek in SE Brazil. *Mangroves and Salt Marshes.* 3: 105-115.

Lian, Y., J. Xu, P. Lin y S. Meguro. 1999. Five heavy metals in propagules of ten mangrove species of China. *J. Wood. Sci.* 45:343–347.

Libes, S.M. 1992. An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York, 734 pp.

Liu, J., Y. Dong, H. Xu, D. Wang y J. Xu. 2007. Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland. *J. Hazard. Mater.* 147:947–953.

López-Ritas, J. y J. López-Melida. 1978. El diagnóstico de suelos y plantas, métodos de campo y laboratorio. Tercera edición. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 336 pp.

Lynch, J.C., J.R. Meriwether, B.A. McKee, F. Vera-Herrera y R.R. Twilley. 1989. Recent accretion in mangrove ecosystems based on  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{210}\text{Pb}$ . *Estuaries.* 12:284-299.

MacFarlane, G.R. 2002. Leaf biochemical parameters in *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 44:244-256.

MacFarlane, G.R., A. Pulkowniket y M.D. Burchett. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina*. *Environ. Pollut.* 123:139–151.

MacFarlane, G.R., C.E. Koller y S.P. Blomberg. 2007. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: A synthesis of field-based studies. *Chemosphere* 69:1454–1464.

MacFarlane, G.R. y M.D. Burchett. 2000. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquat. Bot.* 68:45-59.

MacFarlane, G.R. y M.D. Burchett. 2002. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Mar. Environ. Res.* 54:65–84.

Machado, W., B.B. Gueiros, S.D. Lisboa-Filho y L.D. Lacerda. 2005. Trace metals in mangrove seedlings: role of iron plaque formation. *Wetl. Ecol. Manag.* 13:199-206.

Machado, W., M. Moscatelli, L.G. Rezende y L.D. Lacerda. 2002. Mercury, zinc, and cooper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. *Environ. Pollut.* 120: 455-461.

Macintosh, D.J., E.C. Ashton y S. Havanon. 2002. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 55:331–345.

Matamoros, V.A. 1998. Especiación química y movilidad de los elementos Pb, Ni, Cr, Cu, Cd, Co y V en tres suelos agrícolas de la sabana de Bogota. Tesis de Química. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 183 pp.

Matagi, S.V., D. Swai y R. Mugabe. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish. 8:23–35.

Mendez de Souza, P., P.H. Marinho y M.A. Lima. 2005. Copper influence on polyphosphate metabolism of *Cunninghamella elegans*. Braz. J. Microbiol. 36: 315-320

Montgomery, D.C. 1991. Diseño y análisis de experimentos. Grupo Editorial Iberoamérica. México. 589 pp.

Morrisey, D.J., J.S. Stark y A.J. Underwood. 1994. Spatial variation in concentration of heavy metals in marine sediments. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 45:177-184.

Neumann, D., U.Z. Nieden, O. Lichtenberger y I. Leopold. 1995. How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations? J. Plant Physiol. 146:704–717.

NOAA. 2010. NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. Fecha de consulta 24 de mayo de 2010. En línea: <http://www.cpc.noaa.gov/data/indices/soi>.

Ong Che, R.G., 1999. Concentration of 7 heavy metals in sediments and mangrove root samples from Mai Po, Hong Kong. Mar. Pollut. Bull. 39:269–279.

Parra, J.P. y L.F. Espinosa. 2007. Acumulación de Pb, Cd y Zn en sedimentos asociados a *Rhizophora mangle*, en el río Sevilla, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 31: 347-354. ISSN 0370-3908.

Parra, J.P. y L.F. Espinosa. 2008. Distribución de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el río Sevilla - Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Bol. Invest. Mar. Cost. 37:95-110. ISSN 0122-9761

Peng, L., W. Zheng y Z. Li. 1997. Distribution and accumulation of heavy metals in *Avicennia marina* community in Shenzhen, China. J. Environ. Sci. 9:427–429.

