

CONTENIDOS DE CD, CU Y ZN EN *RHIZOPHORA MANGLE* Y *AVICENNIA GERMINANS* DE LA CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA Y BAHIA DE CHENGUE, COSTA CARIBE COLOMBIANA

por

Néstor Hernando Campos¹ y María Cristina Gallo²

Resumen

Campos, N. H. & M. C., Gallo: Contenidos de CD, CU y ZN en *Rhizophora Mangle* y *Avicennia germinans* de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Bahía de Chengue, Costa Caribe Colombiana. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 21(79): 73-90, 1997. ISSN 0370-3908

Para medir las concentración de los metales Cd, Cu y Zn en hojas de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, se tomaron muestras entre marzo y diciembre de 1993, en dos áreas de la costa del Magdalena. En cada estación se tomaron además muestras de sedimento y agua superficial. En la primera se midió la concentración de los metales y el contenido de materia orgánica y en la segunda se determinaron las variables fisicoquímicos, salinidad, potencial rédox y pH. Los metales se midieron mediante espectrofotometría de absorción atómica con llama. En general, en las dos especies los metales variaron con la época de recolección y con el pH y la salinidad principalmente. Al comparar los contenidos de cada metal en hojas entre la CGSM y Chengue, no se observaron diferencias significativas. Las concentraciones en cada una de las especies muestran que *A. germinans* generalmente presenta mayor contenido de los tres metales que *R. mangle*. De igual forma se encontró mayor concentración en hojas jóvenes que en las viejas de las dos especies. Los contenidos en material vegetal como en de sedimentos se encontraron en la relación Cd < Cu < Zn.

Palabras claves: Cadmio, cobre, cinc, Manglar, *Rhizophora*, *Avicennia*, Mar Caribe, Colombia.

Abstract

In order to determine concentration levels of some heavy metals (Cd, Cu, Zn) in leaves of the mangrove species *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*, four samplings were made

¹ Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, c/o INVEMAR, A. A. 1016, Santa Marta, Colombia, S. A.

² INVEMAR, A. A. 1016, Santa Marta, Colombia, S. A.

between March and December 1993, in two from the Magdalena coast. Leaf material, sediments, and surface water were taken. Metal concentrations and organic matter content were measured from the leaves and sediments. Salinity, Redox potential, and pH were determined from the water. The metal contents in the samples were measured by Flame Atomic Absorption Spectrophotometry. The general behavior of three metals in the two species was greatly influenced by the season. The comparison between the total metal contents at the two stations showed no statistically significant differences. In the large majority of cases the concentrations of the three metals were larger in *A. germinans* than in *R. mangle*. Also, young leaves of both species had higher concentrations than old ones. The contents in the plant material and in the sediments showed the relation $Cd < Cu < Zn$ both.

Key words: Caribbean sea, Mangrove, Cadmium, Copper, Zinc, Colombia, *Rhizophora*, *Avicennia*.

Introducción

El equilibrio del ecosistema marino se ha visto alterado en las últimas décadas por un marcado aumento de contaminantes, entre los que se destacan principalmente los metales pesados. La creciente industrialización y demás actividades antropogénicas generan una gran cantidad de residuos que sin un tratamiento adecuado son vertidos a los ríos, que en últimas son las principales fuentes de transporte y descarga de estas sustancias hacia el medio marino (Gamboa & Bonilla, 1983). La importancia de realizar estudios sobre la toxicidad de los metales pesados en organismos acuáticos y su efecto potencial sobre especies en particular, incluido el hombre, deben ser llevados a cabo por varias razones. Una de ellas es la de generar información que pueda contribuir a predecir los efectos adversos sobre la biota de ecosistemas acuáticos (Chung, 1978; Allen *et al.*, 1989)

Los contaminantes que penetran al mar son muy diversos; sin embargo, teniendo en cuenta los efectos negativos que éstos producen no sólo en los niveles social y económico, se encuentra que los metales pesados, los productos químicos sintéticos, los hidrocarburos, los elementos radiactivos y los desperdicios sólidos son las formas más críticas de contaminación (Aquino, 1980). Entre los muchos contaminantes que penetran al medio ambiente marino, los metales pesados han recibido especial atención debido a sus efectos tóxicos duraderos (Lacerda *et al.*, 1988), ya que no son biodegradables (Aquino, 1980; Campos, 1990) y a la intensiva acumulación en zonas costeras y estuarinas en donde se desarrollan los manglares (Lacerda & Abrão, 1984). La mayoría de ellos son bioacumulados por los organismos marinos y en la medida en que ascienden en la cadena trófica se sucede el proceso de biomagnificación (Campos, 1987).

