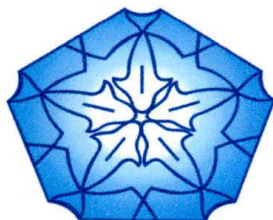


**CONTENIDOS DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN  
ORGANOS DE *Rhizophora mangle* (Linneus) EN LA  
DESEMBOCADURA DEL RIO SEVILLA - CIENAGA GRANDE DE  
SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO**



**YURY ALEXANDRA NARANJO SANCHEZ**



**inveimar**

**UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA  
FACULTAD DE CIENCIAS BASICAS  
PROGRAMA DE BIOLOGIA  
SANTA MARTA**

**2004**

**CONTENIDOS DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN  
ORGANOS DE *Rhizophora mangle* (Linneus) EN LA  
DESEMBOCADURA DEL RIO SEVILLA - CIENAGA GRANDE DE  
SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO**



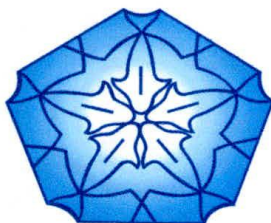
**YURY ALEXANDRA NARANJO SANCHEZ**

**Tesis de grado como requisito para optar al título de Biólogo**

**Director: Walberto Troncoso Olivo**

**M.Sc. Biología Marina**

**Investigador Programa Calidad Ambiental Marina INVEMAR**



**invemar**

**UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA  
FACULTAD DE CIENCIAS BASICAS  
PROGRAMA DE BIOLOGIA  
SANTA MARTA**

**2004**

BB  
0030

**NOTA DE ACEPTACION**

---

---

---

---

---

**JURADO**

---

**JURADO**

---

**DIRECTOR MEMORIA DE GRADO**

*A Ligia, mi madre, por su dedicación y  
paciencia*

*A mi padre, por ser energía para mi alma  
(Q.E.P.D)*

*A Giovanni, por que sin su invaluable  
apoyo hubiese sido muy difícil culminar  
esta etapa de mi vida*

*A Yaneris, por toda su comprensión,  
caríño y ayuda*

*A Valeria Andrea, por llenar de luz  
nuestras vidas*

*A mi Querido Amigo por haberlo  
intentado cada día...*



## **AGRADECIMIENTOS**

- A la Universidad del Magdalena y su cuerpo docente por la formación integral que recibí a lo largo de mi carrera.
- Al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andreis" INVEMAR y su director el Capitán de Navío Francisco Arias Isaza; así como al programa CAM, por la financiación y apoyo logístico a este proyecto.
- A mi director de tesis Walberto Troncoso por su gran colaboración y comprensión en toda mi trayectoria como tesista.
- A los Doctores Luisa Espinosa y Bienvenido Marín por su orientación durante el desarrollo de este proyecto.
- A Laura Perdomo y Carlos Carbonó, por su gran ayuda en el trabajo de campo.
- A Jesús Garay, Néstor Campos y Jorge Restrepo.
- A los profesores Guillermo Díaz-Pulido y Luis Manjarrez y por su asesoría y ayuda en el trabajo estadístico.
- Al grupo de trabajo del laboratorio de química: Gustavo Ramírez, Carlos Henrri, Osman Aragón, Jader Fernández y Betty Cadavid.
- A Juan Carlos Diez por su colaboración en la consecución del material bibliográfico.
- A mis compañeros de tesis: Juan Pablo Parra y Adriana Suárez por su gran compañía e invaluable ayuda en toda esta etapa.
- A mis compañeros y siempre recordados: Carlos Henri, Nelson Rangel y Karen Gutiérrez.
- A la familia Pérez Naranjo.
- A mis compañeros de curso: Liliana Ojeda y Alejandro Rangel por estar siempre ahí.

## TABLA DE CONTENIDO



<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	2
<b>INTRODUCCION</b> .....	3
<b>1. MARCO TEÓRICO</b> .....	7
1.1 EL ECOSISTEMA DE MANGLAR.....	7
1.2 LOS METALES PESADOS.....	10
1.3 FUENTES DE CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS.....	11
1.4 TOXICIDAD DE METALES PESADOS EN PLANTAS.....	13
1.5 FACTORES QUE CONTROLAN LA CONCENTRACIÓN DE METALES EN LAS PLANTAS DE MANGLAR	14
<b>2. ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	15
<b>3. MATERIALES Y METODOS</b> .....	18
3.1 FASE DE CAMPO.....	18
3.1.1 Variables fisicoquímicas.....	18
3.1.1.1 <i>Salinidad</i> .....	18
3.1.1.2 <i>Temperatura</i> .....	18
3.1.1.3 <i>Potencial rédox</i> .....	18
3.1.1.4 <i>pH</i> .....	19
3.1.2 Obtención de muestras de sedimento asociado a raíces de <i>R. mangle</i> .....	19
3.1.3 Recolección del material vegetal.....	20

3.1.3.1 Raíces.....	20
3.1.3.2 Tallo.....	20
3.1.3.3 Hojas.....	21
3.2 FASE DE LABORATORIO.....	21
3.2.1 Muestras de sedimento.....	21
3.2.1.1 Secado y tamizado de muestras.....	21
3.2.1.2 Humedad.....	22
3.2.1.3 Contenido de limos y arcilla.....	22
3.2.1.4 Materia orgánica.....	23
3.2.1.5 Procedimiento de extracción de metales pesados en sedimentos .....	24
3.2.2 Muestras de material vegetal.....	25
3.2.2.1 Procedimiento de extracción de metales pesados en material vegetal.....	26
3.3 ANALISIS DE LAS MUESTRAS.....	28
3.4 TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN.....	29
3.4.1 Análisis de varianza factorial no paramétrico.....	29
3.4.2 Test de comparación múltiple.....	30
3.4.3 Factor de concentración.....	30
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
4.1 VALORES DE LOS PORCENTAJES DE RECUPERACION.....	31
4.2 VARIABLES FISICOQUIMICAS.....	32
4.2.1 Salinidad.....	32
4.2.2 Temperatura.....	32
4.2.3 Potencial Rédox.....	32



4.2.4 pH.....	33
4.2.5 Humedad.....	34
4.2.6 Contenido de limos y arcillas.....	34
4.2.7 Contenido de materia orgánica .....	34
4.3 CONTENIDOS DE CADMIO, ZINC Y PLOMO BIODISPONIBLES EN LOS SEDIMENTOS ASOCIADOS A RAÍCES DE <i>R. mangle</i> .....	35
4.4 CONTENIDO DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN ORGANOS DE <i>R. mangle</i> .....	37
4.4.1 hojas jóvenes y adultas.....	37
4.4.2 Tallo.....	39
4.4.3 Raíces aéreas.....	40
4.4.4 Raíces absorbentes.....	41
4.5 RESULTADOS ESTADISTICOS.....	43
4.6 FACTOR DE CONCENTRACION EN <i>R. mangle</i> .....	46
<b>5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....</b>	<b>48</b>
5.1 CONTENIDOS DE CADMIO, ZINC Y PLOMO BIODISPONIBLES EN LOS SEDIMENTOS ASOCIADOS A RAÍCES DE <i>R. mangle</i> .....	48
5.2 CONTENIDO DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN ORGANOS DE <i>R. mangle</i> .....	50
5.3 FACTOR DE CONCENTRACION (FC) EN <i>R. mangle</i> .....	56
<b>6. CONCLUSIONES.....</b>	<b>58</b>
<b>7. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>60</b>
<b>8. BIBLIOGRAFIA.....</b>	<b>61</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>70</b>



## INDICE DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b>	Localización de las parcelas de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – Ciénaga Grande de Santa Marta.....	17
<b>FIGURA 2.</b>	Corazonadores utilizados para la obtención de muestras de sedimento. (a) Diagrama interno, (b) Diagrama externo.....	20
<b>FIGURA 3.</b>	Perfil de la muestra de sedimento.....	22
<b>FIGURA 4.</b>	Metodología utilizada en la extracción de metales pesados potencialmente biodisponibles en sedimento de la CGSM.....	24
<b>FIGURA 5.</b>	Proceso de liofilización del material vegetal.....	25
<b>FIGURA 6.</b>	Proceso de maceración y pulverización de las muestras de tejido vegetal.....	26
<b>FIGURA 7.</b>	Proceso de digestión a presión del material vegetal.....	27
<b>FIGURA 8.</b>	Metodología utilizada para la extracción total de metales pesados en órganos de <i>R. mangle</i> (Modificado de INVEMAR, 2002).....	27
<b>FIGURA 9.</b>	Espectrofotómetro de Emisión Atómica usado en el proceso de medición de metales pesados.....	28
<b>FIGURA 10.</b>	Porcentajes de humedad, materia orgánica y de limos y arcillas en muestras de sedimento (<63mm) colectadas en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla-CGSM.....	34
<b>FIGURA 11.</b>	Concentración de cadmio (a), zinc (b) y plomo (c) potencialmente biodisponibles en el sedimento (<63 mm) colectado en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla-CGSM.....	36
<b>FIGURA 12.</b>	Concentración de los tres metales medidos en hojas jóvenes de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	38

<b>FIGURA 13.</b>	Concentración de los tres metales medidos en hojas adultas de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	38
<b>FIGURA 14.</b>	Concentración de los tres metales medidos en tallo de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	40
<b>FIGURA 15.</b>	Concentración de los tres metales medidos en raíces aéreas de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	41
<b>FIGURA 16.</b>	Concentración de los tres metales medidos en raíces absorbentes de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	42
<b>FIGURA 17.</b>	Concentración de cadmio (a), cobre (b) y zinc (c) en cinco órganos de <i>R. mangle</i> .....	45

## INDICE DE TABLAS

TABLA 1.	Clasificación de los metales.....	11
TABLA 2.	Localización geográfica de los puntos de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.....	17
TABLA 3.	Porcentajes de recuperación de los metales Cd, Cu, Zn y Pb, para la muestra certificada TORT – 1.....	31
TABLA 4.	Variables fisicoquímicas medidas en el agua superficial en cada punto de muestreo en la desembocadura de Río Sevilla – CGSM.....	33
TABLA 5.	Variables fisicoquímicas medidas en los sedimentos asociados a <i>R. mangle</i> en cada punto de muestreo en la desembocadura de Río Sevilla – CGSM.....	33
TABLA 6.	Factor de concentración de tres metales en órganos de <i>R. mangle</i> en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. ....	47

## RESUMEN

Con el fin de determinar los contenidos de cadmio, cobre, zinc y plomo en hojas, tallos y raíces de *Rhizophora mangle*, se muestrearon tres parcelas ubicadas en la desembocadura del Río Sevilla – Ciénaga Grande de Santa Marta. Así mismo, se determinaron las concentraciones biodisponibles de cadmio, zinc y plomo en sedimentos asociados a las raíces, con base en las cuales fueron calculados los factores de concentración de estos metales en cada órgano. Las mediciones se hicieron mediante la técnica de espectrometría de emisión atómica de plasma inductivamente acoplado (ICP-AES). La concentración de plomo en órganos de *R. mangle* estuvo bajo el límite de detección del equipo ( $<2,38 \mu\text{g/g}$ ) a excepción de las raíces absorbentes. Los resultados indicaron que existen diferencias significativas en los contenidos de cadmio, cobre y zinc entre órganos de *R. mangle*, encontrándose el siguiente orden de concentración: raíces absorbentes > tallo > hojas jóvenes > hojas adultas > raíces aéreas; indicando que las mayores concentraciones metálicas se presentan en las raíces absorbentes. La concentración biodisponible de metales en los sedimentos asociados a las raíces de los árboles de *R. mangle* presentó la siguiente relación: zinc > plomo > cadmio. Los factores de concentración determinados fueron en general menores que uno; sugiriendo que los órganos de *R. mangle* no están acumulando los metales en estudio y por lo tanto se infiere que su capacidad de absorción es baja. Los factores de concentración calculados para los sedimentos asociados a *R. mangle* fueron superiores a uno; indicando que la mayor parte de los contenidos metálicos están siendo retenidos a nivel de estos.

Palabras claves: metales pesados, *Rhizophora mangle*, concentración biodisponible.

## ABSTRACT

In order to the contents of cadmium, copper, zinc and lead in leaves, stalks and root of *Rhizophora mangle* three parcels, located in the Río Sevilla mouth – Ciénaga Grande de Santa Marta were sampled. Likewise bioavailable concentration of cadmium, copper, zinc and lead were determined in sediments associated to the roots, based on which the concentration factors of these metal were calculated in each organ. The measurings were made through the Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry technique (ICP – AES). The lead concentration in *R. mangle* organs was under equipment detection limit (<2,38 µg/g) except the absorbent roots. The results indicated that exist significant differences in the contents of cadmium, copper, zinc and lead into *R. mangle* organs, finding the next concentration order: absorbent roots > stalk > young leaves > adult leaves > aerial roots; indicating that the higher metallic concentrations are presented in the absorbent roots. The metal bioavailable concentrations in the sediments associated to the *R. mangle* trees presented the next relation: zinc > lead > cadmium. In general the determined concentration factors were lower than one; suggesting that the studied metals and therefore is infered that their absorption capacity is low. The calculated concentrations factors to the sediments associated to *R. mangle* roots were higher than one, indicating that the major part of the metallic contents are being retained on the level of these.

Key word: heavy metals, *Rhizophora mangle*, bioavailable concentration.



## INTRODUCCION

La creciente industrialización y demás actividades antropogénicas generan una gran cantidad de residuos que sin un tratamiento adecuado son vertidos a los ríos, siendo éstos las principales fuentes de transporte y descarga de contaminantes hacia el medio marino (Gamboa & Bonilla, 1983).

Debido a lo anterior, el equilibrio de los ecosistemas marinos y costeros se ha visto alterado en las últimas décadas por un marcado aumento de contaminantes, entre los que se encuentran los metales pesados, los cuales han recibido especial atención debido a sus efectos tóxicos duraderos (Lacerda *et al.*, 1988), no son biodegradables (Aquino, 1980; Campos, 1990) y a su intensiva acumulación en ambientes costeros y estuarinos, en donde generalmente se desarrollan ecosistemas de manglar (Lacerda & Abráo, 1984).

En el sistema Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), los manglares bordean el inmenso complejo de ciénagas y canales; allí la producción y exportación de materia orgánica por los manglares es muy alta y está relacionada con la gran productividad de la ciénaga (Hernández *et al.*, 1980). Un considerable número de habitantes en poblados aledaños o ubicados dentro de la ciénaga, derivan su sustento de la pesca de muchas especies de interés comercial. Por tal razón este ecosistema tiene gran relevancia económica, ecológica y social.

La ecorregión CGSM sufrió un proceso de degradación paulatino del sistema natural principalmente por actividades antrópicas (construcción de la carretera entre

Barranquilla y Ciénaga y de la marginal al Río Magdalena) en el periodo 1956 – 1995; que generaron una variación en las condiciones hidráulicas del sistema debido a la interrupción del intercambio hídrico entre el Río Magdalena y las zonas de inundación (manglares y ciénagas), así como entre éstas y el mar; lo que generó un aumento en la salinidad de los suelos y el agua, la desaparición de más de la mitad del bosque de manglar nativo, incremento en la sedimentación y contaminación química (INVEMAR, 2002).

Los trabajos de recuperación y rehabilitación del sistema lagunar de la CGSM y de los bosques de manglar asociados a ella se iniciaron en 1995 e involucraron la reapertura de varios canales que comunican al Río Magdalena con la CGSM, con el fin de restablecer el flujo de agua dulce a los terrenos del manglar (PRO-CIENAGA, 1994; Perdomo *et al.*, 1999). Dichas obras han incidido sobre los indicadores físicos, químicos, biológicos y sanitarios; produciendo cambios favorables que benefician el proceso de rehabilitación y por consiguiente a la estructura y funcionamiento de la biota (Marín, 2003).

Pese a todo el proceso de rehabilitación, se sabe que las principales descargas de contaminantes hacia la CGSM provienen del Río Magdalena, a través de los caños de intercomunicación y otras escorrentías menores; así como de las áreas dedicadas a los cultivos agroindustriales, ubicadas en el margen oriental de la CGSM y el piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) en las cuales se aplican grandes cantidades de plaguicidas (Marín, 2003).

En los estudios realizados en la CGSM concernientes a la evaluación de metales pesados en el sistema, se cuenta con información muy valiosa en cuanto a su distribución y concentración en el medio. autores como Campos (1984, 1990, 1991,

1992); Usme, (1984); Campos & Gallo (1997); Ramírez, (1995) e INVEMAR (2002) han realizado estudios de estos elementos encontrando variaciones temporales y estacionales de los metales pesados. Mediante estos trabajos se ha logrado establecer la existencia de gradientes de concentración de dichos elementos, determinándose variaciones en la concentración dependiendo de las épocas climáticas, en gran medida influidas directamente por las descargas de las aguas del Río Magdalena y de los ríos de la SNSM hacia el sistema. Pese a que en la mayoría de los casos, los tóxicos, no rebasan los niveles tolerables, su constante presencia posibilita la acumulación en organismos, en sedimentos e inciden en la calidad química de las aguas del sistema. En la zona de influencia del Río Magdalena y los ríos de la SNSM se determinaron los mayores niveles de concentración para metales pesados (INVEMAR, 2002). Considerando lo anteriormente expuesto, es de gran importancia referenciar el trabajo sobre acumulación de metales en macrófitas acuáticas (*Ipomoea Setifera* y *Eichornia Crassipes*) comunes en las zonas lacustres; en el cual se determinó que las mayores concentraciones de Cd, Cu y Zn en tejidos vegetales, se encuentran en las estaciones cercanas al Río Magdalena (Troncoso, 2003).

En cuanto a medición de metales pesados en manglar de la CGSM, el trabajo de Campos y Gallo (1997), determinó los niveles de Cd, Cu y Zn en hojas de las especies *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, de la CGSM y la Bahía de Chengue (Parque Nacional Natural Tayrona); donde el comportamiento general de los tres metales se vio influido principalmente por la época de muestreo, conjuntamente con las variables ambientales, de los cuales el pH y la salinidad mostraron un mayor efecto sobre la disponibilidad de éstos hacia las plantas de manglar. Los estudios realizados en ecosistemas de manglar, sobre los procesos de inmovilización de metales están fuertemente relacionados con algunas propiedades



de los sedimentos como la textura, porosidad, pH, potencial rédox (Eh), presencia de carbonatos y contenidos de materia orgánica (Tam & Wong, 1993; Lacerda *et al.*, 1988). Los sedimentos en zonas de manglares, principalmente estuarios y lagunas costeras, presentan características que favorecen la retención de metales (Harbison, 1986; Lacerda *et al.*, 1991). Al respecto Odum (1983), dice que los estuarios son especialmente vulnerables a la contaminación, debido a que durante los procesos de eutroficación, los contaminantes al igual que los nutrientes quedan “atrapados” en el detritus.

Considerando los antecedentes, se puso en evidencia la importancia de evaluar el ecosistema de manglar como biofiltro de contaminantes químicos. Por esto se concibió la propuesta de proyecto “Evaluación de la función del ecosistema de manglar como biofiltro de contaminantes químicos” por parte del programa Calidad Ambiental Marina del INVEMAR, en el cual se pretende estudiar el comportamiento y la concentración de los metales pesados en la estructura de las plantas de manglar y en el sustrato asociado (sedimentos) a éstas, en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

El objetivo general del presente trabajo es determinar los contenidos de cadmio, cobre, zinc y plomo en órganos de *R. mangle*, en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Así mismo, determinar la concentración biodisponible de cadmio, zinc y plomo en sedimentos asociados a *R. mangle* y los factores de concentración de los metales para cada órgano; con el propósito de evaluar la capacidad de absorción de metales pesados por parte de las plantas de manglar de la CGSM.