Perry, C.T. y A. Berkeley. 2009. Intertidal substrate modification as a result of mangrove planting: impacts of introduced mangrove species on sediment microfacies characteristics. Est. Coast. Shelf. Sci. 81:225–237.

Preda, M. y M. Cox. 2002. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. Environ. Int. 28:433 – 449.

PROCIÉNAGA. 1995. Plan de manejo ambiental de la sub-región Ciénaga Grande de Santa Marta 1995-1998. Proyecto de Cooperación Técnica Colombo-Alemán para la Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Versión 06.95. Santa Marta.

Raven, J.A. 1997. The vacuole: a cost-benefit analysis. *Adv. Bot. Res.* 25: 59-86.

Rivera-Monroy, V., J. Day, R. Twilley, F. Vera-Herrera y C. Coronado-Molina. 1995. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Términos Lagoon, Mexico. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 40:139-160.

Rivera-Monroy, V., R. Twilley, E. Mancera, A. Alcántara-Eguren, E. Castañeda-Moya, O. Casas-Monroy, P. Reyes, J. Restrepo, L. Perdomo, E. Campos, G. Cotes y E. Viloria. 2006. Aventuras y desventuras en Macondo: Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Ecotrópicos* 19:72-93.

Rivera-Monroy, V., R. Twilley, E. Mancera, E. Castañeda, O. Casas, F. Daza, J. Restrepo, L. Perdomo, P. Reyes, M. Villamil y F. Pinto. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación. Informe técnico final MMA-INVEMAR-COLCIENCIAS. 331 p.

Rueda, M. y O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistics techniques. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296: 93-112.

Sadiq, M. y T.H. Zaidi. 1994. Sediment composition and metal concentrations in mangrove leaves from the Saudi coast of the Arabian Gulf. *Sci. Total Environ.* 155:1-8.

Saenger, P., D. McConchie y M. Clark. 1990. Mangrove forests as a buffer zone between anthropogenically polluted areas and the sea. En: Saenger, P. (Ed.). *Proceedings 1990 CZMWorkshop*. Yeppoon, Qld, pp. 280-297.

Salisbury, F.C. y C. Ross. 1994. *Fisiología vegetal*. Grupo Editorial Iberoamericana S.A. Mexico

Salomao, M., M. Molisani, A.R. Ovalle, C.E. Rezende, L.D. Lacerda y C.E. Carvalho. 2001. Particulate heavy metal transport in the lower Paraíba do Sul River basin, southeastern, Brazil. *Hydrol. Process.* 15:587-593.

Sarangji, R.K., K. Kathiresan y A.N. Subramanian. 2002. Metal concentrations in five mangrove species of the Bhitarkanika, Orissa, east coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 31:251-253.

Sheoran, A.S. y V. Sheoran. 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering* 19:105-116

Silva, C.A., L.D. Lacerda y C.E. Rezende. 1990. Heavy metal reservoirs in a red mangrove forest. *Biotropica* 22:339–345.

Silva, C.A., A.P. da Silva, y S.R. de Oliveira. 2006. Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. *Mar. Chem.* 99:2-11.

Škvarla, J. 1998. A Study on the trace metal speciation in the Ružín reservoir sediment. *Acta Montanistica Slovaca Ročník* 2:177-182

Szilágyi, M. y K. Szentmihályi (Eds.). 2006. Trace elements in the food chain. Proceedings of an international symposium on trace elements in the food chain, Budapest, Hungary.

Taiz, L. y E. Zeiger. 2002. *Plant physiology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Estados Unidos. ISBN 0-87893-823-0

Tam, N.F. y W.S. Wong. 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environ. Pollut.* 110:195-205.

Tariq, J., M. Jaffar, y M. Ashraf. 1994. Concentration and correlation in water, sediment and fish from Ravi River Pakistan. *Fish Res.* 19:131-139.

Tessier, A., P.G. Campbell y M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulated metals. *Anal. Chem.* 51: 844-851.