A lo largo de la costa del litoral del Caribe colombiano existen áreas densamente pobladas por manglares, asociados principalmente con los mayores ambientes estuarinos, como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Su ubicación próxima a la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) y la influencia directa del Río Magdalena a cuyo delta pertenece, la convierten en un vertedero permanente de residuos domésticos y químicos tóxicos que alteran ampliamente su equilibrio (Escobar, 1991). Los metales pesados tienen como principal fuente de entrada hacia la CGSM, el Río Magdalena y los ríos que provienen de la SNSM (Campos, 1990).

Los estudios sobre contaminación por metales pesados en la CGSM comenzaron en 1982 con el fin de describir su comportamiento en la ostra de mangle, *Crassostrea rhizophorae*, en la que Campos (1984) determinó altas concentraciones de cadmio, cobre y plomo. A partir de esta investigación se vienen realizando numerosos trabajos concernientes a la problemática de la contaminación, en donde los metales pesados han sido los más estudiados. Su monitoreo en la CGSM se ha realizado en agua, sedimento y biota; teniendo esta última la ventaja de mostrar resultados más confiables sobre la disponibilidad del metal en el medio (Campos, 1990).

Entre los problemas que afronta actualmente la CGSM se encuentran la muerte de los manglares en varios sectores, además de un deterioro general en la vegetación de la región. Esta mortalidad puede ser de carácter normal o masiva. En la primera el proceso ocurre independientemente de cambios drásticos en el medio; mientras que la mortalidad masiva involucra además de lo anterior, la mortalidad de un gran número de individuos sin importar su edad o tamaño y en un período de tiempo relativamente corto (Jiménez & Lugo, 1984). Estas alteraciones están ligadas

a la drástica variación en las condiciones hidráulicas en el delta exterior del Río Magdalena, provocadas por una reducción en el intercambio ciénaga-mar y del aporte de agua dulce al sistema, a una evapotranspiración alta, lo cual redundaba en una hipersalinización de lagunas y suelos en algunos sectores del delta y a un enriquecimiento progresivo de agroquímicos y metales pesados que llegan al sistema a través del Río Magdalena y las corrientes de la vertiente occidental de la SNSM (Pro-Ciénaga, 1994).

El objetivo principal del presente trabajo fue el de determinar las concentraciones de los elementos metálicos cadmio, cobre y zinc en hojas de dos especies de mangle, *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* de la CGSM y de la Bahía de Chengue, esta última en el Parque Nacional Natural Tayrona.

Materiales y métodos

Con el fin de determinar el contenido de cadmio, cobre y zinc, en marzo, durante la temporada más seca del

año en la región, junio, durante el período menor de lluvias, septiembre, durante el período seco menor y en diciembre, al final de la época mayor de lluvias de 1993, se tomaron muestras de hojas de dos especies de mangle, *R. mangle* y *A. germinans* en cuatro estaciones establecidas en la CGSM (Fig. 1a). La primera en el Rincón del Jagüey (RJ), localizado en la franja norte, hacia la parte media de la Isla Salamanca; la segunda en la desembocadura del Canal del Clarín (CC), en el extremo nor-occidental de la Ciénaga; la tercera estación se localizó en el margen occidental, en la boca de Caño Grande (CG), las dos últimas estaciones reciben la influencia de las aguas del río Magdalena en época de creciente; en el margen oriental se estableció la cuarta estación, cerca a la desembocadura del Río Sevilla (RS) que fluye del pie de monte de la SNSM y una en la Bahía de Chengue (CH), al costado oriental de la laguna (Fig. 1b).