## 1. MARCO TEÓRICO

### 1.1 EL ECOSISTEMA DE MANGLAR

Los manglares son comunidades halófitas de árboles y arbustos de diferentes familias y géneros, que colonizan suelos inundados de la zona de mareas, en latitudes tropicales y subtropicales (Hutchings & Saenger, 1987; Mastaller, 1989). Todas las especies aunque no están estrechamente relacionadas taxonómicamente, poseen una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y reproductivas en común (Saenger, 1982; Clough *et al.*, 1982, Clough, 1984), que les permiten crecer en ambientes inestables y adversos.

Los manglares se distribuyen entre los 23°30'N y los 23° 30'S, con promedios anuales de temperatura superiores a los 19°C y fluctuaciones inferiores a los 10°C (Lugo & Petterson-Zucca, 1977; Tomlinson, 1986). Se distinguen dos grupos geográficos: los de América – Occidente de África y del Indopacífico. Los primeros, a diferencia de los segundos poseen baja diversidad (Chapman, 1976).

Entre las adaptaciones morfológicas de los árboles de manglar están las raíces fulcreas de las especies del género *Rhizophora*, las raíces cable del género *Avicennia*, o las raíces tabloides de *Pelliciera rhizophorae*, que les permiten crecer en sustratos blandos, mientras el desarrollo de lenticelas, tejido aerenquimático y neumatóforos facilitan el intercambio gaseoso (Curran, 1985; Hutchings & Saenger, 1987; Prah *et al.*, 1990). En cuanto a la fisiología, las adaptaciones incluyen la

resistencia a la salinidad. Para Larcher (1984), esta adaptación tiene varios componentes, los cuales pueden ser divididos en dos grupos: mecanismos de regulación y mecanismos de tolerancia salina. Los primeros comprenden: 1) evitar la absorción de sal (mecanismos de ultrafiltración), 2) eliminar la sal (por medio de glándulas), y 3) diluir la sal. La tolerancia salina es definida como la propiedad del protoplasma para enfrentar las altas concentraciones iónicas que pueden llegar a ser tóxicas. El hecho de que las especies de mangle sean capaces de crecer sobre sustratos muy salinos y que incluso crezcan mejor en presencia de sal (Werner & Stelzer, 1990) sugiere que controlan la absorción de iones y mantienen un balance hídrico fisiológicamente aceptable. Aproximadamente 80 especies de plantas, pertenecientes a 30 géneros de 20 familias diferentes, comparten algunas de estas adaptaciones (Chapman, 1984; Hutchings & Saenger, 1987).

Aparte de los mecanismos de ultrafiltración del agua, las condiciones ecológicas del medio intermareal (salinidad, clima, amplitud de la marea, escorrentía, sedimentación, geomorfología y tipo de sustrato que regulan el establecimiento y distribución de los mangles dentro de la comunidad; Lugo & Snedaker, 1974) han hecho que los manglares desarrollen entre otras adaptaciones la producción de semillas vivíparas, raíces aéreas-zancos o neumatóforos (Polania, 1990). Estudios sobre estas adaptaciones pueden verse en Chapman (1976), Kuenzler (1974), Rabinowitz (1978), Odum *et al.*, (1982), Hutchings & Saenger (1987) y Rollet (1984).

Estas comunidades desempeñan importantes funciones ecológicas: productividad, refugio, sitios de alimentación y anidación de diversas especies de reptiles, aves, mamíferos, anfibios (Sánchez-Páez *et al.*, 2000) y otros grupos de organismos (Kuenzler, 1974; Lugo & Snedaker, 1974; Chapman, 1976; Snedaker, 1978; Prahel *et*

*al.*, 1990). Una de las más importantes funciones de los manglares radica en su papel de productores y exportadores de materia orgánica, la cual a través de la vía detrítica, entra en una compleja red trófica en los estuarios y ecosistemas marinos adyacentes, sirviendo de soporte a la productividad (Blasco, 1982; Prahl, 1984; Sánchez-Páez *et al.*, 2000).

En Colombia, los manglares ocupan una extensión aproximada de 380.634 ha, de las cuales 292.726 ha se encuentran en el Pacífico y 87.908 ha en el Caribe (INVEMAR, 2002). Estas representan fuentes importantes de recursos para el aprovechamiento forestal, hidrológico, obtención de productos requeridos en la construcción industrial y doméstica, así como para la producción de leña y carbón. En los dos litorales se han desarrollado actividades de aprovechamiento de los bosques, en general con pérdida o subutilización de los recursos forestales e hidrobiológicos asociados. Como fuente de subsistencia, los manglares son de gran relevancia para el sustento de las comunidades de pescadores (Minambiente, 2002).

La mayor extensión de manglares en la costa caribe se encuentra en el Magdalena y cubre un área total de 52.478 ha distribuidas principalmente en la CGSM (Sánchez-Páez *et al.*, 2000); bordeada por asociaciones de árboles de manglar de las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* (Álvarez-León, 1993) formando diferentes tipos de bosque como son los de borde, cuenca, ribereños e islote. El mayor desarrollo de los manglares se encuentra en el costado este, en el área de influencia de los ríos provenientes de la SNSM (Manjarrés, 1991).



## 1.2 LOS METALES PESADOS

El término "metal pesado" no está bien definido. A veces se emplea el criterio de densidad para su definición, por ejemplo, metales de densidad mayor que  $4,5 \text{ g/cm}^3$ , pero los valores en la bibliografía pueden ir desde  $4 \text{ g/cm}^3$  hasta  $7 \text{ g/cm}^3$ . Otros criterios empleados son el número atómico y el peso atómico y la conductividad eléctrica. Además, el término siempre suele estar relacionado con la toxicidad que presentan, aunque en este caso también se emplea el término "elemento tóxico" o "metal tóxico". Matamoros (1998) considera metal pesado a los elementos que tiene una densidad igual o superior a  $5 \text{ g/cm}^3$  cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos).

Los metales pesados son una de las formas más peligrosas de contaminantes del medio ambiente, debido a que no presentan ningún tipo posible de degradación biológica o química y porque pueden ser bioacumulados de diversas formas (inorgánica o como compuestos orgánicos) y permanecer en los organismos por largos periodos (Forstner & Muller, 1974). Su toxicidad se debe a la alta afinidad con los grupos amino y sulfidril. Al reaccionar los metales pesados con estos grupos, se forman complejos metálicos y las enzimas pierden toda su efectividad para controlar las reacciones metabólicas (Campos, 1987).

Los metales pesados se pueden dividir en dos grupos: los oligoelementos o micronutrientes, son requeridos en pequeñas cantidades por plantas y animales. Son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital y pasado cierto umbral se vuelven tóxicos; dentro de este grupo están: arsénico, boro, cobalto,

romo, cobre, molibdeno, manganeso, níquel, selenio y zinc. El otro grupo son los metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos produce disfunciones, resultan altamente tóxicos y tienen la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Entre estos elementos se encuentran el cadmio, mercurio, plomo, cobre, níquel, antimonio y bismuto (Matamoros, 1998).

Los iones metálicos juegan un papel fundamental en los sistemas biológicos, deben ser abundantes en la naturaleza y disponibles en especies solubles (Tabla 1).

**TABLA 1.** Clasificación de los metales (Lesmes, 1991).

Denominación	Metal
Elementos no críticos	Na, Mg, Ca, H, O, N, C, P, Fe, S, Cl, Br, Rb, Sr, Ba, Al, Si.
Muy tóxicos y relativamente accesibles	Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Pb, Sb, Bi.
Tóxicos pero muy insolubles o raros	Ti, Hf, Zr, W, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, I, Ru

### 1.3 FUENTES DE CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

Es posible distinguir cuatro fuentes principales de contaminación del medio acuático por metales pesados (Forstner & Wittman, 1979):

1. Las actividades humanas conllevan a la producción de partículas, que se transportan por el aire y posteriormente llegan a la hidrosfera; los factores de enriquecimiento del particulado aéreo, referidos con los de la corteza terrestre,

indican que el plomo se encuentra enriquecido en cuatro ordenes de magnitud, por lo cual se concluye que la principal fuente de contaminación por este elemento son las gasolinas (Lesmes, 1991).

2. Disolución de metales sólidos de desechos y descargas domésticas causan considerable enriquecimiento de metales; muchos detergentes contienen elementos traza como hierro, manganeso, cromo, cobalto, níquel, estroncio y boro.
3. Procesos industriales de minerales y metales: cuando se proyecta la disposición de residuos industriales, generalmente no se tiene en cuenta consideraciones sobre los efectos deletéreos e impacto sobre el medio ambiente. Los metales pesados tienen múltiples usos y se emplean ampliamente en diversos campos industriales y algunos metales tienen usos específicos. Los procesos metalúrgicos, la industria del cemento, la minería y las erupciones volcánicas se consideran entre las fuentes principales de metales hacia la atmósfera y hacia los cuerpos de agua.
4. Meteorización geológica: es la responsable de los valores normales en determinada región; las aguas y sedimentos pueden presentar valores elevados como consecuencia natural.

#### 1.4 TOXICIDAD DE METALES PESADOS EN LAS PLANTAS.

Excesivas concentraciones de metales esenciales y no esenciales pueden causar fitotoxicidad. Alloway (1995) enumera de forma general los posibles mecanismos causales:

1. Cambios en la permeabilidad de la membrana celular: plata, oro, bromo, cadmio, flúor, mercurio, iodo, plomo.
2. Reacción de grupos sulfidril con cationes: plata, mercurio, plomo.
3. Competencia por sitios activos con metabolitos esenciales: arsénicos, antimonio, selenio, telurio, tusteno, flúor.
4. Afinidad para reaccionar con grupos fosfatos y grupos activos de ADP o ATP: aluminio, berilio, itrio, zirconio, lantánidos y, posiblemente todos los metales pesados.
5. Reemplazo de iones esenciales (principalmente cationes): cesio, litio, rubidio, selenio, estroncio.
6. Ocupación de sitios por grupos esenciales tales como fosfatos y nitratos: arsenatos, fluoratos, boratos, bromatos, selenatos, teluratos.



## 1.5 FACTORES QUE CONTROLAN LA CONCENTRACIÓN DE METALES EN LAS PLANTAS DE MANGLAR

La biodisponibilidad de metales para la absorción de las plantas es una función de su patrón geoquímico en los sedimentos de manglar. Los metales son precipitados en sedimentos de manglar como sulfuros (Lacerda & Rezende, 1987) que son estables bajo condiciones anóxicas y no disponibles para la absorción de las plantas. A parte de la precipitación de sulfuros, los complejos de materia orgánica pueden también decrecer la disponibilidad de algunos metales.

Otro factor que puede ser responsable de la baja concentración de metales son las adaptaciones fisiológicas que presenta ciertas especies de manglar; controlando la concentración de iones presentes en grandes cantidades en el salino y frecuentemente reducido sedimento de manglar. Por ejemplo, las altas concentraciones de metales encontradas en *Avicennia* comparadas con las de *Rhizophora*, pueden ser resultado de los mecanismos de exclusión salina (Walsh *et al.*, 1979). Algunas de estas adaptaciones pueden actuar como mecanismos de tolerancia, reduciendo la captación de metales. A su vez, uno de los mas eficientes mecanismos para neutralizar estos elementos es la exudación de oxígeno traslocado a través del aerénquima de la superficie de las raíces (Machado *et al.*, 2004), creando una rizosfera oxidada (parte de los sedimentos que está afectada por el metabolismo de las raíces), donde las concentraciones de hierro y manganeso soluble se precipitan como óxidos formando placas de hierro que actúan como barreras biogeoquímicas de estos elementos (Lacerda 1998), donde los sulfuros son oxidados a sulfatos. Esta rizosfera oxidada puede afectar los sedimentos de manglar adyacente a las raíces.

## 2. ÁREA DE ESTUDIO

La desembocadura del Río Sevilla se encuentra ubicada a los 10° 52' 27" de latitud norte y 74° 19' 33" de longitud oeste, al norte de Colombia. El Río Sevilla se sitúa en la llanura fértil que hay entre la SNSM y la CGSM (la llanura aluvial de piedemonte) la cual, a su vez, está bañada por numerosos ríos como el Fundación, Aracatáca, Tucurínca, Orihueca y Frío, que desembocan en la ciénaga (Escobar, 1991). Esta es una región que históricamente influye sobre los patrones de circulación de la CGSM.

En la desembocadura del Río Sevilla, se mezclan la vegetación herbácea, escandente o arbórea, dando lugar a un bosque mixto con mayor participación de especies de ambientes pantanosos como cantagallo (*Erythrina glauca*), suán (*Ficus dendrocida*), pivijay (*Ficus pallida*), palma de nolí (*Elaeis oleífera*), buche (*Pithecellobium lanceolatum*), penda (*Dalbergia brownei*), *Machaerium lunatum*, *Stigmaphyllum ovatum* y *Sacrostemma clausum* (Hernández-Camacho *et al.*, 1992) y es gradualmente reemplazada por bosques de manglar a medida que se acerca a la ciénaga. Los bosques localizados en esta vertiente de la CGSM se encuentran en buen estado, con la excepción de los bosques de manglar localizados en la laguna Sevillano cerca a la Boca de la Barra, donde se encuentran áreas de manglar muerto.

La región alrededor del sistema de la CGSM es muy árida (Gónima *et al.*, 1998) con dos épocas climáticas bien definidas; la de verano (sequía mayor) entre diciembre y abril; la de invierno (lluvia mayor) entre septiembre y noviembre y las temporadas

menores (transición) de lluvias y sequía en mayo – junio y de julio – agosto, respectivamente (Bula, 1977). Aunque este patrón climático no siempre se conserva entre años, es la tendencia general que presentan los datos analizados.

Se selecciono esta zona teniendo en cuenta que existe un denso y saludable bosque de manglar formado por *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* con predominancia de *Rhizophora mangle* en las orillas del río expuesto a la descarga de residuos provenientes de la SNSM, con un gran aporte de materia orgánica terrestre y de contaminantes químicos desde las zonas de cultivos aledaños a su rivera. Además, se tiene un registro de datos sobre concentraciones de metales pesados con el monitoreo llevado a cabo entre 1995 y 2002, en el cual se encontraron las mayores concentraciones para algunos elementos en la CGSM (0.6 y 0.11 µg/g ps de Cd y Hg respectivamente; INVEMAR, 2002). Estas dos condiciones, predominancia de *R. mangle* y registro de concentración de metales para la zona eran necesarias para que el objetivo de evaluar al bosque de manglar como biofiltro de metales pesados, diera resultados.

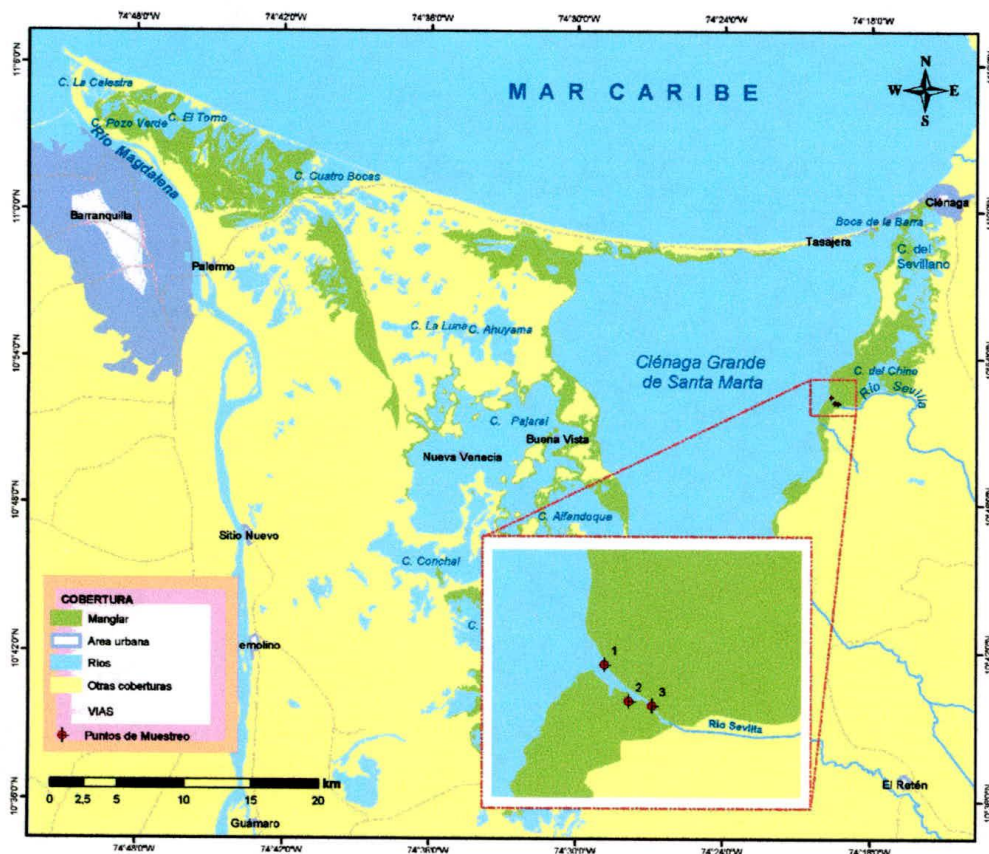
En la figura 1 se muestra la estación y puntos de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las parcelas de muestreo se distribuyeron en la desembocadura del Río Sevilla de la siguiente manera: La parcela uno (1) se localizó en la zona de confluencia del río y la CGSM (punto mas cercano a la ciénaga), la parcela dos (2) se ubico en la parte media de la desembocadura y la parcela tres (3) es el punto más adentrado al río. Las tres parcelas se tomaron teniendo en cuenta la predominancia de *R. mangle* en la rivera.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

Las parcelas se localizaron geográficamente de acuerdo a las coordenadas que se presentan en la tabla 2, los cuales fueron tomados con un GPS (marca Garmin).

**Tabla 2.** Localización geográfica de los puntos de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

Coordenadas	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3
Latitud	10° 52' 24.4" N	10° 52' 11.3" N	10° 52' 9.7" N
Longitud	74° 19' 38.6 W	74° 19' 29.7" W	74° 19' 21.3 W



**FIGURA 1.** Localización de las parcelas de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – Ciénaga Grande de Santa Marta.

### 3. MATERIALES Y METODOS

#### 3.1 FASE DE CAMPO

En el mes de octubre de 2003, en la época lluviosa mayor para la zona, se realizó un muestreo en el cual se colectaron muestras de órganos (raíz, tallo y hojas) de *R. mangle* y sedimentos asociados a esta, en tres parcelas ubicadas en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

##### 3.1.1 Variables fisicoquímicas

Con el fin de caracterizar la estación de muestreo, se midieron variables *in situ* en cada parcela, tales como salinidad, temperatura, potencial rédox y pH.

###### 3.1.1.1 Salinidad

En cada punto de muestreo se midió la salinidad en el agua superficial y en la interfase agua-sedimento en UPS, con un salinómetro WTW LF330.

###### 3.1.1.2 Temperatura

En cada estación de muestreo se midió temperatura en el agua superficial y en la interfase agua-sedimento en °C, con un conductímetro WTW LF330 dotado de un termosensor.

###### 3.1.1.3 Potencial rédox

En cada estación de muestreo se midió el potencial rédox en el agua superficial y en la interfase agua-sedimento en mV, con un conductímetro WTW pH/Ion340i/set.