Thomas, G. y T.V. Fernandez. 1997. Incidence of heavy metals in the mangrove flora and sediments in Kerala, India. *Hydrobiologia* 352:77-87.

Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge University press.419 p. ISBN 0521255678

Twilley, R. 1988. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. En: Jansson, B.O. (Ed.). *Lecture notes on coastal and estuarine studies* Vol. 22. Springer- Verlag, Berlín.155-180.

Twilley, R., V. Rivera-Monroy, R. Chen y L. Botero. 1999. Adapting and ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Mar. Pollut. Bull.* 37:404-419.

UNESCO, 2001. Ciénaga Grande de Santa Marta Biosphere Reserve- Colombia, pp. 21. En: *Final Report International. Part 8. New Biosphere Reserves: Results of the MAB Bureau. Co-ordinating Council of the Programme on Man and the Biosphere. Sixteenth Session UNESCO Headquarters. París, 6-10 November, 2000, 52 p.*

Usme, S. 1984. Evaluación de la contaminación por cadmio y cobre en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis Quím., Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 85 p.

Vane, C.H., I. Harrison, A.W. Kim, V. Moss-Hayes, B.P. Vickers y K. Long. 2009. Organic and metal contamination in surface mangrove sediments of South China. *Mar. Pollut. Bull.* 58:129-166.

Vangronsveld, J., y H. Clijsters. 1994. Toxic effects of metals. En: Farago, M.E. (Ed.). *Plants and the chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity.* VCH, Weinheim, pp. 149–177.

Walsh, G.E., K.A. Ainsworth y R. Rigby. 1979. Resistance of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) seedlings to lead, cadmium and mercury. *Biotropica* 11:22–27.

Weis, J. y P. Weis. 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ. Int.* 30:685-700.

Williams, J.B., 2002. Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences* 21: 607– 635.

Zahir, E., I. Naqvi y I. Zehra. 2004. Spatial and temporal variation of heavy metals in mangrove and sediment along Karachi coastal areas, Pakistan. *J. Saudi. Chem. Soc.* 8:197–202.

Zeng-Yei, H., C. Zueng-Sang, T. Chen-Chi, T. Chun-Chih, C. Shuang-Fu, L. Chyan-Lan y L. Haw-Tarn. 2002. Digestion methods for total heavy metals in sediments and soils. *Water. Air. Soil. Pollut.* 141: 189–205.

Zheng, W. y P. Lin. 1996. Accumulation and distribution of Cu, Pb, Zn and Cd in *Avicennia marina* mangrove community of Futian in Shenzhen. *Oceanol. Limnol. Sinica.* 77.

Zheng, W., X.Y. Chen y P. Lin. 1997. Accumulation and biological cycling of heavy metal elements in *Rhizophora stylosa* mangroves in Yingluo Bay, China. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159:293–301.

Zhou, Y., B. Zhao, Y. Peng, y G. Chen. 2010. Influence of mangrove reforestation on heavy metal accumulation and speciation in intertidal sediments. *Mar. Pollut. Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.010