De cada especie se tomaron entre 15 y 20 hojas jóvenes y viejas, se guardaron en bolsas plásticas (polietileno de baja densidad) debidamente rotuladas y se colocaron en una ne-

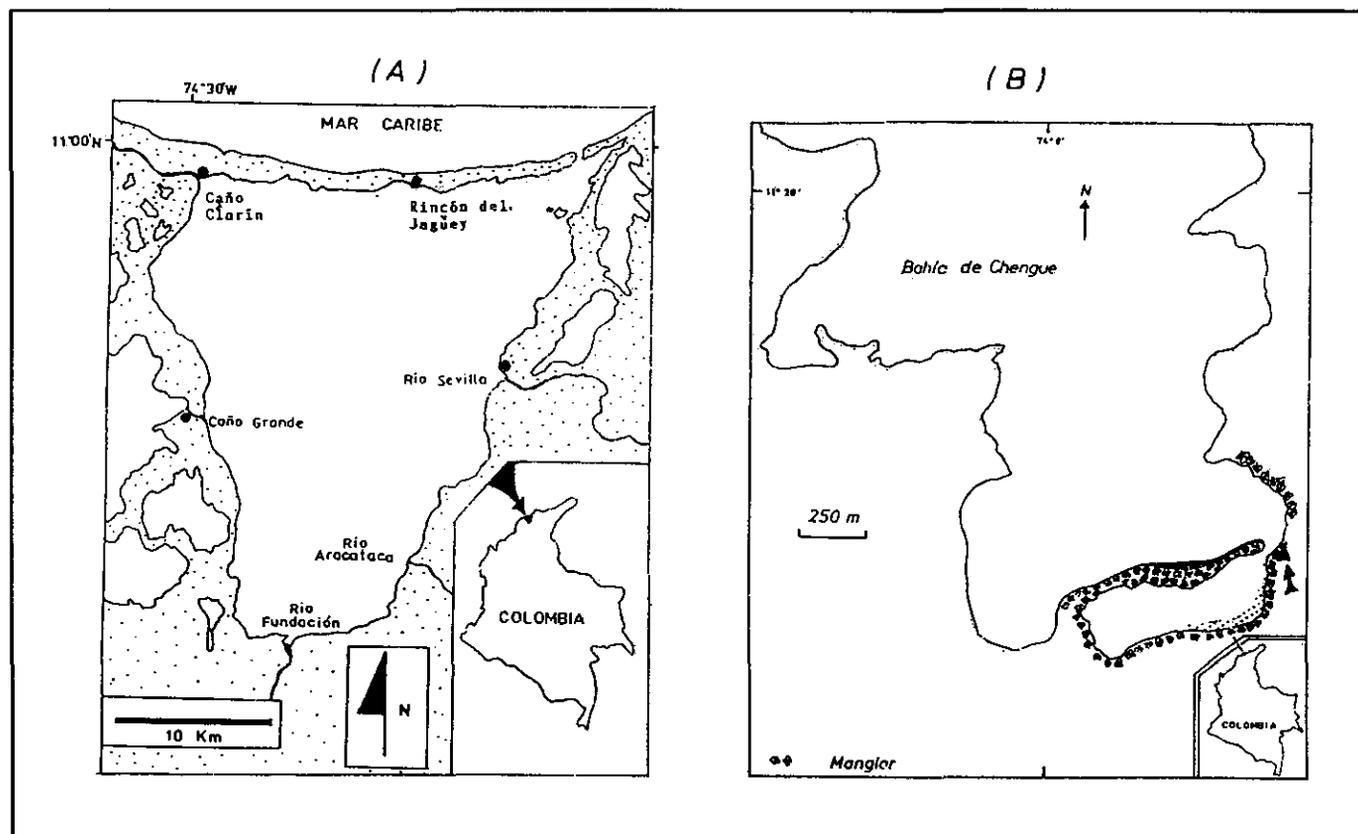


Figura 1. Localización de las áreas de registro de datos en la Ciénaga Grande de Santa Marta (A) y la Bahía de Chengue (B). RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

vera de estereopor mientras se trasladaban al Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín, INVEMAR, en donde se refrigeraron hasta su posterior análisis.