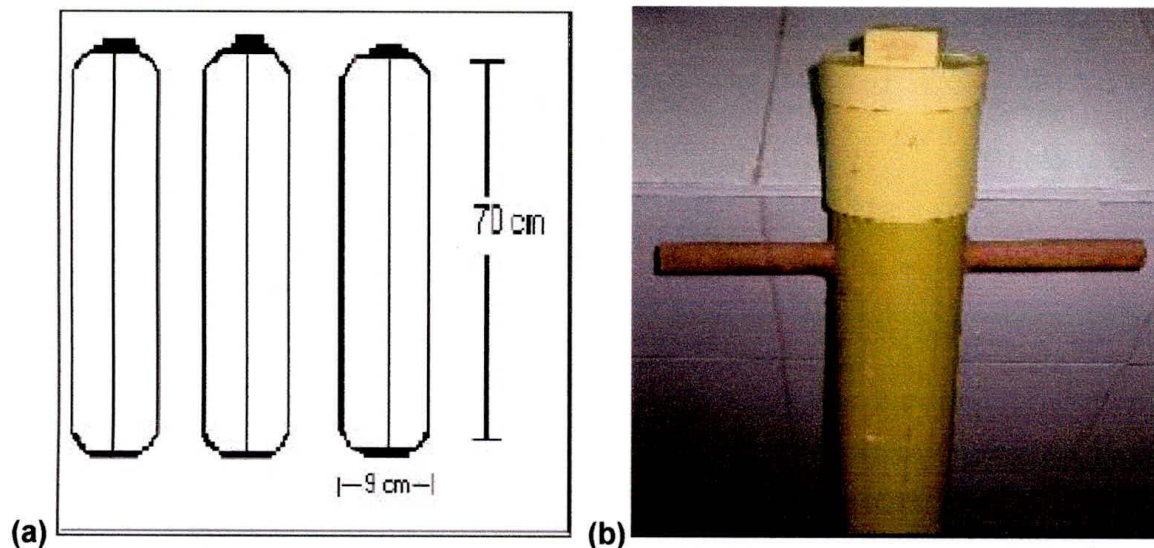
#### 3.1.1.4 pH

En cada estación de muestreo se midió el pH en el agua superficial y en la interfase agua-sedimento en unidades de pH, con un pHmetro WTW LF330 previamente calibrado.

#### 3.1.2 Obtención de muestras de sedimento asociado a raíces de *R. mangle*

De cada parcela se colectaron dos muestras de sedimento asociado a los árboles de *R. mangle*; con corazonadores fabricados con tubos de polivinil cloruro (PVC) de 9cm de diámetro y 100 cm de largo, dentro de los cuales se introdujo otro tubo de 8cm de diámetro y 70 cm de largo (previamente lavados con HNO<sub>3</sub> al 10%; figura 2). Los tubos internos fueron cortados por la mitad antes del muestreo luego las dos partes se ensamblaron con cinta para facilitar su apertura y conservación del perfil de sedimento (Meyer, 1996; Lacerda, 1997).

La extracción de las muestras de sedimento se realizó introduciendo vertical y lentamente el corazonador y su transporte se realizó bajo refrigeración hasta el laboratorio, donde se almacenaron a -20 °C (Tam & Wong, 1996; Gueiros *et al.*, 1997; Navas, 1999; Machado *et al.*, 2002).



**FIGURA 2.** Corazonadores utilizados para la obtención de muestras de sedimento. (a) Diagrama interno, (b) Diagrama externo.

### 3.1.3 Recolección del material vegetal

Cada parcela de muestreo ubicada en la riberia del río estuvo formada por tres árboles maduros (replicas) y saludables de *R. mangle*; de cada uno se tomaron muestras de la siguiente manera:

#### 3.1.3.1 Raíces

Se extrajeron raíces (absorbentes y aéreas) manualmente cortándolas con una navaja de vidrio previamente lavada con ácido nítrico.

#### 3.1.3.2 Tallo

Se eliminó la corteza del tallo ya que está en constante contacto atmosférico y se extrajo la parte interna raspándola con una navaja de vidrio.

### **3.1.3.3 Hojas**

Se tomaron manualmente de 15 a 20 hojas jóvenes y adultas en buen estado.

El material vegetal se colocó en bolsas plásticas, a fin de evitar al máximo su contaminación y se transportaron hasta el laboratorio en neveras plásticas refrigeradas, separando cada tipo de muestra.

## **3.2 FASE DE LABORATORIO**

### **3.2.1 Muestras de sedimento**

Con el fin de caracterizar la naturaleza del material sedimentario se determinó el contenido de materia orgánica, el porcentaje de humedad y el contenido de limos y arcillas (granulometría).

#### **3.2.1.1 Secado y tamizado de muestras**

Los corazonadores fueron aclimatados (figura 3) y de cada uno se tomaron tres submuestras para determinar la concentración biodisponible de metales pesados que correspondieron a la fracción de 5, 10 y 15 cm de profundidad. Estas fueron secadas en un liofilizador (Freezone 4.5), a  $-47\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $127 \times 10^{-3}$  mbar de presión y luego cada muestra se pasó a través de un tamiz plástico con un ojo de malla de  $63\text{ }\mu\text{m}$  (Alonso & Pineda, 1997), obteniendo así una mayor homogenización de éstas.





**FIGURA 3.** Perfil de la muestra de sedimento.

### 3.2.1.2 Humedad

Para la determinación del porcentaje de humedad se pesaron 100 g de muestra húmeda en un vaso de precipitados ( $W_1$ ), se llevó a una estufa durante 24 horas a 105 °C, al cabo de las cuales se dejó enfriar en un desecador y se determinó el peso seco ( $W_2$ ). A partir de la diferencia de  $W_2 - W_1$ , se calculó el peso seco (gps) para cada recipiente (Mbila *et al.*, 2001) y se expresó el porcentaje de humedad (% h) como:

$$\% h = (\text{gps} / \text{gph}) * 100 \%$$

### 3.2.1.3 Contenido de limos y arcillas

Los sedimentos de la CGSM están conformados por un conjunto de materiales de tamaños muy variados, cuya proporción da la textura del mismo. El estudio granulométrico se llevó a cabo con el objetivo de conocer la distribución de limos y arcillas ya que esta fracción es de gran importancia al determinar el contenido de

metales pesados. Para este análisis se pesaron 50 g ( $W_1$ ) de sedimento seco a 80 °C y se colocaron en un erlenmeyer de 1 l, se añadieron 40 ml de solución de Hexametáfosfato de sodio al 1 %, se completo a un litro con agua destilada y luego, se agito por una hora. El sedimento del erlenmeyer se pasó por un tamiz de malla de 63  $\mu$ m y se realizaron varios lavados con agua hasta que esta salió clara. El producto del lavado se centrifugó a 3500 rpm por 10 min, se sifonó el agua y el residuo sólido se paso a un beaker previamente pesado ( $W_2$ ), se secó en estufa a 80 °C, se enfrió y se determinó el peso seco ( $W_3$ ). A partir de la diferencia  $W_3 - W_2$ , se calculó el peso en suelo seco (gps). El porcentaje de limos y arcillas (% limos) se expresó como el cociente entre la masa obtenida a través del tamiz de 63  $\mu$ m y la masa total ( $W_1$ ) por cien. (Hall, 1991; Garay, *et al.*, 2003a).

$$\% \text{ limos y arcillas} = (\text{gps} / W_1) * 100 \%$$

#### 3.2.1.4 *Materia orgánica*

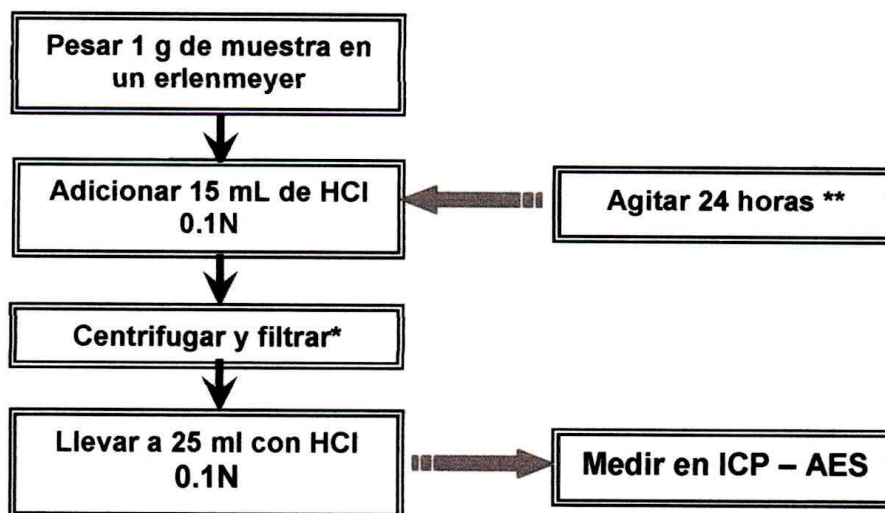
La determinación de materia orgánica se realizó mediante el método de calcimetría. Se pesaron 2 g de muestra seca de la fracción de 63  $\mu$ m y se colocaron en un crisol de porcelana ( $W_2$ ), donde fueron calcinados en una mufla terrígena a 550 ° C por 4 horas. Luego se dejaron enfriar en un desecador y se pesaron ( $W_3$ ). A partir de la diferencia  $W_3 - W_2$  se calculó el peso (g) de materia orgánica (MO) y se expresó en porcentaje como el cociente entre la masa perdida durante la calcinación y el total del sedimento pesado ( $W_1$ ) por cien (Lacerda & Abrao, 1984; Meyer, 1996; Tinoco *et al.*, 1996; Alonso & Pineda 1997; Lacerda, 1997).

$$\% \text{ MO} = (W_3 - W_2 / W_1) * 100 \%$$



### 3.2.1.5 Procedimiento de extracción de metales pesados en sedimentos

Para el proceso de extracción del contenido de metales pesados del sedimento, se utilizó la fracción < 63  $\mu\text{m}$ , ya que ésta corresponde al contenido de limos (2-63  $\mu\text{m}$ ) y arcillas (< 2  $\mu\text{m}$ ) que tienen mayor capacidad de retener metales pesados (Harbison, 1986; Lacerda *et al.*, 1993; Tariq *et al.*, 1994; Sainz-Salinas *et al.*, 1996; Morrisey *et al.*, 1999). Para este proceso se realizó una extracción débil con HCl 0.1N que corresponde a los metales potencialmente móviles o biodisponibles (Lacerda, 1997; Machado *et al.*, 2002; Figura 4) o que están formando complejos solubles con la materia orgánica (Lacerda, 1998). Estos extractos fueron envasados en frascos de polipropileno hasta su análisis. En el proceso de medición del contenido de metales se hicieron las lecturas de las tres submuestras por parcela y se reportó el promedio de estas.



\*Papel filtro Whatman No.125.

\*\*Agitador a 130 rpm.

**FIGURA 4.** Metodología utilizada en extracción de metales pesados potencialmente biodisponibles en sedimento de la CGSM (Lacerda, 1997; Machado *et al.* 2002, Garay *et al.*, 2003a).

### 3.2.2 Muestras de material vegetal

Del material vegetal colectado en cada parcela, se separaron dos grupos de edades de hojas: jóvenes (recién abiertas hasta 9 cm de longitud aprox.) y adultas (en buen estado, de 14 cm de longitud aprox.). De las raíces colectadas se separaron las primarias y secundarias (raíces aéreas y raíces absorbentes) (Anexo 1A).

Todo el material vegetal (raíz, tallo y hojas) se lavó con agua destilada y se llevó a peso seco con un liofilizador (sistema de secado en frío; Labconco modelo Freezone 4.5; Figura 5) a  $-47\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $127 \times 10^{-3}$  mbar de presión por tres horas aproximadamente. Seguidamente, cada muestra se maceró en un mortero de porcelana y se almacenó individualmente en bolsas plásticas resellables rotuladas (Figura 6).



FIGURA 5. Proceso de liofilización del material vegetal.



**FIGURA 6.** Proceso de maceración y pulverización de las muestras de tejido vegetal.

### **3.2.2.1 Procedimiento de extracción de metales pesados en material vegetal**

Luego del macerado, se realizó el proceso de digestión de las muestras en un digestor a presión (marca Berghof Marssen; figura 7) y se aplicó la metodología de extracción fuerte de las muestras vegetales que se describe en la figura 8. En cada proceso de digestión se montaron cinco muestras y un blanco reactivo. Estos extractos fueron envasados en frascos de polipropileno hasta su análisis. En el proceso de medición del contenido de metales se hicieron las lecturas de las tres replicas por parcela y se reportó el promedio de estas.



**FIGURA 7.** Proceso de digestión a presión del material vegetal.



**FIGURA 8.** Metodología utilizada para la extracción total de metales pesados en órganos de *R. mangle* (Modificado de INVEMAR, 2002; Garay *et al.*, 2003a).

### 3.3 ANALISIS DE LAS MUESTRAS

La determinación del contenido de metales pesados en las muestras de material vegetal y sedimentos se realizó utilizando la técnica de Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Inductivamente Acoplado, (ICP-AES), con llama en una instalación espectrométrica marca SPECTRO (Spectroflame Modula, Operación Manual Versión 1.20; Figura 9; Anexo 2A).

En el proceso de medición se presentan interferencias espectrales; las cuáles se pueden eliminar escogiendo una línea alternativa o usando un procedimiento de corrección, consistente en la substracción de un blanco o midiendo la contribución de la interferencia en la línea de longitud de onda del analito (Wei & Haraguchi, 1999).



**FIGURA 9.** Espectrofotómetro de Emisión Atómica usado en el proceso de medición de metales pesados.

Las curvas de calibración para cada metal se realizaron en HCl 0.1N (Anexo 3A y 3B). Las líneas espectrales en las que se hicieron las determinaciones analíticas de los iones metálicos cobre, cadmio, plomo y zinc en el ICP, según las condiciones de lecturas presentadas en el laboratorio fueron: 324.75, 228.80, 283.31 y 213.86 nm respectivamente.

Para garantizar la veracidad de los resultados obtenidos se evaluaron los métodos analíticos empleados, determinando el porcentaje de recuperación, límite de detección, el límite de cuantificación, precisión y exactitud realizando los procedimientos de extracción total en un material de referencia y comparando los resultados obtenidos con los reportados para este material (Anexo 4A).

Todos los reactivos utilizados fueron de grado analítico, y todas las soluciones fueron preparadas con agua desionizada calidad *Millipore*. Todos los análisis se realizaron por duplicado y un blanco reactivo en cada análisis realizado.

### **3.4 TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN**

#### **3.4.1 Análisis de varianza factorial no paramétrico**

Se realizó un ANOVA no paramétrico con una estructura de muestreo en el diseño de efectos fijos, para determinar si hay diferencias significativas en los contenidos de cadmio, cobre, zinc y plomo entre órganos y parcelas. Así mismo, se determinó si había diferencias significativas en los contenidos biodisponibles de cadmio, zinc y plomo de sedimentos entre parcelas.



### 3.4.2 Test de comparación múltiple

Con ayuda del programa SPSS se hizo el análisis estadístico, utilizando los test de comparación múltiple de Dunnett T3 (para zinc y cadmio) y de Games-Howell (para cobre), teniendo en cuenta la sensibilidad y potencia que tuvieran en cada grupo de datos para encontrar diferencias entre cada par de órganos; con el fin de saber entre cuales de éstos existían diferencias estadísticamente significativas.

### 3.4.3 Factor de concentración

Con las concentraciones de los metales en órganos de *R. mangle* y las determinadas para sedimentos potencialmente biodisponible (valor promedio de las tres parcelas) se calculó el factor de concentración (FC); que describe la habilidad que tienen los organismos para acumular metales pesados presentes en el medio circundante (Lacerda *et al.*, 1985), según la siguiente igualdad:

$$FC_o = \frac{\text{Concentración de metal en cada órgano de la planta}}{\text{Concentración metálica en el sedimento asociado a las raíces}}$$

De igual forma, se calculó el factor de concentración en los sedimentos, que describe la retención de los metales en la fracción sedimentaria y que están biodisponibles, según la siguiente igualdad:

$$FC_s = \frac{\text{Concentración metálica en el sedimento asociado a las raíces}}{\text{Concentración de metal en cada órgano de la planta}}$$



## 4. RESULTADOS

### 4.1 VALORES DE LOS PORCENTAJES DE RECUPERACION

En la tabla 3 se presentan los valores promedios para los metales pesados estudiados, obtenidos para la muestra certificada (TORT – 1) por el Laboratorio del Consejo Nacional de Investigadores del Canadá (CNRN) en el Programa de Estándares de Química Analítica Marina. Se realizaron seis determinaciones durante el proceso de medición en el ICP, con las que se obtuvieron valores promedios de recuperación para el cadmio de 85.71%, de 101,80% para el zinc, de 82,73% para el cobre y 83,3% para el plomo.

**TABLA 3.** Porcentajes de recuperación de los metales Cd, Cu, Zn y Pb, para la muestra certificada TORT – 1 (n =6).

Metal	Valor certificado (mg/kg)	Valor obtenido (mg/kg)	% Recuperación
Cadmio	26,3 ± 2,1	20,7	85,71
Zinc	177 ± 10	170,0	101,80
Cobre	439 ± 22	345,0	82,73
Plomo	10,4 ± 2	7,0	83,3

## 4.2 VARIABLES FISICOQUIMICAS

En la tablas 4 y 5 se muestran los valores registrados para las variables físico-químicas medidas *in situ* (salinidad, pH, temperatura y potencial rédox) en agua superficial e interfase agua-sedimento respectivamente.

Estas variables son de gran importancia ya que están estrechamente relacionadas a los procesos de solubilidad y biodisponibilidad de metales en estuarios (Head, 1976; Cross & Sunda, 1978; Davis, 1978, Campos y Gallo, 1997).

### 4.2.1 Salinidad

En promedio se registró salinidad de 0 en agua superficial, característicos de agua dulce, con excepción del valor más alto (6) medido en la parcela más cercana a la ciénaga en la interfase agua-sedimento (parcela 1). Se puede ver claramente que las mayores salinidades se midieron en las estaciones mas cercanas a la ciénaga y están dentro del rango de salinidades característico de aguas estuarinas (Garay, *et al.*, 2003b).

### 4.2.2 Temperatura

Presentó valores promedio de 27°C tanto en agua superficial y en sedimentos, permaneciendo casi constantes en las tres parcelas.

### 4.2.3 Potencial rédox (Eh)

Los valores más bajos se midieron en sedimentos con -375 mV y los valores más altos en agua superficial (90 mV). La tendencia del potencial rédox medido en

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

sedimentos fue de aumentar de la parcela 1 (punto de muestreo más cercano a la ciénaga) a la parcela 3 (río arriba). El potencial rédox en el agua superficial permaneció con valores positivos en las tres parcelas.

#### **4.2.4 pH**

Los valores medidos tanto para agua superficial y sedimentos (con promedios de 6,1 y 6,5 respectivamente) en las tres parcelas fueron cercanos a la neutralidad característicos de aguas estuarinas (Garay, *et al.*, 2003b).

**TABLA 4.** Variables fisicoquímicas medidas en el agua superficial en cada punto de muestreo en la desembocadura de Río Sevilla – CGSM.

<b>Variable</b>	<b>Parcela 1</b>	<b>Parcela 2</b>	<b>Parcela 3</b>
<b>pH</b>	6,2	6,0	6,02
<b>Temp. (°C)</b>	25,0	26,9	26,0
<b>Eh (mV)</b>	90,0	10,2	39,0
<b>Salinidad (UPS)</b>	0	0	0

**TABLA 5.** Variables fisicoquímicas medidas en los sedimentos asociados a *R. mangle* en cada punto de muestreo en la desembocadura de Río Sevilla – CGSM.