## ANEXOS

Anexo 1. Concentración de Cu, Zn y Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) biodisponibles, en el sedimento superficial asociado a tres especies de mangle, medidos en tres estaciones de la CGSM, durante las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Metal	Estación	Especie	2007	2008
Cu	ANE	<i>A. germinans</i>	6,71 $\pm$ 0,67	10,79 $\pm$ 1,48
		<i>R. mangle</i>	4,89 $\pm$ 0,37	8,09 $\pm$ 1,7
		<i>L. racemosa</i>	4,39 $\pm$ 1,05	9,91 $\pm$ 2,15
	CG	<i>A. germinans</i>	2,13 $\pm$ 0,10	3,54 $\pm$ 0,57
		<i>R. mangle</i>	2,11 $\pm$ 0,64	2,51 $\pm$ 0,63
		<i>L. racemosa</i>	1,63 $\pm$ 0,19	2,70 $\pm$ 0,72
	RIN	<i>A. germinans</i>	2,37 $\pm$ 0,34	3,44 $\pm$ 0,87
		<i>R. mangle</i>	2,50 $\pm$ 0,39	3,68 $\pm$ 0,55
		<i>L. racemosa</i>	2,64 $\pm$ 0,29	3,14 $\pm$ 0,53
Zn	ANE	<i>A. germinans</i>	6,86 $\pm$ 0,75	12,95 $\pm$ 2,2
		<i>R. mangle</i>	8,56 $\pm$ 1,04	17,22 $\pm$ 4,35
		<i>L. racemosa</i>	8,51 $\pm$ 2,14	19,89 $\pm$ 2,84
	CG	<i>A. germinans</i>	5,32 $\pm$ 0,96	4,85 $\pm$ 1,49
		<i>R. mangle</i>	7,6 $\pm$ 2,83	5,22 $\pm$ 2,09
		<i>L. racemosa</i>	4,19 $\pm$ 1,24	9,69 $\pm$ 4,52
	RIN	<i>A. germinans</i>	7,65 $\pm$ 2,85	11,67 $\pm$ 3,9
		<i>R. mangle</i>	5,54 $\pm$ 0,43	7,07 $\pm$ 2,83
		<i>L. racemosa</i>	9,47 $\pm$ 3	5,13 $\pm$ 1,94
Pb	ANE	<i>A. germinans</i>	5,79 $\pm$ 1,8	1,06 $\pm$ 0,24
		<i>R. mangle</i>	0,34 $\pm$ 0,19	3,77 $\pm$ 1,23
		<i>L. racemosa</i>	< 0,03	0,27 $\pm$ 0,19
	CG	<i>A. germinans</i>	2,09 $\pm$ 0,7	3,77 $\pm$ 0,66
		<i>R. mangle</i>	1,47 $\pm$ 0,63	1,5 $\pm$ 0,65
		<i>L. racemosa</i>	2,37 $\pm$ 1,25	1,4 $\pm$ 0,32
	RIN	<i>A. germinans</i>	1,3 $\pm$ 0,25	1,41 $\pm$ 0,11
		<i>R. mangle</i>	0,08 $\pm$ 0,04	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	0,47 $\pm$ 0,11	0,08 $\pm$ 0,03

Anexo 2. Concentraciones totales de Cu, Zn, Pb, Cr y Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), del sedimento superficial en tres estaciones de la CGSM, medidos en las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar).  $n = 3$ , para cada especie, estación y época (año).