En cada estación se midió la temperatura *in situ* con un termómetro graduado a 50°C y se tomó una muestra de agua de la capa superficial, para medir en el laboratorio la salinidad, el pH y el potencial Redox .

Del material vegetal colectado en cada estación, se sacaron cinco submuestras por cada grupo de edad de las hojas. Luego de realizar las respectivas mediciones morfométricas, (longitud, ancho y peso), el material se secó en una estufa a 60°C hasta obtener peso constante. Después de macerar cada muestra en un mortero de porcelana, se tomaron alícuotas entre 0.3 y 0.5 g, se colocaron en tubos de ensayo previamente lavados con agua y jabón, en HCl 1N, en HNO₃ 2N y se enjuagaron con agua. Posteriormente a cada tubo se le adicionaron, aproximadamente 3 ml de una mezcla ácida HNO₃-HClO₄, 1:1, después de lo cual se colocaron en un baño de arena a temperaturas entre 150 y 170°C hasta su completa digestión y finalmente se diluyeron a 10 ml (Allen *et al.*, 1989).

La determinación del contenido de metales en las muestras se realizó utilizando el método de espectrofotometría de absorción atómica, (EAA), con llama en un equipo marca Varian, modelo AA 475. Actualmente es el método más utilizado y se realiza mediante la aspiración de la muestra diluida, previamente realizada su digestión. Este método está descrito en la guía recopilada por Dalziel & Baker (1983).

Se establecieron promedios de los contenidos de los metales (diez réplicas de hojas de mangle para las dos especies), en cada una de las cinco estaciones y se realizó un análisis de varianza en cuatro vías, con el fin de determinar si se presentan diferencias entre las concentraciones halladas durante los registros de los tres metales estudiados, las épocas en que se realizaron y las estaciones establecidas. Se realizaron correlaciones múltiples y simples entre los contenidos hallados en hojas jóvenes y viejas con los factores físico-químicos, salinidad, pH y Eh.

Resultados

La variación de los factores físico-químicos salinidad, pH y potencial rédox a través de las tomas de las muestras en las cinco estaciones se presentan en la Tabla 1.

Se observa que las salinidades más altas se presentaron durante la primera toma de muestras en todas las es-

taciones, mientras que las más bajas se registraron, para la mayoría de las estaciones en el último registro de muestras. Durante el tercer registro los valores fueron en todas las estaciones ligeramente mayores que los de diciembre. Los valores más bajos de todos los muestreos se lograron al final del periodo mayor de lluvias en las estaciones del sector nor-occidental (CC, CG y RJ). En la estación RS se presentaron para los cuatro registros las salinidades más bajas, midiéndose durante el segundo periodo, el menor valor. El promedio de salinidad hallado en la CGSM fue de 22.02 dentro del intervalo 3.23 y 32.03. El rango de fluctuación de la salinidad en la estación de Chengue estuvo entre 34.34 y 38.04 con un promedio de 36.55.

Los valores de pH en la CGSM no muestran una tendencia clara, encontrándose que durante el periodo lluvioso menor se midió en la estación RS el valor más alto (7.93), seguido por el hallado en el RJ durante el tercer periodo con 7.78. A estos valores le siguieron los encontrados en el CC (7.68) y CG (7.01) durante el cuarto y primer registros respectivamente. Los valores más bajos se midieron durante el primer registro en las cuatro estaciones de la CGSM siendo el más bajo el de la estación RS con 6.64. En la estación de CH, al igual que en la CGSM, se encontró el valor más alto durante el periodo lluvioso menor y el más bajo durante el seco menor. En la mayoría de estaciones, la tendencia del pH fue hacia la basicidad y el rango de valores encontrados en la CGSM osciló entre 6.64 y 7.93 mientras que en CH osciló entre 6.91 y 7.97.