<b>Variable</b>	<b>Parcela 1</b>	<b>Parcela 2</b>	<b>Parcela 3</b>
<b>pH</b>	6,7	6,6	6,2
<b>Temp. (°C)</b>	26,5	26,4	26,4
<b>Eh (mV)</b>	-375,0	-360,0	-130
<b>Salinidad (UPS)</b>	6,0	0	0,1

#### 4.2.5 Humedad del sedimento

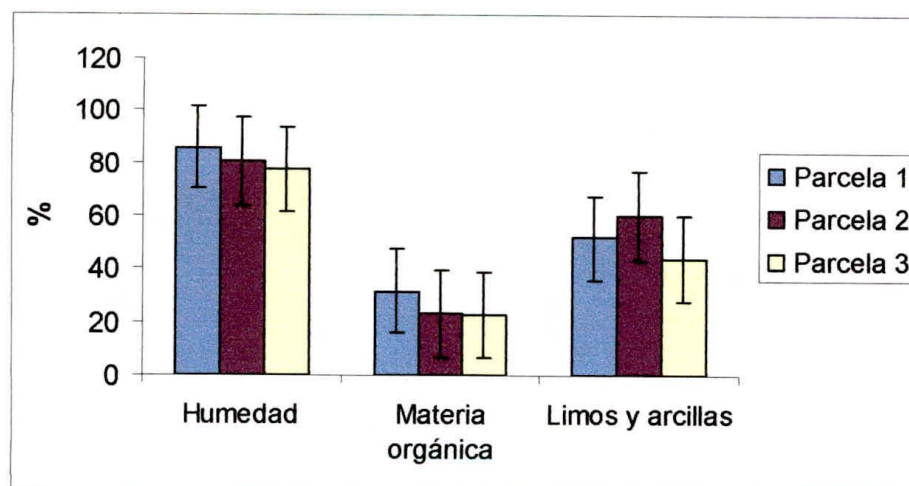
En la figura 10 se muestra la variación del porcentaje de humedad del sedimento en cada parcela de muestreo. Se observó una tendencia a disminuir el porcentaje de humedad de la parcela 1 a la parcela 3, con 85.73% en la parcela 1, seguido de la parcela 2 con 80.27% y por último la parcela 3 con 77.87%.

#### 4.2.6 Contenido de limos y arcillas

El porcentaje de limos y arcillas del sedimento tuvo su mayor valor en la parcela 2 con 60%, siguiendo la parcela 1 con 51.87% y por último la parcela 3 con 43.75% (figura 10).

#### 4.2.7 Contenido de materia orgánica (MO)

El porcentaje de materia orgánica del sedimento, al igual que el de humedad mostró tendencia a disminuir de la parcela 1 a la parcela 3, con 31.64% en la parcela 1, seguido de la parcela 2 con 23.06% y por último la parcela 3 con 22.53% (figura 10).



**FIGURA 10.** Porcentaje de humedad, materia orgánica y de limos y arcillas en muestras de sedimento (<63mm) asociado a *R. mangle*, colectadas en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla-CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  error estándar) de tres replicas.

#### **4.3 CONTENIDO DE CADMIO, ZINC Y PLOMO POTENCIALMENTE BIODISPONIBLES EN EL SEDIMENTO ASOCIADOS A RAICES DE *R. mangle***

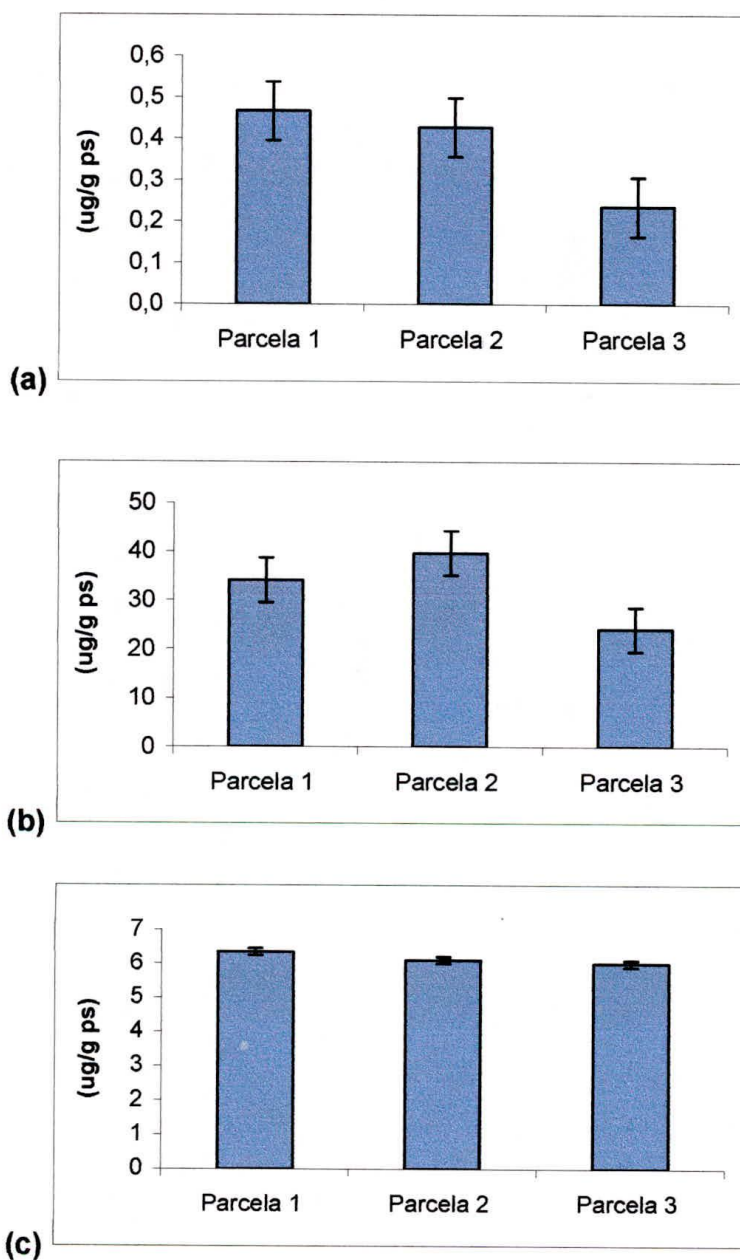
En la figura 11 se muestra la concentración de cadmio, zinc y plomo en sedimentos potencialmente biodisponible en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

La concentración de cadmio tuvo una tendencia a aumentar de la parcela 3 a la parcela 1, fluctuando de 0,24 a 0,47  $\mu\text{g/g}$  respectivamente.

La concentración de zinc tuvo su máxima concentración en la parcela 2 con 39,71  $\mu\text{g/g}$ , siguiendo la parcela 1 con 34,16  $\mu\text{g/g}$  y la mínima concentración se determinó en la parcela 3 con 24,15  $\mu\text{g/g}$ .

La concentración de plomo al igual que la de cadmio tuvo una leve tendencia a aumentar de la parcela 3 a la parcela 1, fluctuando de 6  $\mu\text{g/g}$  a 6,36  $\mu\text{g/g}$  respectivamente.

Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM



**FIGURA 11.** Concentración de cadmio (a), zinc (b) y plomo (c) potencialmente biodisponibles en sedimentos (<63 mm) asociados a *R. mangle*, colectado en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla–CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas

#### 4.4 CONTENIDO DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN ORGANOS DE *R. mangle*

##### 4.4.1 Hojas jóvenes y adultas

En las figuras 12 y 13 se muestran las concentraciones de los metales medidos en hojas jóvenes y adultas de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM respectivamente.

Las concentraciones de cadmio para hojas jóvenes, fluctuaron en un rango muy estrecho en las diferentes parcelas; con un contenido promedio de 0,065  $\mu\text{g/g}$  ps. Para las hojas adultas las concentraciones de cadmio aumentaron progresivamente de la parcela 1 a la 3, con valores mínimos y máximos de 0,045 y 0,057  $\mu\text{g/g}$  ps respectivamente.

Los contenidos de cobre en hojas jóvenes mostraron una tendencia a aumentar con respecto a la parcela más cercana a la ciénaga (parcela 1), con un valor máximo de 3.1 y mínimo de 2,44  $\mu\text{g/g}$  ps. En hojas adultas el contenido de cobre mostró valores máximos en las parcelas mas distantes (parcela 1 y 3) de 2,38 y 2,59  $\mu\text{g/g}$  ps respectivamente y un valor mínimo de 1,8  $\mu\text{g/g}$  ps en la parcela 2.

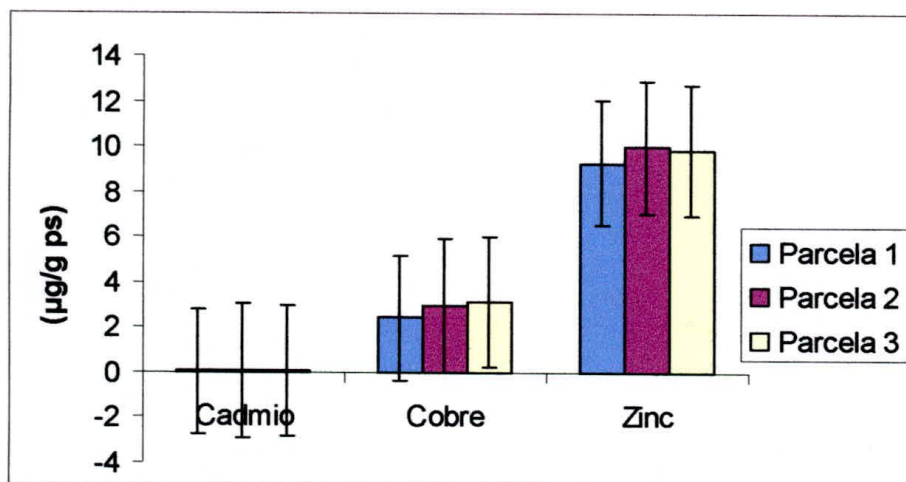
Los contenidos de zinc para hojas jóvenes y adultas mostraron un comportamiento similar; con valores máximos en la parcela 2 de 9,97 y 10,56  $\mu\text{g/g}$  ps y valores mínimos en la parcela 1 de 9,25 y 7,08  $\mu\text{g/g}$  ps respectivamente.

Las concentraciones de plomo medidas en hojas jóvenes y hojas adultas de *R. mangle* estuvieron bajo el límite de detección del equipo (<2,38  $\mu\text{g/g}$  ps) y por esta razón no aparecen en las figuras y análisis de resultados.

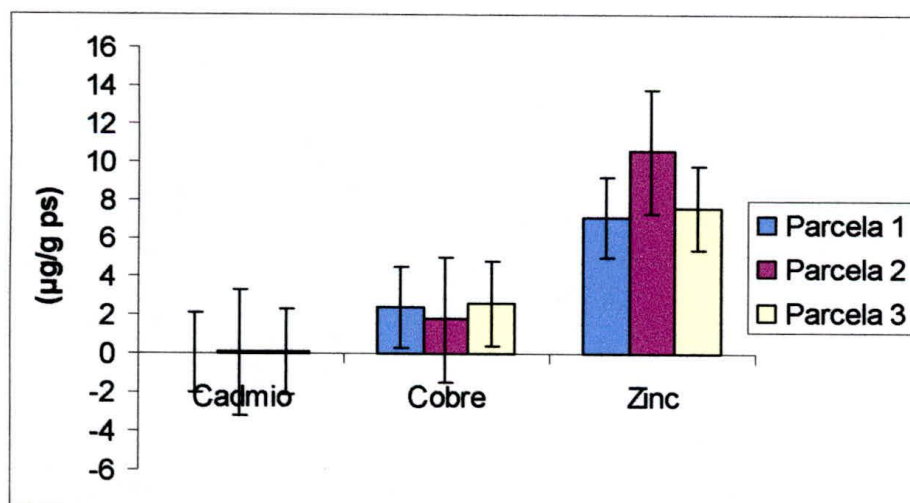




Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM



**FIGURA 12.** Concentración de los tres metales medidos en hojas jóvenes de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas



**FIGURA 13.** Concentración de los tres metales medidos en hojas adultas de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas

#### 4.4.2 Tallo

En la figura 14 se muestran las concentraciones de los metales medidos en tallo de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

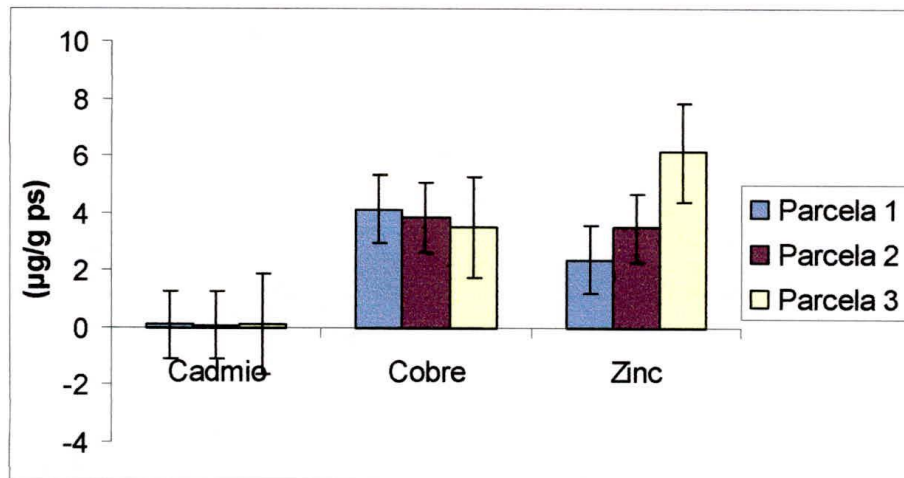
El contenido de cadmio en tallo mostró un valor máximo en la parcela 3 de 0,12  $\mu\text{g/g}$  ps y en las parcelas 1 y 2 tuvo valores similares con un promedio de 0,09  $\mu\text{g/g}$  ps.

Las concentraciones de cobre medidas en tallo en las diferentes parcelas mostraron promedios similares de 3,83  $\mu\text{g/g}$  ps, con una tendencia a disminuir de la parcela 1 a la parcela 3.

Los contenidos de zinc en tallo en las diferentes parcelas mostraron un comportamiento inverso a los de cadmio; ya que los valores tendieron a incrementar de la parcela 1 a la 3 con valores mínimos y máximos de 2.38 y 6.13  $\mu\text{g/g}$  ps respectivamente.

Las concentraciones de plomo medidas en tallo de *R. mangle* estuvieron por debajo del límite de detección del equipo (<2,38  $\mu\text{g/g}$  ps) y por esta razón no aparecen en las figuras y análisis de resultados.

Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM



**FIGURA 14.** Concentración de los tres metales medidos en tallo de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas.

#### 4.4.3 Raíces Aéreas

En la figura 15 se muestran las concentraciones de los metales medidos en raíces aéreas de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

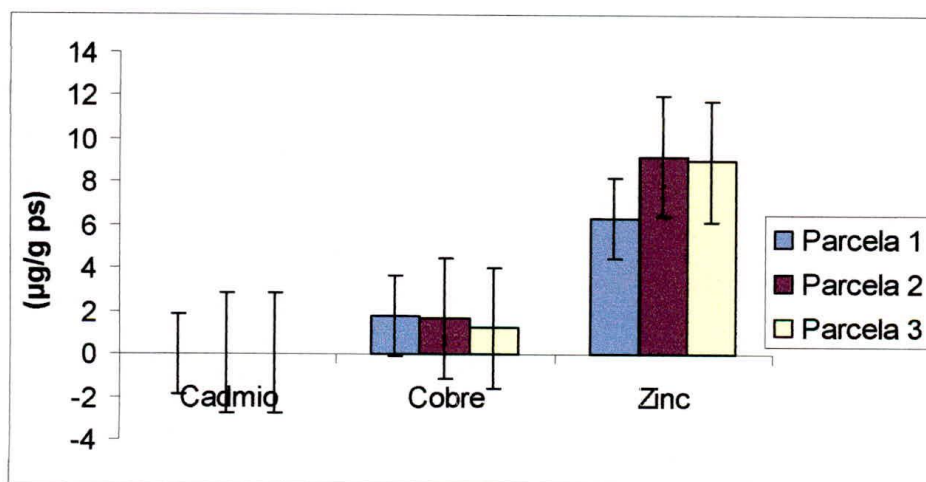
Las concentraciones de cadmio medidas en raíces aéreas, mostraron un leve incremento de la parcela 1 a la parcela 3, con valores mínimos y máximos de 0,03 y 0,05  $\mu\text{g/g ps}$  respectivamente.

Los contenidos de cobre en raíces aéreas mostraron valores similares; en promedio se registró un valor de 1,56  $\mu\text{g/g ps}$ , con tendencia a disminuir las concentraciones de la parcela 1 a la 3.

## Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

Las concentraciones medidas de zinc mostraron valores similares en las parcelas 2 y 3 con un valor promedio de 9,11  $\mu\text{g/g ps}$  y un valor mínimo en la parcela 1 de 6,33  $\mu\text{g/g ps}$ .

Las concentraciones de plomo medidas en raíces aéreas de *R. mangle* estuvieron por debajo del límite de detección del equipo ( $<2,38 \mu\text{g/g ps}$ ) y por esta razón no aparecen en las figuras y análisis de resultados.



**FIGURA 15.** Concentración de los tres metales medidos en raíces aéreas de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas.

### 4.4.4 Raíces Absorbentes

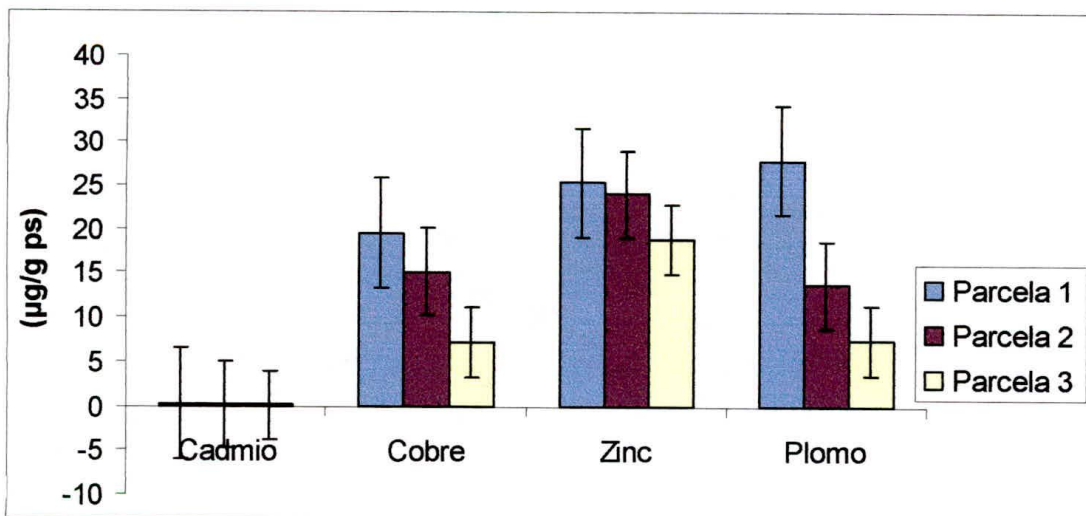
En la figura 16 se muestran las concentraciones de los metales medidos en raíces absorbentes de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

La concentración de cadmio, cobre, zinc y plomo en raíces absorbentes mostró un comportamiento similar en las tres parcelas; como tendencia general se vio una disminución en los contenidos de la parcela 1 a la parcela 3.