Metal	Estación	Especie	2007	2008
Cu	ANE	<i>A. germinans</i>	30,65 $\pm$ 1,97	32,36 $\pm$ 0,68
		<i>R. mangle</i>	31,45 $\pm$ 3,69	32,77 $\pm$ 2,19
		<i>L. racemosa</i>	24,16 $\pm$ 7,15	32,85 $\pm$ 6,9
	CG	<i>A. germinans</i>	16,76 $\pm$ 2,16	11,65 $\pm$ 1,73
		<i>R. mangle</i>	12,45 $\pm$ 1,68	12,15 $\pm$ 1,28
		<i>L. racemosa</i>	11,06 $\pm$ 2,8	9,66 $\pm$ 2,75
	RIN	<i>A. germinans</i>	15,91 $\pm$ 2,21	10,27 $\pm$ 1,4
		<i>R. mangle</i>	15,76 $\pm$ 4,49	21,65 $\pm$ 5,13
		<i>L. racemosa</i>	18,12 $\pm$ 3,49	13,76 $\pm$ 3,76
Zn	ANE	<i>A. germinans</i>	89,24 $\pm$ 5,64	86,79 $\pm$ 8,34
		<i>R. mangle</i>	102,93 $\pm$ 3,27	94,08 $\pm$ 8,73
		<i>L. racemosa</i>	86,39 $\pm$ 9,58	93,75 $\pm$ 12,67
	CG	<i>A. germinans</i>	63,71 $\pm$ 1,95	49,18 $\pm$ 6,84
		<i>R. mangle</i>	59,16 $\pm$ 4,34	53,5 $\pm$ 7,43
		<i>L. racemosa</i>	54,97 $\pm$ 6,58	46,19 $\pm$ 9,25
	RIN	<i>A. germinans</i>	55,17 $\pm$ 3,8	41,08 $\pm$ 3,66
		<i>R. mangle</i>	76,06 $\pm$ 11,76	75,14 $\pm$ 14,26
		<i>L. racemosa</i>	60,5 $\pm$ 10,1	52,95 $\pm$ 2,27
Pb	ANE	<i>A. germinans</i>	17,27 $\pm$ 0,5	18,21 $\pm$ 0,42
		<i>R. mangle</i>	17,56 $\pm$ 0,45	15,38 $\pm$ 2,4
		<i>L. racemosa</i>	14,7 $\pm$ 3,63	17,64 $\pm$ 4,15
	CG	<i>A. germinans</i>	9,38 $\pm$ 0,91	9,71 $\pm$ 1,53
		<i>R. mangle</i>	5,11 $\pm$ 2,48	7,67 $\pm$ 0,99
		<i>L. racemosa</i>	4,6 $\pm$ 1,07	7,64 $\pm$ 1,51
	RIN	<i>A. germinans</i>	7,31 $\pm$ 0,86	4,5 $\pm$ 1,19
		<i>R. mangle</i>	10,1 $\pm$ 1,28	7,8 $\pm$ 1,54
		<i>L. racemosa</i>	6,7 $\pm$ 2	4,91 $\pm$ 0,48
Cr	ANE	<i>A. germinans</i>	43,21 $\pm$ 0,47	39,21 $\pm$ 1,27
		<i>R. mangle</i>	45,96 $\pm$ 6,24	40,4 $\pm$ 8,72
		<i>L. racemosa</i>	38,25 $\pm$ 6,59	37,72 $\pm$ 2,57
	CG	<i>A. germinans</i>	30,87 $\pm$ 5,06	21,82 $\pm$ 4,6
		<i>R. mangle</i>	23,63 $\pm$ 1,04	24,15 $\pm$ 4,68
		<i>L. racemosa</i>	25,79 $\pm$ 1,83	20,74 $\pm$ 5,14
	RIN	<i>A. germinans</i>	23,19 $\pm$ 0,88	14,36 $\pm$ 2,77
		<i>R. mangle</i>	38,17 $\pm$ 5,36	27,6 $\pm$ 6,91
		<i>L. racemosa</i>	26,83 $\pm$ 3,92	32,08 $\pm$ 7
Cd	ANE	<i>A. germinans</i>	0,03 $\pm$ 0,02	0,03 $\pm$ 0,02
		<i>R. mangle</i>	0,11 $\pm$ 0,09	0,13 $\pm$ 0,08
		<i>L. racemosa</i>	0,2 $\pm$ 0,09	0,09 $\pm$ 0,02
	CG	<i>A. germinans</i>	< 0,001	< 0,001
		<i>R. mangle</i>	< 0,001	< 0,001
		<i>L. racemosa</i>	< 0,001	< 0,001
	RIN	<i>A. germinans</i>	0,05 $\pm$ 0,03	0,29 $\pm$ 0,09
		<i>R. mangle</i>	0,08 $\pm$ 0,06	0,25 $\pm$ 0,11
		<i>L. racemosa</i>	0,2 $\pm$ 0,04	0,1 $\pm$ 0,06

Anexo 3. Concentraciones totales de Cu, Zn y Pb. ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en las raíces absorbentes de tres especies de mangle, medidos en tres estaciones de la CGSM, durante las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar).  $n=3$ , para cada especie, estación y época (año).