Los potenciales rédox medidos en la CGSM fluctuaron entre 128 y 163 mV, en la estación CG durante el tercer y primer registros, respectivamente. Al valor más alto le siguieron los encontrados en la estación RS, 162 y 161 mV durante el tercero y primer registros respectivamente. Durante el primer periodo se hallaron valores iguales en las estaciones CC y RJ (130 mV) y durante el segundo periodo el mismo valor se determinó en las estaciones CC y CG (135 mV). Es de notar que los valores en la estación RS se encontraron dentro de los más altos. En la estación de CH los valores encontrados durante los dos últimos muestreos figuraron dentro de los más altos, mientras que durante el primero y segundo se encontraron entre los más bajos (130 y 109 mV) siendo el último el registro más bajo medido para este parámetro (Tabla 1).

Las figuras 2 a, b y c muestran los valores de las concentraciones de los metales Cd, Cu y Zn en µg/g ps medidos en muestras de hojas de mangle, independientemente del tipo de hojas, durante los cuatro registros en cada una de las estaciones establecidas.

Tabla 1. Valores de los factores fisicoquímicos, salinidad (S o/oo), pH y Potencial Redox (Eh) en mV, medidos en agua de cuatro estaciones en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RJ: Rincón del Jagüey y RS: Río Sevilla) y una en la Bahía de Chengue (CH), durante cuatro períodos de toma de muestras.

REGISTRO	ESTACION	S o/oo	pH	Eh
Seco Mayor	CC	31.25	6.66	+130
	CG	31.45	7.01	+128
	RJ	32.03	6.72	+130
	RS	27.80	6.64	+161
	CH	38.04	7.30	+130
Lluvioso Menor	CC	26.51	7.33	+135
	CG	26.61	7.16	+135
	RJ	22.49	7.48	+130
	RS	3.23	7.93	+131
	CH	34.34	7.97	+109
Seco Menor	CC	19.92	7.45	+150
	CG	25.38	7.65	+163
	RJ	23.32	7.78	+152
	RS	10.68	7.62	+162
	CH	37.01	6.91	+152
Lluvioso Mayor	CC	16.86	7.68	+132
	CG	24.66	7.42	+130
	RJ	19.81	7.31	+133
	RS	10.24	6.98	+140
	CH	36.81	7.39	+153

Los contenidos más altos de cadmio en *R. mangle* (mangle rojo) y *A. germinans* (mangle negro), se presentaron durante el primer registro en las cinco estaciones. Los valores máximos (8.63 µg/g ps en mangle rojo y 9.88 µg/g ps en mangle negro) fueron medidos en las estaciones RJ y RS respectivamente. A partir del segundo registro, después de una notoria disminución en los contenidos, éstos continuaron disminuyendo hasta encontrar, durante el mes de diciembre los valores más bajos (0.38 µg/g ps para mangle rojo y 0.52 µg/g ps en mangle negro, en CC y RJ respectivamente).

Aunque el comportamiento del Cd en la estación de CH fue similar al de las estaciones de la CGSM, los contenidos en las dos especies tuvieron un incremento notable en el tercer registro (Fig. 2 a), contrariamente a lo observado en las estaciones restantes en las cuales los contenidos continuaron bajando.

Las oscilaciones que presentaron las concentraciones de Cu en las dos especies a través de los registros fueron relativamente bajas; sólo durante el primero se presentó una concentración, casi 10 veces superior al menor contenido encontrado. El comportamiento general de este metal fue similar en las dos especies, los valores disminuyeron considerablemente a partir del segundo registro hasta alcanzar los más bajos durante el tercero y luego aumentar ligeramente. Los contenidos más altos se presentaron durante el primer registro alcanzando el mayor valor en CG para *A. germinans*. En mangle rojo el mayor valor (70.21 µg/g ps) fue encontrado en la estación RS y el menor (2.22 µg/g ps) en el CC, en mangle negro el mayor contenido (123.24 µg/g ps) así como el menor (2.5 µg/g ps) se presentaron en la estación CG (Fig. 2b).