Para metales como el cobre y el plomo presentaron rangos amplios de variación en las concentraciones con valores mínimos de 7,2 y 7,4  $\mu\text{g/g ps}$  en la parcela 3 y máximos de 19,57 y 27,92  $\mu\text{g/g ps}$  en la parcela 1 respectivamente, superando estos últimos dos o tres veces a los valores mínimos.

Los contenidos de cadmio y zinc tuvieron un rango estrecho de variación donde los valores más bajos se presentaron en la parcela 3 con 0,09 y 18,85  $\mu\text{g/g ps}$  y las concentraciones más altas en la parcela 1 con 0,17 y 25,43  $\mu\text{g/g ps}$  respectivamente.



**FIGURA 16.** Concentración de los cuatro metales medidos en raíces absorbentes de *R. mangle* en tres parcelas de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de tres replicas

#### 4.5 RESULTADOS ESTADISTICOS

El Anexo 5A, 5B y 5C muestra el resumen estadístico del contenido de metales en cinco órganos de *R. mangle* y en los sedimentos asociados en tres puntos de muestreo.

El análisis estadístico denotó diferencias estadísticamente significativas en la concentración de metales entre órganos y no se encontraron diferencias significativas entre parcelas; por lo que en los siguientes resultados se analizan las concentraciones de cadmio, cobre y zinc de los cinco órganos de *R. mangle* independientemente de las parcelas en que fueron muestreados (figura 17). Así mismo se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la concentración biodisponible de cadmio y zinc entre parcelas. Las diferencias significativas en los contenidos de cadmio se dieron en las parcelas 1 y 2 con respecto a la 3 y la concentración de zinc tuvo diferencias significativas entre las parcelas 2 y 3.

En los anexos 6A, 6B y 6C se muestran los resultados de los test de comparación múltiple entre órganos de *R. mangle* para zinc, cadmio y cobre con un nivel de significancia menor de 0.05 respectivamente.

Para el zinc, el test de Dunnett T3 reveló que hay diferencias estadísticamente significativas entre las raíces absorbentes y los demás órganos en estudio (tallo, raíces aéreas, hojas jóvenes y hojas adultas) y entre tallo con hojas jóvenes y hojas adultas.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

Para el cadmio el test de Dunnett T3 determinó que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los órganos en estudio, excepto entre tallo y hojas adultas.

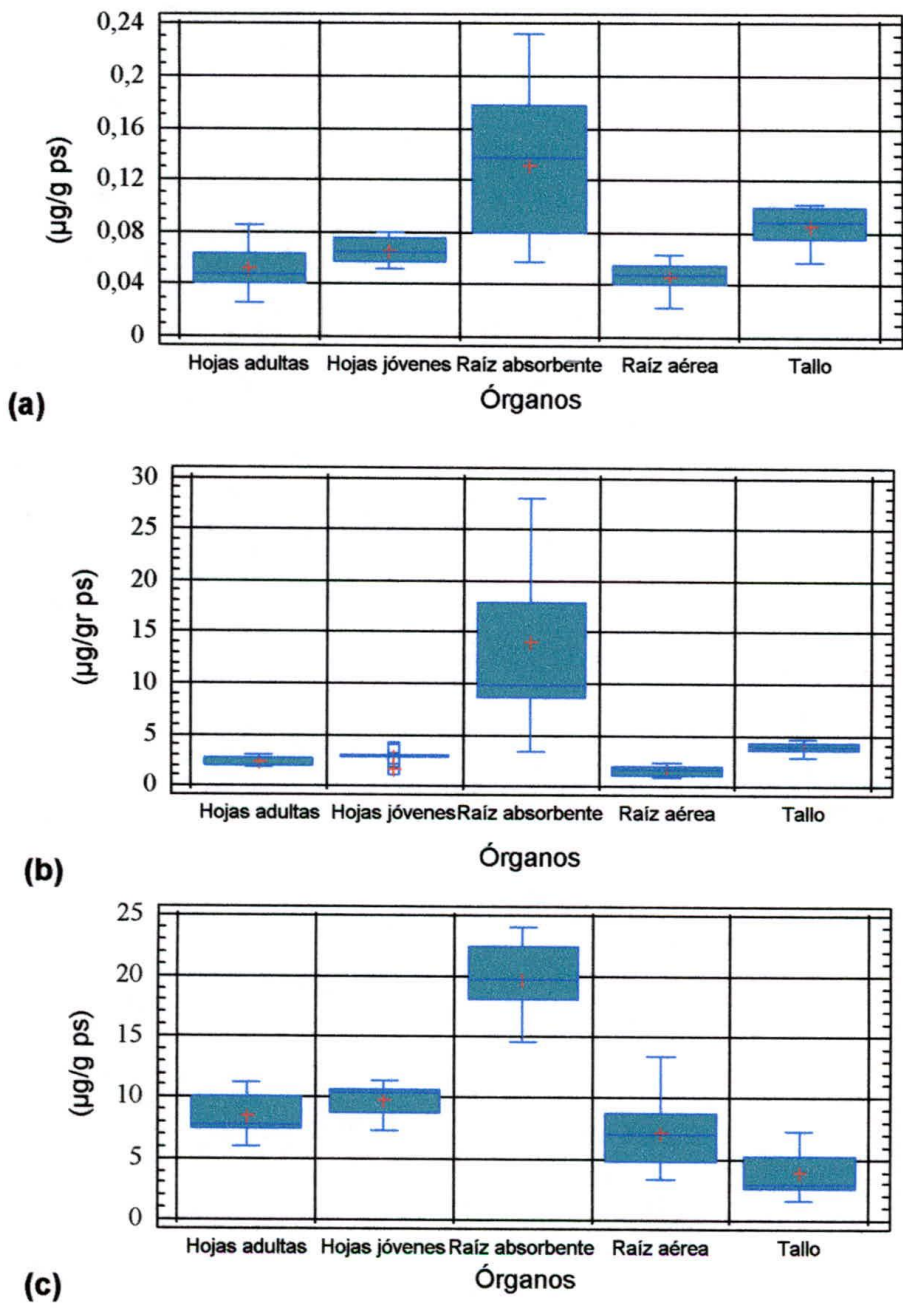
Para el cobre la aplicación del test de comparación múltiple de Games-Howell mostró que existen diferencias significativas en la concentración de cobre entre los órganos en estudio, excepto entre hojas jóvenes y hojas adultas.

De manera general, la concentración de cadmio y cobre en los órganos de *R. mangle* mostró un comportamiento similar, con el siguiente orden: raíces absorbentes > tallo > hojas jóvenes > hojas adultas > raíces aéreas.

La concentración de zinc por parte de los órganos en estudio presentó el siguiente orden decreciente: raíces absorbentes > hojas jóvenes > hojas adultas > raíces aéreas > tallo.



**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**



**FIGURA 17.** Concentración de cadmio (a), cobre (b) y zinc (c) en cinco órganos de *R. mangle*. Las columnas indican la media ( $\pm$  un error estándar) de nueve replicas



#### 4.6 FACTOR DE CONCENTRACION EN *R. mangle*

El factor de concentración (FC) describe la habilidad que tienen los organismos para acumular metales pesados presentes en el medio circundante. El FC se interpreta de la siguiente manera:

- $FC > 1$ : Significa una acumulación del metal en el tejido o planta.
- $FC = 1$ : Significa equilibrio entre las concentraciones del tejido y el medio.
- $FC < 1$ : Significa que no hay acumulación del metal en el tejido o planta, que está liberando activamente los iones que absorbe o también puede significar que el tejido aún no ha empezado el proceso de acumulación o que los iones son transferidos de un tejido a otro.

En la tabla 6 se muestran los valores de los factores de concentración para cuatro metales en los órganos de *R. mangle*.

Los factores de concentración de cadmio, zinc y plomo en tallo, raíces y hojas mostraron valores menores que 1; indicando que los órganos de *R. mangle* no están acumulando o absorbiendo los metales en estudio. Con excepción del factor medido para plomo en raíces absorbentes que tuvo un valor de 2, revelando una posible acumulación o adsorción de este metal en dicho órgano.

Para la fracción biodisponible de sedimentos, los factores de concentración de cadmio, zinc y plomo; mostraron valores superiores a 1 ( $>>1$ ); indicando que hay retención o acumulación de los elementos metálicos a nivel de los sedimentos.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

**TABLA 6.** Factor de concentración de tres metales en órganos de *R. mangle* y sedimentos asociados en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.

<b>Órgano/Metal</b>	<b>FC órganos</b>	<b>FC sedimentos</b>
<b>Tallo</b>		
Cadmio	0,3	3,8
Zinc	0,1	8,2
<b>Raíces aéreas</b>		
Cadmio	0,1	8,2
Zinc	0,3	4,0
<b>Raíces absorbentes</b>		
Cadmio	0,3	2,9
Zinc	0,7	1,4
Plomo	2,0	0,5
<b>Hojas jóvenes</b>		
Cadmio	0,2	5,8
Zinc	0,3	3,4
<b>Hojas adultas</b>		
Cadmio	0,1	7,4
Zinc	0,3	3,9

## 5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 5.1 CONTENIDOS DE CADMIO, ZINC Y PLOMO EN LA FRACCIÓN BIODISPONIBLE DE LOS SEDIMENTOS ASOCIADOS A RAICES DE *R. mangle*

Los metales biodisponibles son principalmente aquellos que están formando complejos solubles con la materia orgánica (Lacerda, 1998) y por lo tanto son los más susceptibles a redisolución por variaciones en los parámetros fisicoquímicos del ecosistema de manglar como son la composición del sedimento especialmente por las cantidades y los tipos de arcilla, tipo de minerales, de óxidos acuosos, de materia orgánica, pH del sedimento, del potencial redox y la naturaleza del contaminante (Matagi *et al.*, 1998).

Los altos porcentajes de materia orgánica (23–32%) y de limos y arcillas (44–60%) encontrados en las tres parcelas de muestreo se deben a que las muestras se colectaron asociadas a las raíces de los árboles de *R. mangle*, donde hay una alta producción de material orgánico y así mismo estas raíces en forma de zancos permiten atrapar gran cantidad de material orgánico que se encuentra suspendido en el agua. Esto indica una alta actividad biológica que puede resultar en altas tasas de mineralización orgánica basadas en la reducción del sulfato, con la consecuente liberación de H<sub>2</sub>S al agua intersticial, haciendo que disminuyan el pH y el potencial redox (Gueiros *et al.*, 1997), produciendo la inmovilización de los metales pesados en los sedimentos. Los porcentajes de materia orgánica así como de limos y arcillas son variables de gran importancia porque existe una fuerte correlación entre los metales pesados y el carbono orgánico (forma de la materia orgánica en los sedimentos estuarinos); ya que cuando estos interactúan en solución son adsorbidos

sobre minerales arcillosos, implicando una competencia por los sitios activos de adsorción entre los iones metálicos y las formas orgánicas (Lesmes, 1991).

La concentración de cadmio y zinc en los sedimentos biodisponibles mostraron diferencias significativas entre parcelas; esto pudo ser debido a los cambios en los factores externos medioambientales principalmente del potencial redox (-375 y -130 en la parcela 1 y 3 respectivamente); ya que ésta es una medida indirecta del nivel de oxidación que afecta la disponibilidad de los elementos metálicos (Lacerda, 1998).

Las concentraciones biodisponibles de cadmio fueron estadísticamente mayores en la parcela 1 y 2 con respecto a la 3. Esto puede estar relacionado por la ubicación cercana a la CGSM, ya que ésta recibe un elevado aporte de nutrientes y sustancias contaminantes provenientes principalmente del Río Magdalena y de los ríos de la SNSM, relacionada con el patrón de circulación de sus aguas (Marín, 2003); estas aguas contienen concentraciones de metales disueltos y otras sustancias que al llegar a la ciénaga se depositan o acumulan por la disminución de los flujos en el cuerpo de agua. El alto porcentaje de limos y arcillas (52%) así como de materia orgánica (32%) de los sedimentos asociados a las plantas de manglar en este punto, también favorece la retención de metales pesados en los sedimentos superficiales; en esta última se encuentran las sustancias húmicas, que poseen una alta capacidad de formar complejos de los metales pesados, lo cual proporciona mayor o menor movilidad de los metales en los suelos (Harbison, 1986). Así mismo influyen en las propiedades químicas y físicas de los sedimentos, como la humedad y la capacidad de intercambio catiónico.

La concentración biodisponible de zinc fue estadísticamente mayor en la parcela 2, y mostró un alto porcentaje de limos y arcillas (60%); siendo esta una variable

La concentración biodisponible de zinc fue estadísticamente mayor en la parcela 2, y mostró un alto porcentaje de limos y arcillas (60%); siendo esta una variable importante ya que se ha establecido la fuerte afinidad de adsorción de ciertos metales a la fracción de la arcilla. En términos de la adsorción, la acumulación del metal en la fracción de la arcilla es especialmente atribuida a la alta área superficial para la adsorción, a la presencia de los minerales de arcilla y de materia orgánica. Los metales se fijan en los minerales de la arcilla por adsorción o se ocluyen en el enrejado de la arcilla (Harbison, 1986).

En general las concentraciones de cadmio, zinc y plomo fueron mayores en las parcelas 1 y 2. Esto puede deberse a la mayor influencia que tienen las plantas de manglar en esta zona ya que presentan adaptaciones fisiológicas que controlan la captación de iones presentes en grandes cantidades en el salino y frecuentemente reducido suelo de manglar. Uno de los más eficientes mecanismos para neutralizar estos elementos es la exudación de oxígeno traslocado a través de la superficie de las finas raíces de *R. mangle*, creando una rizosfera oxidada, que puede inducir a la acumulación de metales en la interfase raíz-sedimento (Machado *et al.*, 2004).

## **5.2 CONTENIDOS DE CADMIO, COBRE, ZINC Y PLOMO EN ORGANOS DE *R. mangle***

El impacto en plantas de manglar expuestas a metales pesados ha sido considerado como mínimo o no existente (Peters *et al.*, 1997). Las especies de manglar han desarrollado estrategias que minimizan la captación de altas concentraciones de metales, incluyendo la exclusión de metales a través de la oxidación de la rizosfera y la preferente fijación de metales en los tejidos de las raíces (Doyle & Otte, 1997; Ong

Che, 1999). Estos atributos de los manglares, han sido propuestos como una manera de mitigar la polución de metales en áreas costeras (Lacerda *et al.*, 2000).

Las diferencias entre los contenidos de metales en órganos de *R. mangle* en las tres parcelas ubicadas en el Río Sevilla – CGSM no fueron significativas; esto pudo ser debido a la cercanía de los puntos de muestreo a lo largo de la desembocadura, donde las condiciones o el stress fisiológico a las que está sometido el bosque de manglar en el trayecto muestreado son casi constantes, con evidencias de un bosque uniforme y saludable; confirmando el hecho de que la tasa de absorción de un metal varía con cambios en el stress fisiológico (Bryan, 1976), así como de la oferta de los metales pesados en la zona.

Las diferencias en los contenidos de metales entre órganos de *R. mangle*, fueron significativas. Las raíces absorbentes tuvieron diferencias significativas en la concentración de cadmio, cobre, zinc y plomo en relación con los otros órganos; esto se puede explicar por el hecho de que las raíces más profundas son las responsables de la captación de nutrientes y ellas están en constante interacción con los sedimentos asociados (Lacerda, 1998; Hernández, 2002). Helmisaari y colaboradores (1999) demostraron la importancia de las raíces en la dinámica del ciclo de elementos esenciales y los efectos negativos de la elevada exposición metálica en su funcionamiento en bosques terrestres.

Walsh y colaboradores (1979) y Jayasekera (1991) demostraron bajo condiciones controladas que las mayores concentraciones de metales son acumuladas por las raíces profundas y solo una pequeña porción de estos es traslocada al resto de la planta. Por su parte, Machado y colaboradores (2004) sugiere que la presencia de placas de hierro (grandes depósitos de metales) generados por el oxígeno

transportado y descargado vía aerénquima, encontrado en las finas raíces de *Rhizophora mangle* pueden moderar la captación de metales esenciales por estas e inducir una acumulación en la interfase raíz-sedimento.

El tallo fue el segundo órgano, después de las raíces absorbentes con mayor concentración de cadmio y cobre; confirmando la preferencia o particularidad de los árboles de manglar en incorporar los metales pesados en tejidos perennes, principalmente el tronco o tallo y hacer de estos compartimentos vertederos semipermanentes de estos elementos (aumentan su tiempo de residencia en la biomasa del bosque) (Lacerda, 1998). Este mecanismo puede resultar en disminución en la concentración de metales en los detritos del manglar. Silva y colaboradores (1990) determinaron la concentración de algunos metales traza en diferentes órganos de *R. mangle*, reportando las concentraciones más altas de cobre en tallo después de las raíces profundas.

Entre hojas jóvenes y hojas adultas no hubo diferencias significativas en la concentración de cadmio, cobre y zinc. Lacerda (1998) sostiene que las hojas más jóvenes, presentan en general, mayores concentraciones de metales que las hojas más viejas, debido a que los elementos menos móviles (como cadmio, cobre, zinc y plomo) son lentamente trasladados, y que la proporción de crecimiento de la hoja produce una dilución de la concentración de la hoja joven debido a la acumulación de biomasa producto de su crecimiento. Lacerda y colaboradores (1988) demostraron este fenómeno en árboles de *R. mangle* durante su desarrollo. Sin embargo, Chiu & Chou (1991) no encontraron ninguna diferencia significativa en las concentraciones de metales poco móviles como cobre, zinc, plomo y cadmio entre hojas jóvenes y viejas de *Kandelia candel* en Taiwán. Lo anteriormente expuesto, sugiere que las plantas de manglar tienen mecanismos con los cuales regulan la concentración de

estos metales en sus hojas debido a los requerimientos básicos de la planta (Strasburger *et al.*, 1997).

El cobre y el zinc son considerados esenciales para las plantas (ATSDR, 1997). El zinc es absorbido por las plantas como ión divalente ( $Zn^{+2}$ ) y hace parte de hormonas del crecimiento; actualmente está comprobada la presencia de zinc en unas ochenta enzimas vegetales (Salisbury & Ross, 1994). Por su parte el cobre normalmente no es un elemento limitante para las plantas, debido a que su requerimiento es mínimo y la oferta desde el medio es alta; este es absorbido como ión cúprico divalente en suelos aireados ( $Cu^{+2}$ ) o como ión cuproso monovalente en suelos húmedos con poco oxígeno (Baran, 1995). Por lo tanto es probable el cobre y el zinc sean extraídos activamente desde el medio acumulándolos o traslocándolos en tejidos de rápido crecimiento.

Groot y colaboradores (1976) afirman que el porcentaje de zinc transportado en forma sólida depende de las descargas de agua, en donde a mayor entrada, como en la época de lluviosa mayor (época de muestreo), aumenta el material suspendido y por lo tanto el contenido de zinc. Al igual, la liberación de cobre se da por cambios en la salinidad producto de las precipitaciones. Las altas concentraciones medidas de estos dos metales puede estar reflejando la influencia de los ríos provenientes de la SNSM como es el Río Sevilla (Pro-Ciénaga, 1994). De tal manera, que cuando el material suspendido en el agua de río se mezcla con el agua de mar, se puede presentar liberación de Zinc (Groot *et al.*, 1976), facilitando movilidad y aumentando disponibilidad del metal (Silva *et al.*, 1990).