Metal	Estación	Especie	2007	2008
Cu	ANE	<i>A. germinans</i>	28,68 $\pm$ 5,55	37,47 $\pm$ 5,14
		<i>R. mangle</i>	31,46 $\pm$ 4,07	19,17 $\pm$ 1,15
		<i>L. racemosa</i>	23,14 $\pm$ 4,52	37,37 $\pm$ 9,42
	CG	<i>A. germinans</i>	11,95 $\pm$ 2,54	14,65 $\pm$ 3,86
		<i>R. mangle</i>	13,43 $\pm$ 4,7	12,39 $\pm$ 3,13
		<i>L. racemosa</i>	11,93 $\pm$ 3,61	8,58 $\pm$ 2,44
	RIN	<i>A. germinans</i>	7,76 $\pm$ 2,17	9,34 $\pm$ 2,13
		<i>R. mangle</i>	12,01 $\pm$ 1,08	11,32 $\pm$ 3,15
		<i>L. racemosa</i>	5,54 $\pm$ 0,39	4,45 $\pm$ 1,14
Zn	ANE	<i>A. germinans</i>	39,6 $\pm$ 10,26	50,83 $\pm$ 11,4
		<i>R. mangle</i>	38,31 $\pm$ 4,82	41,65 $\pm$ 6,53
		<i>L. racemosa</i>	42,32 $\pm$ 11,18	56,01 $\pm$ 6,75
	CG	<i>A. germinans</i>	29,96 $\pm$ 7,01	26,64 $\pm$ 12,52
		<i>R. mangle</i>	39,17 $\pm$ 3,48	39,6 $\pm$ 8,44
		<i>L. racemosa</i>	29,08 $\pm$ 9,4	19,93 $\pm$ 5,09
	RIN	<i>A. germinans</i>	13,38 $\pm$ 3,48	21,53 $\pm$ 4,73
		<i>R. mangle</i>	31,7 $\pm$ 1,35	24,19 $\pm$ 6,55
		<i>L. racemosa</i>	14,16 $\pm$ 1,9	33,14 $\pm$ 10,06
Pb	ANE	<i>A. germinans</i>	11,96 $\pm$ 0,3	14,93 $\pm$ 4,3
		<i>R. mangle</i>	13,63 $\pm$ 2,43	7,72 $\pm$ 0,98
		<i>L. racemosa</i>	12,17 $\pm$ 0,94	14,57 $\pm$ 4,68
	CG	<i>A. germinans</i>	5,52 $\pm$ 0,77	6,43 $\pm$ 1,35
		<i>R. mangle</i>	7,27 $\pm$ 1,38	7,83 $\pm$ 0,54
		<i>L. racemosa</i>	6,25 $\pm$ 0,92	5,41 $\pm$ 1,11
	RIN	<i>A. germinans</i>	3,2 $\pm$ 0,56	5,02 $\pm$ 0,95
		<i>R. mangle</i>	5,08 $\pm$ 1,27	5,24 $\pm$ 1,65
		<i>L. racemosa</i>	2,09 $\pm$ 0,81	4,7 $\pm$ 1,39
Cr	ANE	<i>A. germinans</i>	12,33 $\pm$ 4,03	21,16 $\pm$ 5,73
		<i>R. mangle</i>	14,48 $\pm$ 1,56	8,51 $\pm$ 2,31
		<i>L. racemosa</i>	13,22 $\pm$ 4,04	15,9 $\pm$ 5,04
	CG	<i>A. germinans</i>	9,67 $\pm$ 3,63	7,1 $\pm$ 3,93
		<i>R. mangle</i>	13,25 $\pm$ 3,56	13,23 $\pm$ 3,92
		<i>L. racemosa</i>	6,36 $\pm$ 2,24	4,09 $\pm$ 1,01
	RIN	<i>A. germinans</i>	0,18 $\pm$ 0,11	3,28 $\pm$ 1,42
		<i>R. mangle</i>	2,68 $\pm$ 1,86	5,65 $\pm$ 2,02
		<i>L. racemosa</i>	0,13 $\pm$ 0,02	4,33 $\pm$ 1,06

Anexo 4. Concentraciones totales de Cu, Zn y Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en los tallos de tres especies de mangle, medidos en tres estaciones de la CGSM, durante las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).