El cadmio presentó bajas concentraciones en los órganos de *R. mangle*. Este elemento es considerado no esencial (De La Lanza *et al.* 1989). Su presencia en las





plantas puede deberse a que ejerce sus efectos tóxicos compitiendo con metales esenciales (zinc y cobre) por enzimas activas o sitios de proteína de membrana y reaccionando con grupos biológicamente activos (interacciones antagónicas). De esta manera, puede interrumpir los procesos metabólicos normales de las células (Visviki & Rachlin, 1991). Pocos estudios existen sobre la tolerancia de metales pesados en plantas de manglar. Walsh y colaboradores (1979) demostraron que *R. mangle* es particularmente resistente a cadmio y plomo debido a la precipitación de componentes metálicos insolubles en la superficie externa de las raíces inducidas por su metabolismo y otros factores evitando su traslocación en la planta.

El contenido de plomo se detectó sólo a nivel de las raíces absorbentes; esto se puede explicar por el hecho de que es un metal poco móvil en el medio ambiente y a menudo se une fuertemente a las partículas en suspensión y a los sedimentos (Berg *et al.* 1995). A su vez, el destino del plomo se ve afectado por procesos que a menudo llevan a la formación de complejos metálicos orgánicos relativamente estables y la mayor parte de este queda retenido y poco se transporta a las aguas superficiales o subterráneas (Alloway, 1990). Esto nos indica que las concentraciones de plomo depositadas en los sedimentos no están en formas solubles o biodisponibles para ser absorbidas por las plantas de manglar de la estación en estudio y por lo tanto no habrá traslocación de estas hacia las partes aéreas. Esta información se correlaciona con lo reportado por Parra (2004), para sedimentos asociados a *R. mangle* en un perfil de sedimento en los mismos puntos de muestreo en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM, en el cual encontró que el plomo se encuentra en formas no biodisponibles para el manglar. Por otra parte Lacerda y colaboradores (1993) muestra las concentraciones total y biodisponible de metales en sedimentos asociados a *R. Mangle* en un bosque experimental de Itacurucá en el sur este de Brasil. Estos resultados muestran que menos del 1% del

plomo es disponible para la captación de las raíces, confirmando la baja biodisponibilidad de metales en suelos de manglar. Similares resultados han sido encontrados en Asia (Tam *et al.*, 1995; Chiu & Chou, 1991).

Por otra parte, en respuesta a la captación excesiva de iones metálicos como Cd, Pb, Zn y Cu, las plantas son capaces de sintetizar enzimáticamente fitoquelatinas (péptidos que pueden ligar iones metálicos; Salisbury & Ross, 1994), pareciendo el cadmio y el plomo inducir más eficazmente la producción de éstas (Ahner & Morel, 1995), inactivándolos y acumulándolos dentro de la pared celular, ya que no tienen función fisiológica definida. Por consiguiente, la descarga de tales ligandos orgánicos al medio puede cambiar la especiación y biodisponibilidad de los metales pesados.

En el anexo 7A se muestra la concentración de metales pesados medidos en órganos de *R. mangle* y registrados en diferentes partes del mundo. De manera general, la concentración de los cuatro metales en hojas, tallo y raíces aéreas mostró el siguiente orden de concentración: Zn > Cu > Cd > Pb. Para raíces absorbentes el orden fue: Zn > Pb > Cu > Cd; reafirmando lo encontrado por Sadiq & Zaidi (1994) así como Lacerda y colaboradores (1986) en diferentes bosque de manglar del golfo de Persia y la costa de Brasil respectivamente.

### 5.3 FACTOR DE CONCENTRACION (FC) EN *R. mangle*

Los factores de concentración calculados de un grupo de datos de concentración de metales pesados tomados para órganos de *R. mangle* y sedimentos en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM, muestran que para la mayoría de los metales los FC's son de un orden de magnitud menor que 1, con excepción del plomo en raíces absorbentes. De esto se puede deducir que los órganos de las plantas de manglar no están acumulando los metales en estudio.

Lacerda (1998) afirma que el género *Rhizophora* es capaz de oxidar su rizosfera, pero esto no es suficiente para que se disocien todos los metales de sulfuros precipitados que es uno de los principales factores que controla la concentración de metales pesados. Lacerda y colaboradores (1986), encontraron FC's menores que 1, de cobre, zinc, plomo y cadmio en plantas de manglar de 18 bosques a lo largo del sur este de la costa de Brasil, incluyendo sitios altamente contaminados por metales traza.

El factor de concentración mayor que uno ( $FC > 1$ ) para el plomo, muestra que hay una posible acumulación de este en las raíces absorbentes ya que es el tejido que está en constante interacción con los sedimentos de manglar, en el cual se reportan una relativamente alta concentración de metales inmóviles o en formas insolubles como el plomo (Lacerda, 1997).

La baja correlación entre los contenidos de metales en los órganos de manglar y los hallados en sedimentos podría estar relacionada con los procesos geoquímicos involucrados en la inmovilización de estos contaminantes (Campos y Gallo, 1997); es el caso del plomo que se ve afectado por procesos similares que a menudo llevan a

la formación de complejos metálicos orgánicos relativamente estables de tal manera que la mayor parte de este queda retenido y muy poco se transporta a las aguas superficiales (Alloway, 1990).

Los factores de concentración calculados para cada metal en los órganos de *R. mangle*, sugieren que existen mecanismos con los cuales evitan la captación de metales por la presencia de metales en baja biodisponibilidad dentro de suelos de manglar como lo reporta Parra (2004) en los mismos puntos de muestreo.

Los factores de concentración de cadmio, zinc y plomo, calculados para la fracción de sedimentos asociados a raíces de *R. mangle* mostraron valores superiores a la unidad (0,5 – 8,2), indicando que la mayor parte de los contenidos metálicos está siendo retenida a nivel de los sedimentos; sin embargo existe poca información sobre la interacción entre las raíces y el sustrato. Machado y colaboradores (2004) sugieren que la presencia de grandes depósitos minerales denominados placas de hierro (como se explicó en el numeral 5.2) pueden moderar la absorción de metales e inducir acumulación en la interfase raíz-sedimento.

## 6. CONCLUSIONES

Con base en los resultados de los contenidos de metales en órganos de *R. mangle*, sedimentos asociados a sus raíces y los factores de concentración hallados podemos concluir que:

- No existen diferencias significativas en la concentración de cadmio, cobre, zinc y plomo en órganos de *R. mangle* entre las parcelas muestreadas en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.
- Al comparar las concentraciones de cadmio, cobre y zinc se encontró que existen diferencias significativas entre órganos de *R. mangle* en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM, identificando a las raíces absorbentes como el órgano con mayor acumulación de los elementos metálicos.
- Al evaluar las concentraciones de metales en tallo, raíces aéreas, hojas jóvenes y adultas de *R. mangle* se encontró que existe el siguiente orden decreciente: Zn > Cu > Cd > Pb. Para raíces absorbentes el orden de concentración fue: Zn > Pb > Cu > Cd.
- Al evaluar los contenidos de cobre y cadmio en órganos de *R. mangle* se encontró que decrecieron en el siguiente orden: raíces absorbentes > tallo > hojas jóvenes > hojas adultas > raíces aéreas. Para el zinc tuvieron el siguiente orden de concentración: raíces absorbentes > hojas jóvenes > hojas adultas > raíces aéreas > tallo.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

- Al evaluar la concentración biodisponible de metales pesados en sedimentos asociados a *R. mangle* de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM se encontró que sigue el orden: Zn > Pb > Cd.
- Los factores de concentración hallados muestran que no hay acumulación de cadmio, zinc y plomo en órganos de *R. mangle* de la desembocadura del Río Sevilla – CGSM.
- Los factores de concentración calculados para los sedimentos asociados a las raíces de *R. mangle* indican que estos están reteniendo la mayor parte de los contenidos de cadmio, zinc y cobre determinados.
- De los contenidos de los elementos metálicos en los órganos de *R. mangle* y los factores de concentración se puede inferir que la capacidad de absorción de metales en la desembocadura del Río Sevilla – CGSM es baja.



## 7. RECOMENDACIONES

- Determinar los contenidos metálicos por parte de otras especies de manglar de la CGSM como *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* las cuales tienen procesos fisiológicos diferentes que afectan la química del suelo circundante.
- Realizar mediante experimentos de laboratorio, una evaluación de la capacidad de absorción de metales en plantas de manglar con diferentes niveles de estrés a contaminantes químicos.
- Determinar los contenidos de metales en plantas de manglar en estaciones cercanas al Río Magdalena; ya que es otra fuente de contaminantes a la CGSM.
- Realizar un balance entre la masa de metales pesados y la biomasa del bosque de manglar de la CGSM.

## 8. BIBLIOGRAFIA

- AHNER, B.A. & MOREL, F.M.M., 1995. *Limnol. Oceanogr.*, 40(4): 658-665.
- ALONSO, C. D. & D.P PINEDA. 1997. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en dos especies ícticas de diferente nivel trófico en la bahía de Cartagena y la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, 85 pp.
- ALVAREZ-LEÓN, R. 1993. Ecosistemas de Manglar en Colombia, pp. 69 – 105 En: Lacerda, L.D. (ed.) Conservación y Aprovechamiento Sostenible de Bosques de Manglar en las Regiones América Latina y África. Proyecto ITTO/Isme PD 114/90 (F) Informes Técnicos Ecosistemas de Manglares, Vol. 2, 256p.
- ATSDR. 1997. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Cyanide (update). Cyanide TOXFAQS – Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- AQUINO DE V.R., 1980. Contaminación marina por metales pesados y otros efluentes industriales y domésticos, 109-129. En: H. Pérez N. (E), Contaminación e impacto ambiental marino costero. Equinoccio Edit. Univ. Simón Bolívar, Caracas 233p.
- ALLOWAY, B.J. 1990. Heavy metals in soils. John Wiley and Sons, Inc. New York.
- ALLOWAY, B. J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. 230p.
- BARAN, E.J. 1995. Química bioinorgánica. McGraw-Hill/interamericana de España. 415p.
- BERG, H., KIIBUS, M., AND KAUTSKY, N. 1995. Heavy metals in tropical lakes Kariba, Zimbabwe. *Water, Air and Soil Pollution* 83, 237 – 252.
- BLASCO, F. 1982. Ecosystèmes mangroves: fonctionnement, utilité, évolution. pp. 225-230. In; *Oceanológica Acta, Actes Symposium International sur le lagunes cotières*. SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux.
- BRYAN, G.W. 1976. Some aspect of heavy metals tolerance in aquatic organisms. In: A.P.M. Loock Wood (E). effects of pollutants on aquatic organisms. Cambridge University Press, Cambridge, 193p.



**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

- BULA, G. 1977. Algas marinas betónicas indicadores de un área de surgencia frente a la Costa Caribe de Colombia. An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín. 9 : 45 – 71.
- CAMPOS, N. H., 1984. Zur Belastung einiger Muschelarten de karibischen Küste Kolumbiens mit Schwermetallen. 116p. Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Kiel (R.F.A.).
- CAMPOS, N.H. 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. Contaminación ambiental, Medellín, 9 (17), p 63 – 70.
- CAMPOS, N.H. 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Caldasia 16(77):231-244.
- CAMPOS, N. H., 1991. La ostra comercial de la Ciénaga Grande de Santa Marta *Crassostrea rhizophorae* y la problemática de la contaminación por metales. Trianea (Act. Cient. Tecn. INDERENA) 4, 623-631.
- CAMPOS, N. H., 1992. Descarga de metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano, con el material suspendido. Cont. amb., 23: 11-23.
- CAMPOS, N.H. & M.C. GALLO. 1997. Contenidos de Cd, Cu y Zn en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* de la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Costa Caribe Colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 21(79): 73 – 90.
- CHAPMAN, V. J. 1976. Mangrove Vegetation. Verlag J. Cramer. Lehre. 600p.
- CHAPMAN, V. J. 1984. Botanical surveys in mangrove communities. p. 54 – 80. In: S.C. Snedaker & J.G. Snedaker (Eds.). The mangrove ecosystem: research methods. Unesco, U. K. 251p.
- CHIU, C.Y. & CHOU, C.H. 1991. The distribution and influence of heavy metals in Mangrove forest of the Tamshui Estuary in Taiwán. *Soil Science and Plant Nutrition* 37:659-669.
- CLOUGH, B. F., T. J. ADRSON & I. R. COWAN. 1982. Physiological processes in Mangroves. pp. 192 – 210. In: B.F. Clough (Ed.). Mangrove ecosystems in Australia. Australian Inst. Of. Marine Science. 302p.
- CLOUGH, B. F. 1984. Mangroves. p. 253 – 268. In: C.Y. Peason (Ed.). Control of Crop Productivity. Academic Press, Canberra.
- CROSS, F.A. & G. SUNDA, 1978. Relationship between bioavailability of trace metals and geochemical processes in estuaries 429-442. En: L. Wiley (E.). Estuarine interactions. Academic press, New York, 603.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

CURRAN, M. 1985. Gasmovements in the roots of *Avicennia marina* (FORSK.). *Vierch. Aust. J. Plant Physiol.*, 12: 97 – 108.

DAVIS, R.A. 1978. Principles of oceanography. R.A. Davis, Jr. (E.), Reading Addisonwesley Publishing Company, Massachusetts, 505.

DE LA LANZA, G., M.M. ORTEGA, J.L. LAPARRA, R.M. CARRILLO & J.L. GODINEZ, 1989. Análisis químico de metales pesados (Hg, Pb, Cd, As, Cr y Sr) en las algas marinas de baja California. *An. Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Ser. Bot.*, 59 (1):89-102.

DOYLE, M.O. & OTTE, M.L. 1997. Organism-induced accumulation of iron, zinc and arsenic in wetland soils. *Environ. Pollut.* 96: 1-11.

ESCOBAR, A., 1991. Planos inundables del Caribe colombiano. En: CORPES (E), Perfil ambiental del caribe colombiano, 1(8):1-21.

FORSTNER, U. & MULLER, G. 1974 . "Shwermetallen in Flusse und Seen". Springer – Verlag, Berlin, 225p.

FORSTNER, U. & WITTMANN, G., 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Spring Verlag. Berlin, N.Y pág. 30-46, 129-209.

GAMBOA, B. R. & R. BONILLA. 1983. Distribución de metales pesados (Fe, Mn, Cu y Zn) en sedimentos superficiales de la cuenca Tuy—Cariaco. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. de Oriente*, 22 (1 y 2): 103—110.

GARAY, T.J., G. RAMÍREZ T., J. BETANCOURT P., B. MARÍN S., B. CADAVID, L. PANIZO, L. LESMES, J. SÁNCHEZ, H. LOZANO & A. FRANCO. 2003a. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros físico-químicos y contaminantes marinos: aguas, sedimentos y organismos. Invemar: Santa Marta, 177 p. (serie documentos generales; No. 13)

GARAY, J., B. MARÍN, G. RAMÍREZ, J. BETANCOURT, W. TRONCOSO, M. GÓMEZ, B. CADAVID, A. VELEZ, D. ROZO, M. CASAS, L. ARIAS, C. SEGURA & L. VIVAS. 2003b. Diagnostico y Evaluación de la calidad ambiental marina en el caribe y pacifico colombiano. Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia. Diagnostico nacional y regional. Invemar, Santa Marta. 263p.

GÓNIMA, L.; J.E. MANCERA-PINEDA & L. BOTERO. 1998. Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuario tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Serie Publicaciones Especiales N° 4, INVEMAR. 52p.



**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

GROOT DE, A.J., W. SALOMONS & E. ALLERSMA. 1976. Processes affecting heavy metals in estuarine sediments: 131-157. En: J.D. Burton (E.): Estuarine Chemistry. Academic press, London, 229.

GUEIROS, B., L.D. LACERDA & S. LISBOA FILHO. 1997. Manganese behaviour in sediments-water interface in mangrove ecosystem. Memorias del 2<sup>nd</sup> International Symposium: Environmental Geochemistry in Tropical Countries. Cartagena. 303 pp.

HALL, L.A. 1991. A preliminary investigation into the speciation of trace metals in sediments from the gulf of Paria off the coast of Trinidad. Environ. Internal. 17:437-447.

HARBISON, P. 1986. Mangrove muds a sink and a source por trace metais. Mar. Poll. Bull., 17(6): 246 - 250.

HEAD, P.C., 1976. Organic Processes in estuaries: 54-91. En: J.D. Burton & P.S. Liss (E), Estuarine Chemistry. Academic press, London, 229.

HELMISAARI, H.S., MAKKONEN, K., OLSSON, M., VIKSNA, A. & MÄLKÖNEN, E. 1999. Fine-root growth, mortality and heavy metal concentrations in limed and fertilized *Pinus silvestris* (L.) stands in the vicinity of a Cu-Ni smelter in SE Finland. *Plant & Soil* 209: 193-200.

HERNÁNDEZ, A. 2002. Las micorrizas. Documento en línea, disponible desde Internet en: <http://www.550m.com/usuarios/cdeea/MICORRIZAS.htm>

HERNÁNDEZ C., J., HILDEBRAND VON, P. & R. ALVAREZ. 1980. Problemática del manejo de manglares con especial referencia al sector occidental de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Magdalena, Colombia. En: Seminario Latinoamericano sobre el Estudio Científico y el Impacto Humano sobre el Ecosistema de Manglares. Unesco, Montevideo.

HERNÁNDEZ-CAMACHO, J. I., A. HURTADO-GUERRA, R. ORTIZ-QUIJANO & T. WALSCH BURGER. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. pp. 105 – 154 En: Halffter, G. (ed.). La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Acta Zoológica Mexicana. Xalapa (Veracruz) México. Vol. Especial, 389p.

HUTCHINGS, P. & P. SAENGER. 1987. Ecology of mangroves. University of Queensland Press. Queensland. 388p.

INVEMAR, 2002. Informe técnico final 1999-2002. 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 CGSM: un enfoque adaptativo. Santa Marta.

JARVIS, I. & K.E. JARVIS 1992. Inductively coupled plasma -atomic emission spectrometry in exploration geochemistry. J. Geochem. Explor. 44:139-200.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

JAYASEKERA, R. 1991. Chemical composition of the mangrove *Rhizophora mangle* L. *Journal of Plant Physiology* 138: 119-121.

KUENZLER, E. J. 1974. Mangrove swamp systems. pp. 346-371. In: Coastal Ecology of the United States, Vol I. Odum, H. I.; B. J. Copeland & E. A. McMahan (eds.). The environment Conservation.

LACERDA, L. D. & J. J. ABRÃO, 1984. Heavy metal acumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. *Rev. Brasil, Bot.* 7: 49-52.

LACERDA, L. D., C. E. RESENDE, D. V. JOSÉ, J. C. WASSERMAN & M. C. FRANCISCO., 1985. Mineral concentration in leaves of mangrove trees. *Biotropica* 17(3): 260-262.

LACERDA, L.D., REZENDE, C.E., JOSE, D. M. & FRANCISCO, M. C. 1986. Metallic composition of Mangrove leaves from the Southeastern Brazilian coast. *Rev. Brasil. Biol.* 46(2):395-399.

LACERDA, L. D. & REZENDE, C. E. 1987. Heavy metal geochemistry in mangrove sediments. In: Anais do I Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul-sudeste do Brasil. São Paulo, 3: 123-131.

LACERDA, L. D., L. A. MARTINELLI, C. E. REZENDE, A. A. MAZETO, A. R. OVALLE, R. L. VICTORIA, C. A. SILVA, & A. B. NOGUEIRA. 1988. The fate trace metais in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. *Scien. Total Envir.*, 75: 169-180.

LACERDA, L. D.; C. E. REZENDE, G. T. ARAGÓN & A. R. OVALLE. 1991. Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. *Water, Air Soil Pollu.*, 57 - 58: 513 -520.

LACERDA, L.D, E.V. CARVALHO, K.F. TANIZAKI, R.C. OVALLE & C.E. REZENDE. 1993. Biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove Rhizospheres. *Biotrópica*. 25:252-257.

LACERDA, L.D. 1997. Trace metals in mangrove plants: why such low concentrations? 171-178. In: B. Kjerfve, L.D. Lacerda, L.D. and E.H.S. Diop (eds), *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. United Nations Educational Publisher. The Hague.

LACERDA, L.D. 1998. Trace metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems. *ISME. Mangrov. Ecosys. Occasional papers*. 2: 1- 65.

LACERDA, L.D., MACHADO, W. & MOSCATELLI, M. 2000. Use of mangroves in landfill management. *GLOMIS Electronic J.* 1(1):1

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

- LARCHER, W. 1984. Oekologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. Ulmer Verlag, Stuttgart. 403p.
- LESMESS, M. L. 1991. Evaluación del perfil de los contenidos de cobre y plomo en sedimentos superficiales en zonas costeras del Pacífico Colombiano y su significado ambiental. Proyecto de grado Magíster en Química. Departamento de Química. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 180p.
- LUGO, A. E. & S. C. SNEDAKER. 1974. The Ecology of Mangroves. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5: 39-63.
- LUGO, A. E. & C. PETERSON-ZUCCA. 1977. The impact of low temperature stress on mangrove structure and growth. *Trop. Ecol.* 18: 149-161.
- MACHADO, W., E.U. SILVA-FILHO & L.D. OLIVEIRA. 2002. Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. *Mar. Poll. Bull.* 44:1277-1280.
- MACHADO, W., TANIZAKI, K.F. & LACERDA, L.D. 2004. Metal accumulation on the fine roots of *Rhizophora mangle* L. Volume 4, No. 1 *ISME/GLOMIS Electronic Journal*.
- MANJARRÉS, G. 1991. Los Manglares de la Costa Caribe Colombiana. En *Corpes (E): Perfil Ambiental del Caribe Colombiano*, 1(7): 1-14.
- MARÍN, B. G. 2003. Las aguas de mi Ciénaga Grande: Descripción de las condiciones ambientales de la Ciénaga Grande de Santa Marta. –Santa Marta: INVEMAR 2003. 36p. (Serie Documentos Generales #9).
- MASTALLER, M. 1989. Literature Review on the Significance of Mangrove Resource, with Emphasis on Small-Scale Fisheries and Aquaculture. *Stadberg, R. F.* 79p.
- MATAGI, S.V., D. SWAI, & R. MUGABE. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish.* 8:23-35.
- 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 Bogotá. Tesis de pregrado. Departamento de Química. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- MBILA, M.O., M.L. THOMPSON, S. C. MBAGWU & D.A. LAIRD. 2001. Distribution and movement of sludge-derived trace metals in selected Nigerian soils. *J. Environ. Qual.* 30:1667–1674.
- MEYER, U. 1996. On fate of mercury in the northeastern Brazilian mangrove system, canal de Santa Cruz, Pernambuco. *Zentrum for marine Tropenökologie-ZMT. Bremen.* 105 pp.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

MINAMBIENTE. 2002. Uso Sostenible, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Manglar en Colombia. Bogotá, 59p.

MORRISEY, D.J., J.S. STARK & A.J. UNDERWOOD. 1994. Spatial variation in concentration of heavy metals in marine sediments. *J. Mar. Freshwater*. 45:177-184.

NAVAS, G.R. 1999. Flujos de nitrógeno y fósforo en la interfase agua sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga grande de Santa Marta, Caribe Colombiano). Tesis de Magister. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 90 pp.

ODUM, P. E., C. C McIVOR & T. J. SMITH. 1982. The ecology of the mangroves of south Florida: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D. C. FWS/OBS-8/124. 144p.

ODUM, P. E. 1983. Ecología. Editorial Interamericana. México, D. F. 639.

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. 2004. Evaluación de la capacidad de adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Zn) del sedimento asociado a las plantas de mangle de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis de Química. Universidad Nacional de Colombia. 90 pp.

PERDOMO, L.; I. ENSMINGER; L. ESPINOSA; C. ELSTER; M WALLNER-KERSANACH & M. SCNETTER. 1999. The mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): Observations on regeneration and trace metals in sediment. *Mar. Poll. Bull.* 37(8-12): 393-403.

PETERS, E.C., GASSMAN, N.J., FIRMAN, J.C., RICHMOND, R.H. & POWER, E.A. 1997. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 12-40.

POLANIA, J. 1990. Adaptaciones fisiológicas en algunas especies de mangles. *Acta Biológica Colombiana*. 23-36 p. Vol. 2, No. 6.

PRAHL VON, H. 1984. Papel trófico de los manglares en el Pacífico colombiano y características generales de sus suelos. 14pp. En: Memorias del Seminario Nacional sobre ordenación integrada de manglares. FAO, Roma.

PRAHL VON, H.; J. R. CANTERA & R. CONTRERAS. 1990. Manglares y hombres del Pacífico colombiano. Fondo FEN. Bogotá. 193p.

PRO-CIÉNAGA, 1994. Estudio de impacto ambiental: Reapertura de Canales en el Delta Exterior Derecho del Río Magdalena: Informe Final, Pro-Ciénaga, 382.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

- RABINOWITZ, D. 1978. Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica* 10(1): 40-57.
- RAMÍREZ, G. 1995. Estado actual de la contaminación por metales pesados y residuos de plaguicidas organoclorados en el sistema hídrico de Ciénaga Grande de Santa Marta: Componente calidad de agua. Informe final, 60p.
- ROLLET, B. 1984. Ecología de los manglares con especial referencia a la base biológica para la ordenación sostenida, forestal y pesca. En: Memorias del Seminario Nacional sobre ordenación integrada de manglares. FAO, Roma.
- SADIQ, M & ZAIDI, T.H. 1994. Sediment composition and metal concentrations in mangrove leaves from the Saudi coast of the Arabian Gulf. *The Science of the Total Environment* 155: 1-8.
- SAENGER, P. 1982. Morphological, anatomical and reproductive adaptations of Australian mangroves. P. 153 – 191. In: B. F. Clough (Ed.). *Mangrove ecosystems in Australia*. Australian Inst. of Marine Science. 302p.
- SAINZ-SALINAS, J.I., J.M. RUIZ & G. FRANCES-ZUBILLAGA. 1996. Heavy metals levels in intertidal sediments and biota from the Bidasoa estuary. *Mar. Poll. Bull.* 32(4):69-71.
- SALISBURY, F.B. & C.W. ROSS. 1994. Fisiología vegetal. Grupo editorial Iberoamericana, México. 687p.
- SÁNCHEZ – PÁEZ, H.; G. ULLOA- DELGADO; R. ALVAREZ- LEÓN; W. GIL- TORRES; A.S. SANCHÉZ- ALFEREZ; O. A. GUEVARA- MANCERA; L. PATIÑO-CALLEJAS & F. E. PÁEZ-PARRA. 2000. Hacia la restauración de los manglares del Caribe de Colombia. H. Sánchez-Páez, G. Ulloa-Delgado y R. Alvarez-León (eds). *Minambiente – Acofore – OIMT*. 350p.
- SILVA C.A.R.; L.D. LACERDA & C.E. REZENDE. 1990. Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica* 22 (4): 339-345.
- SNEDAKER, S. C. 1978. Los manglares: su valor y su perpetuación. La naturaleza y sus recursos. 14(3): 7-15.
- STRASBURGER, E.; F. NOLL; H. SCHENCK & A.F.W. SCHIMPER. 1997. Tratado de botánica. 33<sup>va</sup> ed. Editorial Marín S.A. Barcelona. 639p.
- TAM, N. F. Y. & Y. S. WONG. 1993. Retention of nutrients and heavy metals in mangrove sediment receiving wastewater of different strengths. *Environ. Tech.*, 14: 719 - 729.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

TARIQ, J., M. JAFFAR, & M. ASHRAF. 1994. Concentration y correlation in water, sediment and fish from Ravi River Pakistan. *Fish Res.* 19:131-139.

TINOCO, T., R. COE-NETO & J. C. WASSERMAN. 1996. Sedimentary characteristics and species distribution in a fringe mangrove of Southeast Brazil. *Memorias del 2nd International Symposium: Environmental geochemistry in tropical countries.* Cartagena. 303 pp.

TOMLINSON. P.B. 1986. *The Botany of Mangroves.* Cambridge University Press. Melbourne. 460p.

TRONCOSO, W. 2003. Cambios temporales y espaciales de los contenidos de cadmio, cobre y zinc en plantas macrófitas (*Eichornia crassipes* e *Ipomoea setifera*) en el canal del Clarín-Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis de Maestría. 108p.

USME, S. 1984 Evaluación de la contaminación por cadmio y cobre en sedimentos procedentes de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Tesis de grado. Departamento de Química Universidad Nacional Bogotá.

VISVIKI, I. & RACHLIN, J.W., 1991. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20: 271-275.

WALSH, G.E., K.A. AINSWORTH & R. RIGBY, 1979. Resistance of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) Seedlings to lead, cadmium and mercury. *Biotropica* 11(1): 22-27.

WEI, R. & H. HARAGUCHI. 1999. Multielemental determination of major-trace elements in river and marine sediment reference materials by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry and inductively coupled plasma mass spectrometry. *Anal. Sci.* 15:729-735.

WERNER, A. & R. STELZER. 1990. Physiological responses of the mangrove *Rhizophora mangle* grown in the absence and presence of NaCl. *Plant, Cell and Environment*, 13: 243 – 255.





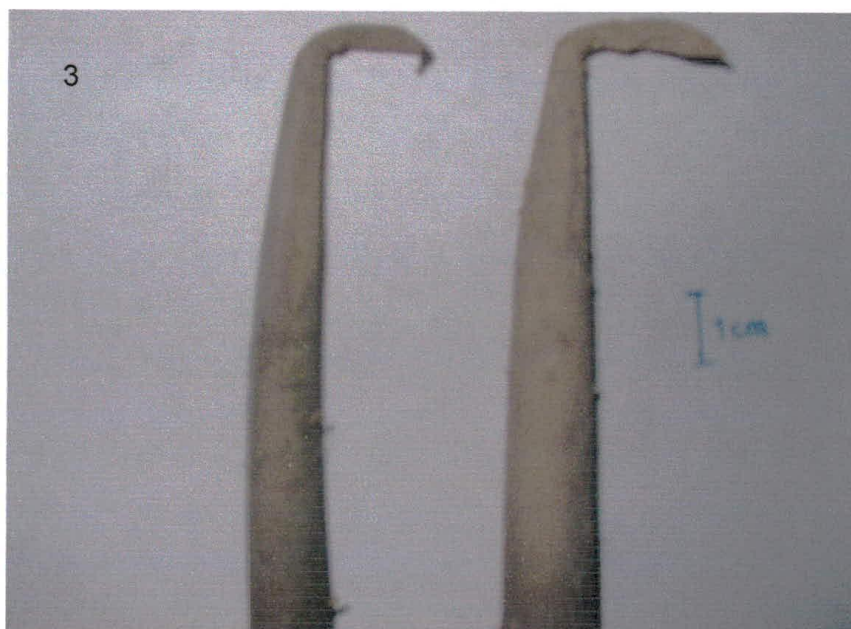
# **ANEXO 1**

## **Detalle de los órganos estudiados de *R. mangle***

Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

---

**ANEXO 1A.** Hojas de *R. mangle* según su edad relativa: 1) Hojas Jóvenes, 2) Hojas Adultas, 3) Raíces Aéreas, 4) Raíces Absorbentes.



Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

---



## ANEXO 2A. Características técnicas del espectrómetro ICP-AES (*Spectro Flame Modula*)

La técnica consiste en hacer pasar argón a través de una llama de tres tubos concéntricos hechos de cuarzo. Una bobina de cobre llamada "Load Coil", rodea la punta de la llama y se conecta a un generador de radiofrecuencia (RF). Cuando se aplica energía de una radio frecuencia (RF) a la "Load Coil", una corriente alterna hace que la bobina se mueva hacia delante y atrás o que gire, lo que produce un campo eléctrico y magnético en la cima de la antorcha. Cuando el flujo de argón pasa por la antorcha se produce la vaporización de los átomos de argón por la aplicación de una chispa, y estos átomos al entrar al campo magnético son acelerados produciendo colisiones con otros átomos de argón, finalmente se crea una nube de electrones; ionización colisional que continua en una reacción en cadena formándose un plasma de átomos, electrones e iones de argón, lo que produce lo que se conoce como "Plasma Inductivamente acoplado" (ICP) (Jarvis and Jarvis, 1992).

Según Jarvis & Jarvis (1992) entre las principales características que destacan la espectroscopia de emisión con plasma inductivamente acoplado (ICP) son:

- Análisis multielemental simultáneo.
- Libre de interferencias químicas y relativamente libre de interferencias de matriz.
- Bajo límites de detección 0.2-25ng/ml para algunos elementos.
- Determinación simultánea de elementos traza y mayoritarios en una misma solución.
- Buena precisión (0.5-1%).
- Buena determinación de elementos que presentan dificultades con otras técnicas (B, Be, S, P, Ti, V).
- Capacidad de analizar pequeños volúmenes de solución (2 ml aprox. en cada análisis)

<b>Instalación</b>	Voltaje: 200-220 V Gas: Argón (Pureza: 99.999%).
<b>Fuente de excitación</b>	Generador de radiofrecuencia: 40 MHz Potencia :750 – 1500 W $\pm$ 5 W
<b>Sistema de introducción de la muestra</b>	Cámara de nebulización: vidrio, tipo Scout Nebulizador: concéntrico
<b>Accesorios</b>	Antorcha monobloque de cuarzo con inyector de alúmina Aporte de muestra bomba peristáltica: 0.2 – 5 ml/min

## **ANEXO 3**

# **Curvas y resumen estadístico de las regresiones para la calibración de los metales en el equipo ICP**

Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

---

**ANEXO 3A.** Elaboración y resumen estadístico de las regresiones para la calibración de los metales en el equipo ICP

Para la elaboración de las curvas de calibración, se hicieron diluciones a partir del material estándar (1g/l) para los metales cadmio, cobre, zinc y plomo. Mediante la utilización de balones volumétricos (10 ml), se prepararon cuatro soluciones en concentraciones que se enmarcan dentro de los límites de detección del equipo y con base en un registro de datos de trabajos similares. Con las soluciones preparadas, se determinaron las emisiones y con los resultados se elaboró la curva de calibración para cada elemento. Las muestras se inyectaron en el ICP obteniéndose lecturas de concentración directamente de la curva de calibración.

Para encontrar la concentración total del elemento en la submuestra tomada originalmente, se utilizó la siguiente ecuación:

$$X = (C \cdot V) / W$$

En donde **X** es la concentración en unidades de  $\mu\text{g/g}$  ps,  
**C** es la concentración total leída en el ICP expresada en  $\mu\text{g/ml}$ ,  
**V** en ml corresponde al volumen de dilución de la muestra y  
**W** es el peso de la submuestra digerida.

**CADMIO**

Regression data for: Cd228.802

Method:

Range: 0.00085606 - 0.36000  $\mu\text{g/ml}$   
DL: 0.00085606  $\mu\text{g/ml}$   
BEC: 0.029486  $\mu\text{g/ml}$   
Corr.coef.: 0.9999  
Std.error: 0.0016458  
A0: -0.02768  
A1: 0.000016214  
A2: 0.0  
A3: 0.0  
Weighting: Manual

## COBRE

Regression data for: Cu324.754                      Method:

Range:                      0.041769 - 1.80000 µg/ml  
DL:                            0.041769 µg/ml  
BEC:                          1.42214 µg/ml  
Corr.coef.:                0.9991  
Std.error:                 0.028733  
A0:                            -1.3992  
A1:                            0.00034097  
A2:                            0.0  
A3:                            0.0  
Weighting:                 Manual

## ZINC

Regression data for: Zn213.856                      Method:

Range:                      0.0052823 - 7.20000 µg/ml  
DL:                            0.0052823 µg/ml  
BEC:                          0.18096 µg/ml  
Corr.coef.:                0.9986  
Std.error:                 0.14946  
A0:                            -0.1621  
A1:                            0.000086866  
A2:                            0.0  
A3:                            0.0  
Weighting:                 Manual

**PLOMO**

Regression data for: Pb283.306                      Method:

Range:                      0.095336 - 1.80000 µg/ml  
DL:                            0.095336 µg/ml  
BEC:                          1.88129 µg/ml  
Corr.coef.:                0.9992  
Std.error:                 0.026896  
A0:                            -0.04021  
A1:                            0.0010352  
A2:                            0.0  
A3:                            0.0  
Weighting:                 Manual

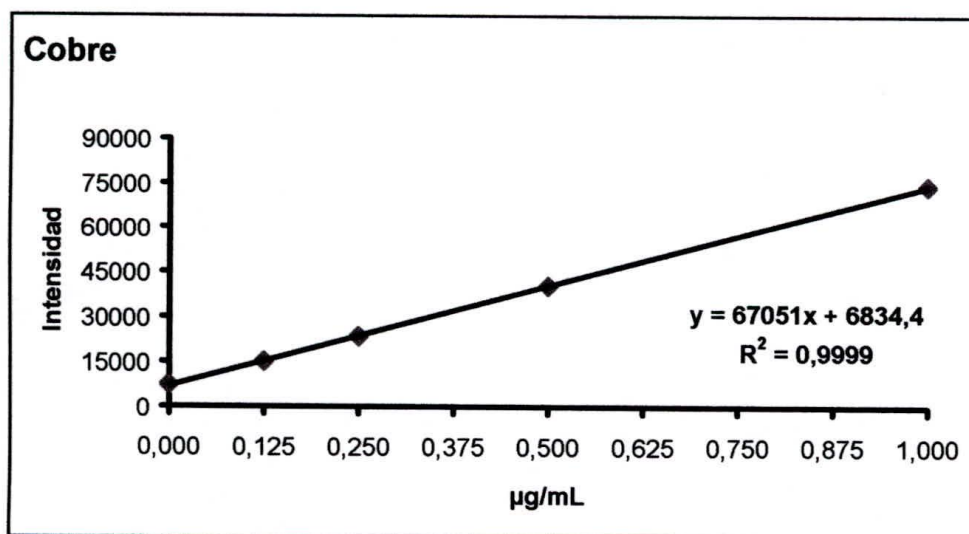
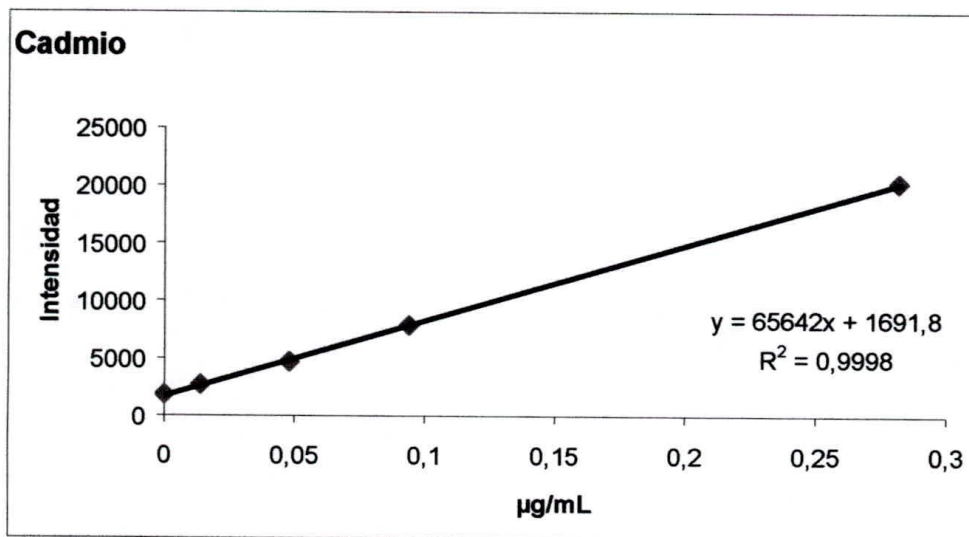