<b>Metal</b>	<b>Estación</b>	<b>Especie</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
<b>Cu</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	4,44 $\pm$ 1,12	7,35 $\pm$ 1,15
		<i>R. mangle</i>	0,62 $\pm$ 0,23	1,38 $\pm$ 0,02
		<i>L. racemosa</i>	2,48 $\pm$ 0,38	1,31 $\pm$ 0,32
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	3,57 $\pm$ 1,04	4,35 $\pm$ 2,05
		<i>R. mangle</i>	0,6 $\pm$ 0,14	1,42 $\pm$ 0,99
		<i>L. racemosa</i>	1,15 $\pm$ 0,49	1,68 $\pm$ 0,64
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	1,82 $\pm$ 0,91	3,26 $\pm$ 0,94
		<i>R. mangle</i>	0,57 $\pm$ 0,07	0,58 $\pm$ 0,14
		<i>L. racemosa</i>	3,21 $\pm$ 1,24	1,26 $\pm$ 0,37
<b>Zn</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	9,58 $\pm$ 2,7	16,56 $\pm$ 5,61
		<i>R. mangle</i>	2,65 $\pm$ 1,11	5,01 $\pm$ 2,41
		<i>L. racemosa</i>	5,48 $\pm$ 2,38	9,37 $\pm$ 4,35
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	12,85 $\pm$ 0,4	14,32 $\pm$ 3,29
		<i>R. mangle</i>	9,31 $\pm$ 0,65	5,16 $\pm$ 2,55
		<i>L. racemosa</i>	5,11 $\pm$ 1,62	14,35 $\pm$ 4,46
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	16,11 $\pm$ 5,03	12,65 $\pm$ 5,09
		<i>R. mangle</i>	3,52 $\pm$ 1,67	6,95 $\pm$ 3,68
		<i>L. racemosa</i>	14,71 $\pm$ 3,64	6,17 $\pm$ 2,01
<b>Pb</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	0,25 $\pm$ 0,16	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	0,59 $\pm$ 0,12	0,42 $\pm$ 0,12
		<i>L. racemosa</i>	0,5 $\pm$ 0,21	0,26 $\pm$ 0,15
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	0,46 $\pm$ 0,19	< 0,03
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	0,56 $\pm$ 0,17	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	< 0,03	< 0,03

Anexo 5. Concentraciones totales de Cu, Zn y Pb. ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en las ramas de tres especies de mangle, medidos en tres estaciones de la CGSM, durante las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).

Metal	Estación	Especie	2007	2008
Cu	ANE	<i>A. germinans</i>	3,24 $\pm$ 0,87	1,34 $\pm$ 0,3
		<i>R. mangle</i>	1,25 $\pm$ 0,53	2,9 $\pm$ 1,26
		<i>L. racemosa</i>	2,18 $\pm$ 0,28	1,87 $\pm$ 0,3
	CG	<i>A. germinans</i>	2,11 $\pm$ 0,99	4,81 $\pm$ 1,18
		<i>R. mangle</i>	1,74 $\pm$ 0,71	4,09 $\pm$ 1,27
		<i>L. racemosa</i>	1,97 $\pm$ 0,56	2,0 $\pm$ 0,68
	RIN	<i>A. germinans</i>	2,45 $\pm$ 0,96	1,07 $\pm$ 0,75
		<i>R. mangle</i>	0,57 $\pm$ 0,06	0,29 $\pm$ 0,11
		<i>L. racemosa</i>	2,43 $\pm$ 0,08	1,35 $\pm$ 0,34
Zn	ANE	<i>A. germinans</i>	8,58 $\pm$ 2,52	7,91 $\pm$ 2,18
		<i>R. mangle</i>	17,15 $\pm$ 5,25	5,53 $\pm$ 2,31
		<i>L. racemosa</i>	8,27 $\pm$ 2,71	3,75 $\pm$ 1,17
	CG	<i>A. germinans</i>	15,75 $\pm$ 0,9	6,7 $\pm$ 1,3
		<i>R. mangle</i>	8,29 $\pm$ 2,35	4,93 $\pm$ 2,21
		<i>L. racemosa</i>	12,19 $\pm$ 4,66	5,77 $\pm$ 2,11
	RIN	<i>A. germinans</i>	17,41 $\pm$ 4,3	4,78 $\pm$ 1,39
		<i>R. mangle</i>	4,07 $\pm$ 1,45	4,38 $\pm$ 1,04
		<i>L. racemosa</i>	18,1 $\pm$ 6,86	3,71 $\pm$ 1,16
Pb	ANE	<i>A. germinans</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	1 $\pm$ 0,08	0,48 $\pm$ 0,1
		<i>L. racemosa</i>	1,4 $\pm$ 0,34	< 0,03
	CG	<i>A. germinans</i>	1,22 $\pm$ 0,12	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	0,35 $\pm$ 0,06	< 0,03
	RIN	<i>A. germinans</i>	< 0,03	0,32 $\pm$ 0,05
		<i>R. mangle</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	< 0,03	0,08 $\pm$ 0,03

Anexo 6. Concentraciones totales de Cu, Zn y Pb. ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), en las hojas de tres especies de mangle, medidos en tres estaciones de la CGSM, durante las épocas lluviosa de 2007 y seca de 2008 ( $\pm$  desviación estándar). n= 3, para cada especie, estación y época (año).

	<b>Estación</b>	<b>Especie</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
<b>Cu</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	12,3 $\pm$ 1,29	7,38 $\pm$ 2,38
		<i>R. mangle</i>	8,53 $\pm$ 1,76	1,68 $\pm$ 0,88
		<i>L. racemosa</i>	2,77 $\pm$ 1,15	5,08 $\pm$ 1,08
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	8,35 $\pm$ 2,69	10,5 $\pm$ 4,85
		<i>R. mangle</i>	2,51 $\pm$ 1,02	4,24 $\pm$ 1,32
		<i>L. racemosa</i>	5,05 $\pm$ 1,43	3,37 $\pm$ 0,45
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	5,17 $\pm$ 2,25	2,02 $\pm$ 1,76
		<i>R. mangle</i>	2,89 $\pm$ 2,75	2,44 $\pm$ 0,54
		<i>L. racemosa</i>	3,43 $\pm$ 0,56	2,85 $\pm$ 3,32
<b>Zn</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	23,99 $\pm$ 4	19,7 $\pm$ 0,65
		<i>R. mangle</i>	10,31 $\pm$ 2,82	7,57 $\pm$ 2,81
		<i>L. racemosa</i>	17,24 $\pm$ 3,33	24,64 $\pm$ 3,76
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	25,73 $\pm$ 4,07	14,1 $\pm$ 4,66
		<i>R. mangle</i>	12,06 $\pm$ 5,2	19,49 $\pm$ 3,16
		<i>L. racemosa</i>	25,06 $\pm$ 2,97	14,06 $\pm$ 2,55
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	23,2 $\pm$ 3,25	18,64 $\pm$ 3,79
		<i>R. mangle</i>	4,43 $\pm$ 0,63	7,36 $\pm$ 3,11
		<i>L. racemosa</i>	24,58 $\pm$ 2,89	11,14 $\pm$ 2,54
<b>Pb</b>	<b>ANE</b>	<i>A. germinans</i>	1,39 $\pm$ 0,29	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	0,80 $\pm$ 0,11	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	1,07 $\pm$ 0,29	0,48 $\pm$ 0,13
	<b>CG</b>	<i>A. germinans</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	0,84 $\pm$ 0,1	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	< 0,03	< 0,03
	<b>RIN</b>	<i>A. germinans</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>R. mangle</i>	< 0,03	< 0,03
		<i>L. racemosa</i>	< 0,03	< 0,03