**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

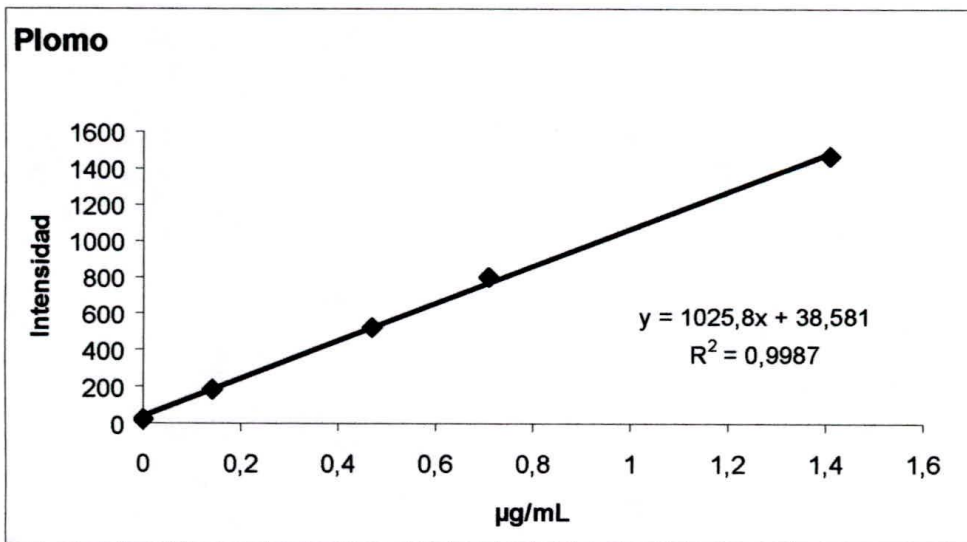
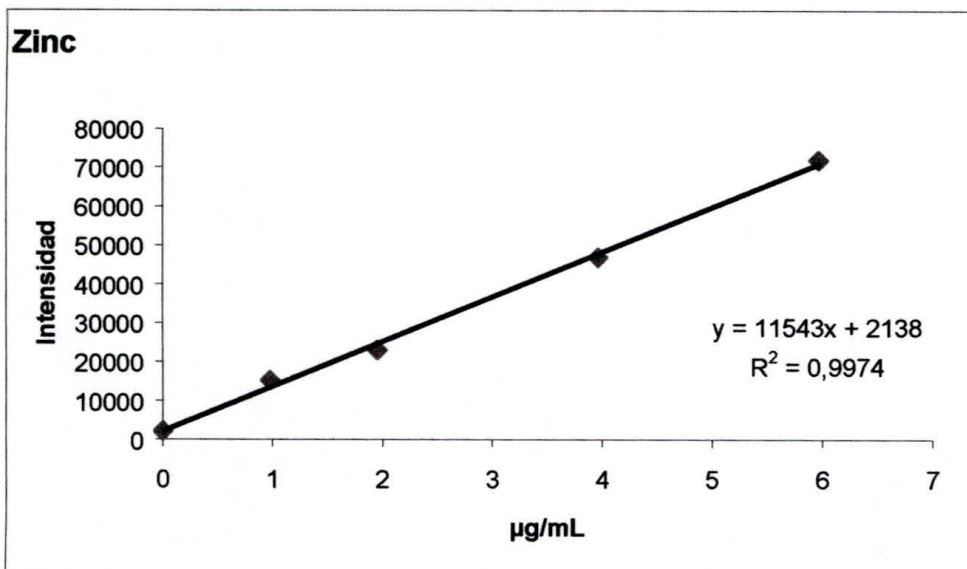
---

**ANEXO 3B.** Curvas de calibración elaboradas para las determinaciones analíticas de cada metal en el ICP para tejidos vegetales y sedimentos.



**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---



**ANEXO 4A.** Parámetros analíticos evaluados en la metodología de extracción total de metales pesados en material de referencia ( $\mu\text{g}/\text{ml}$ ).

Total	Cd	Pb	Zn	Cu
Limite de detección $\mu\text{g}/\text{g}$	0,0059	0,0953	0,0578	0,0570
Limite de cuantificación $\mu\text{g}/\text{g}$	0,0092	0,0953	0,0851	0,0850
Precisión (%CV)	2,41	5,63	5,06	5,01
Exactitud	2	34	18	16



Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

**ANEXO 5A. Resumen estadístico del contenido de los cuatro metales ( $\mu\text{g/g ps}$ ) en cinco órganos de *R. mangle* en tres sitios de muestreo ( $n = 3$ ).**

		SITIOS DE MUESTREO														
Metal	Parámetros	PARCELA 1					PARCELA 2					PARCELA 3				
		Raíz Aéreas	Tallo	Hoja Joven	Hoja Adulta	Raíz Abs.	Raíz Aéreas	Tallo	Hoja Joven	Hoja Adulta	Raíz Abs.	Raíz Aéreas	Tallo	Hoja Joven	Hoja Adulta	Raíz Abs.
CADMI O	Máximo	0,055	0,102	0,080	0,062	0,197	0,062	0,087	0,077	0,067	0,232	0,060	0,212	0,070	0,085	0,137
	Mínimo	0,022	0,077	0,057	0,025	0,147	0,040	0,072	0,052	0,040	0,080	0,047	0,057	0,052	0,037	0,057
	Promedio	0,034	0,093	0,066	0,045	0,174	0,050	0,082	0,068	0,051	0,134	0,053	0,122	0,062	0,057	0,085
	Desv. Est..	0,018	0,014	0,012	0,019	0,025	0,011	0,009	0,014	0,015	0,085	0,006	0,080	0,009	0,025	0,045
COBRE	Máximo	2,269	4,345	2,907	2,703	24,151	2,065	4,577	3,620	1,930	27,915	1,598	4,220	3,511	2,938	9,758
	Mínimo	1,073	3,934	1,576	2,015	16,667	1,342	3,031	2,243	1,710	8,467	0,926	2,865	2,786	2,036	3,286
	Promedio	1,762	4,148	2,437	2,383	19,567	1,686	3,845	2,964	1,799	15,118	1,224	3,510	3,095	2,590	7,199
	Desv. Est..	0,618	0,206	0,747	0,346	4,016	0,363	0,776	0,691	0,116	11,085	0,343	0,680	0,374	0,485	3,442
ZINC	Máximo	8,181	2,904	10,362	7,784	33,776	13,340	5,169	10,672	11,251	33,868	16,008	7,329	11,313	8,179	24,040
	Mínimo	3,362	1,666	7,823	5,928	20,165	5,046	2,428	8,665	10,075	18,882	4,466	3,731	7,227	7,125	14,513
	Promedio	6,333	2,384	9,252	7,082	25,433	9,206	3,479	9,968	10,558	24,125	9,005	6,125	9,835	7,568	18,854
	Desv. Est..	2,598	0,642	1,299	1,008	7,308	4,147	1,478	1,129	0,615	8,446	6,153	2,073	2,266	0,547	4,820
PLOMO	Máximo	-	-	-	-	32,567	-	-	-	-	27,352	-	-	-	-	9,363
	Mínimo	-	-	-	-	19,561	-	-	-	-	6,663	-	-	-	-	6,378
	Promedio	<2,38	<2,38	<2,38	<2,38	27,916	<2,38	<2,38	<2,38	<2,38	13,719	<2,38	<2,38	<2,38	<2,38	7,392
	Desv. Est..	-	-	-	-	7,251	-	-	-	-	10,809	-	-	-	-	1,708

-: No detectable.

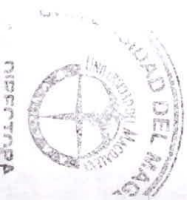
**ANEXO 5B. Valores promedios de los contenidos de metales pesados en órganos de *R. mangle* ( $\mu\text{g/g ps}$ ) independientemente del tipo de parcela (n = 9).**

Órganos	Cadmio		Cobre		Zinc		Plomo	
	Promedio	Desv. Est.	Promedio	Desv. Est.	Promedio	Desv. Est.	Promedio	Desv. Est.
Tallo	0,099	0,021	3,834	0,319	3,996	1,923	<2,38	-
Raíces aéreas	0,046	0,010	1,557	0,291	8,181	1,604	<2,38	-
Raíces absorbentes	0,131	0,045	13,961	6,265	22,804	3,483	16,342	10,510
Hojas jóvenes	0,065	0,003	2,832	0,348	9,685	0,381	<2,38	-
Hojas adultas	0,051	0,006	2,257	0,410	8,403	1,883	<2,38	-

-: No detectable.

**ANEXO 5C. Resumen estadístico del contenido de tres metales ( $\mu\text{g/g ps}$ ) en muestras de sedimentos asociada a raíces de *R. mangle* en tres sitios de muestreo (n = 3).**

Perfil (cm)	Parcela 1			Parcela 2			Parcela 3		
	Cadmio	Plomo	Zinc	Cadmio	Plomo	Zinc	Cadmio	Plomo	Zinc
5	0,41	5,91	32,82	0,51	7,10	39,93	0,22	4,89	20,07
10	0,40	4,89	29,05	0,32	4,39	34,70	0,27	6,84	21,19
15	0,60	8,26	40,61	0,46	6,82	44,50	0,21	6,27	31,20
Promedio	0,47	6,36	34,16	0,43	6,10	39,71	0,24	6,00	24,15
Desv. Est.	0,11	1,73	5,90	0,10	1,49	4,91	0,03	1,00	6,13



Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM

**ANEXO 6A. Prueba de comparación múltiple con el Test de Dunnett T3 para los contenidos de zinc con intervalo del 95% de confianza.**

(I) Órgano	(J) Órgano	Diferencia Media (I-J)	Error Estándar	Sig.	Intervalo 95% Confianza	
					Límite Inferior	Límite Superior
<b>Tallo</b>	Raíces Aéreas	-4,18530	1,55915	,156	-9,4102	1,0396
	Raíces Absorbentes	-17,42479(*)	2,15055	,000	-25,1293	-9,7203
	Hojas Jóvenes	-5,68897(*)	,85831	,000	-8,4816	-2,8964
	Hojas Adultas	-4,40674(*)	,91764	,002	-7,3556	-1,4579
<b>Raíces Aéreas</b>	Tallo	4,18530	1,55915	,156	-1,0396	9,4102
	Raíces Absorbentes	-13,23949(*)	2,46098	,001	-21,3949	-5,0841
	Hojas Jóvenes	-1,50367	1,47251	,958	-6,6167	3,6094
	Hojas Adultas	-,22144	1,50786	1,000	-5,3717	4,9288
<b>Raíces Absorbentes</b>	Tallo	17,42479(*)	2,15055	,000	9,7203	25,1293
	Raíces Aéreas	13,23949(*)	2,46098	,001	5,0841	21,3949
	Hojas Jóvenes	11,73582(*)	2,08859	,005	4,0394	19,4322
	Hojas Adultas	13,01805(*)	2,11366	,002	5,3231	20,7130
<b>Hojas Jóvenes</b>	Tallo	5,68897(*)	,85831	,000	2,8964	8,4816
	Raíces Aéreas	1,50367	1,47251	,958	-3,6094	6,6167
	Raíces Absorbentes	-11,73582(*)	2,08859	,005	-19,4322	-4,0394
	Hojas Adultas	1,28222	,76119	,630	-1,1633	3,7277
<b>Hojas Adultas</b>	Tallo	4,40674(*)	,91764	,002	1,4579	7,3556
	Raíces Aéreas	,22144	1,50786	1,000	-4,9288	5,3717
	Raíces Absorbentes	-13,01805(*)	2,11366	,002	-20,7130	-5,3231
	Hojas Jóvenes	-1,28222	,76119	,630	-3,7277	1,1633

(\*) La diferencia media es significativa a un nivel de 0.05.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

**ANEXO 6B.** Prueba de Comparación Múltiple con el Test de Dunnett T3 para los contenidos de cadmio con intervalo del 95% de confianza.

(I) Órgano	(J) Órgano	Diferencia Media (I-J)	Error Estándar	Sig.	Intervalo 95% Confianza	
					Límite Inferior	Límite Superior
<b>Tallo</b>	Raíces Aéreas	,02580	,01362	,502	-,0201	,0717
	Raíces Absorbentes	-,03913	,02315	,633	-,1211	,0429
	Hojas Jóvenes	,01999	,00819	,210	-,0062	,0462
	Hojas Adultas	,02750(*)	,00818	,038	,0011	,0539
<b>Raíces Aéreas</b>	Tallo	-,02580	,01362	,502	-,0717	,0201
	Raíces Absorbentes	-,06493	,02554	,193	-,1498	,0200
	Hojas Jóvenes	-,00581	,01355	1,000	-,0516	,0400
	Hojas Adultas	,00170	,01354	1,000	-,0442	,0476
<b>Raíces Absorbentes</b>	Tallo	,03913	,02315	,633	-,0429	,1211
	Raíces Aéreas	,06493	,02554	,193	-,0200	,1498
	Hojas Jóvenes	,05912	,02311	,216	-,0229	,1411
	Hojas Adultas	,06663	,02310	,135	-,0154	,1486
<b>Hojas Jóvenes</b>	Tallo	-,01999	,00819	,210	-,0462	,0062
	Raíces Aéreas	,00581	,01355	1,000	-,0400	,0516
	Raíces Absorbentes	-,05912	,02311	,216	-,1411	,0229
	Hojas Adultas	,00751	,00806	,979	-,0185	,0335
<b>Hojas Adultas</b>	Tallo	-,02750(*)	,00818	,038	-,0539	-,0011
	Raíces Aéreas	-,00170	,01354	1,000	-,0476	,0442
	Raíces Absorbentes	-,06663	,02310	,135	-,1486	,0154
	Hojas Jóvenes	-,00751	,00806	,979	-,0335	,0185

(\*) La diferencia media es significativa a un nivel de 0.05.

**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

---

**ANEXO 6C.** Prueba de Comparación Múltiple con el Test de Games-Howell para los contenidos de cobre con intervalo del 95% de confianza.

(I) Órgano	(J) Órgano	Diferencia Media (I-J)	Error Estándar	Sig.	Intervalo 95% Confianza	
					Límite Inferior	Límite Superior
<b>Tallo</b>	Raíces Aéreas	2,27716(*)	,25269	,000	1,4982	3,0562
	Raíces Absorbentes	-10,12679(*)	2,73867	,035	-19,5642	-,6894
	Hojas Jóvenes	1,00204(*)	,28638	,021	,1245	1,8796
	Hojas Adultas	1,57679(*)	,25201	,000	,7996	2,3540
<b>Raíces Aéreas</b>	Tallo	-2,27716(*)	,25269	,000	-3,0562	-1,4982
	Raíces Absorbentes	-12,40394(*)	2,73600	,012	-21,8410	-2,9669
	Hojas Jóvenes	-1,27511(*)	,25958	,002	-2,0772	-,4730
	Hojas Adultas	-,70037(*)	,22108	,041	-1,3777	-,0230
<b>Raíces Absorbentes</b>	Tallo	10,12679(*)	2,73867	,035	,6894	19,5642
	Raíces Aéreas	12,40394(*)	2,73600	,012	2,9669	21,8410
	Hojas Jóvenes	11,12883(*)	2,73931	,022	1,6913	20,5663
	Hojas Adultas	11,70358(*)	2,73594	,017	2,2665	21,1406
<b>Hojas Jóvenes</b>	Tallo	-1,00204(*)	,28638	,021	-1,8796	-,1245
	Raíces Aéreas	1,27511(*)	,25958	,002	,4730	2,0772
	Raíces Absorbentes	-11,12883(*)	2,73931	,022	-20,5663	-1,6913
	Hojas Adultas	,57474	,25891	,225	-,2257	1,3752
<b>Hojas Adultas</b>	Tallo	-1,57679(*)	,25201	,000	-2,3540	-,7996
	Raíces Aéreas	,70037(*)	,22108	,041	,0230	1,3777
	Raíces Absorbentes	-11,70358(*)	2,73594	,017	-21,1406	-2,2665
	Hojas Jóvenes	-,57474	,25891	,225	-1,3752	,2257

(\*) La diferencia media es significativa a un nivel de 0.05.



**Contenidos de Cd, Cu, Zn y Pb en órganos de *Rhizophora mangle* en la desembocadura del Río Sevilla - CGSM**

**ANEXO 7A.** Concentración de metales pesados medidos en órganos de *R. mangle* y registrados en diferentes partes del mundo ( $\mu\text{g/g}$  ps). Se presentan los valores promedios y los rangos (entre paréntesis).

Órgano	Cd	Pb	Cu	Zn	Referencia
Hojas	-	-	4.5	12	Lamberti. São Paulo-Brazil, 1969
Hojas	-	(27 – 32)	6.0	11	Golley <i>et al.</i> , Darién-Panamá, 1978
Hojas	-	-	(3.0 – 4.0)	(6.0 – 7.0)	Peterson <i>et al.</i> , Malaysia, 1979
Hojas	-	-	4.1	11.5	Bhosale. India, 1979
Hojas	<6.0	-	5.2	4.5	Ragsdale & Thorhaug. Puerto Rico, 1980
Hojas	-	-	7.0	10	Snedaker & Brown. Florida-USA, 1981
Hojas	-	(1.0 – 32)	(3 – 34)	(10 – 34)	Lacerda <i>et al.</i> , Brazil, 1986
Hojas	<1	(<1.0 – 7)	(2.0 – 10)	(9.0 – 22)	Chiu & Chou. China, 1991
Hojas	-	-	(3.5 – 16)	(6.0 – 19)	Soto. Costa Rica, 1992
Hojas	3.2	-	22.2	24.6	Gallo. Río Sevilla-CGSM, 1994
Hojas	0.1	2.7	1.6	69	Panitz. St. Catarina-S. Brazil, 1997
Hojas	-	-	-	5.5	Silva <i>et al.</i> , Itacurussá-Brazil, 1998
Hojas	<0.02	<0.2	<0.05	7.2	Silva <i>et al.</i> , Bahía Sepetiba-Brazil, 1990
Tallo	-	-	0.6	6.2	Silva <i>et al.</i> , Bahía Sepetiba-Brazil, 1990
Raíces aéreas	-	-	0.4	7.2	Silva <i>et al.</i> , Bahía Sepetiba-Brazil, 1990
Raíces profundas	-	-	5.1	19.9	Silva <i>et al.</i> , Bahía Sepetiba-Brazil, 1990
Hojas	0.1	<2.38	2.5	9.0	Presente estudio
Tallo	0.1	<2.38	3.8	4.0	Presente estudio
Raíces aéreas	0.1	<2.38	1.6	8.2	Presente estudio
Raíces absorbentes	0.1	16.3	14	22.8	Presente estudio

-: No Analizado.