Los contenidos de Zn en *A. germinans* duplicaron los de *R. mangle*, en la mayoría de las estaciones, pero el

comportamiento de este metal fue similar al del Cd en las dos especies; durante el primer registro se midieron las mayores concentraciones (90.21 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle rojo y 197.58 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle negro) en las estaciones CG y CH respectivamente. Los contenidos más bajos se midieron durante el último registro (5.27 $\mu\text{g/g}$ ps en mangle rojo y 8.16 $\mu\text{g/g}$ ps en mangle negro) en las estaciones RJ y CH respectivamente. Mientras que los contenidos en mangle negro disminuyeron a través de los registros, a excepción del tercero en la estación RJ, en donde hubo un incremento, los de mangle rojo no mostraron una tendencia clara (Fig. 2c).

Las figuras 3 a, b y c muestran las concentraciones de los tres metales en hojas jóvenes y viejas para cada especie en cada estación durante los cuatro registros. Para Cd el comportamiento encontrado por edad de las hojas no difiere mucho al encontrado por especie. Durante el primer registro se obtuvieron las máximas concentraciones que superan en la mayoría de las estaciones, cinco veces o más, a las mínimas en los restantes registros. Los contenidos máximos y mínimos en hojas jóvenes se midieron en el RJ y CC (7.90 y 0.38 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle rojo, Fig. 5 a y b) y en el RS (12.84 y 0.43 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle negro, Fig. 5 c y d). En hojas viejas se midieron en el CC (11.33 y 0.39 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle rojo 10.56 y 0.48 $\mu\text{g/g}$ ps para mangle negro).

En *R. mangle* las concentraciones más altas de Cd se encontraron en hojas viejas en la mayoría de las estaciones, mientras que en *A. germinans* se presentó en hojas jóvenes. Las concentraciones halladas en hojas jóvenes de *A. germinans* fueron mayores que las de *R. mangle*, en la mayoría de las estaciones, mientras que las halladas en hojas viejas para las dos especies fueron similares (Fig. 3a). En la estación de CH hubo un incremento en las concentraciones medidas en hojas viejas de las dos especies durante el mes de septiembre y como tendencia general se vio una disminución en los contenidos a través de los registros. El contenido de Cu en hojas jóvenes y viejas de las dos especies, fue siempre mayor durante el primer registro en las cinco estaciones. En las dos especies de mangle los valores más altos se midieron en hojas jóvenes de la estación CG, 88.64 $\mu\text{g/g}$ ps para *R. mangle* y 195.24 $\mu\text{g/g}$ ps para *A. germinans* y en hojas viejas en la estación RS (72.26 y 65.36 $\mu\text{g/g}$ ps, respectivamente). A partir del tercer registro los contenidos en *R. mangle* y *A. germinans* disminuyeron considerablemente, encontrándose valores mínimos para cada una de 2.07 y 2.27 $\mu\text{g/g}$ ps en hojas jóvenes y de 2.36 y 2.51 $\mu\text{g/g}$ ps en hojas viejas colectadas durante el mes de junio en las estaciones CC y RS respectivamente (Fig. 3b).

La relación que presentaron los metales Zn y Cd en las especies, se observa también para los dos tipos de hojas. Los contenidos más altos se presentaron durante el primer registro en las dos especies, siendo mayores en hojas jóvenes de *A. germinans* procedentes del RJ, con un máximo de 225.56 $\mu\text{g/g}$ ps. En los restantes registros éstos disminuyeron llegando, durante el cuarto a valores mínimos (3.69 y 6.10 $\mu\text{g/g}$ ps en hojas jóvenes en las estaciones CC y CG respectivamente y 2.65 y 6.32 $\mu\text{g/g}$ ps en hojas viejas de la estación de CH) para mangle rojo y negro respectivamente (Fig.3c).

Los análisis de correlación entre las concentraciones de Cd, Cu y Zn en hojas de manglar, y los parámetros fisico-químicos fueron significativos para los tres metales a excepción de Cu en hojas jóvenes de *A. germinans* en donde $a > 0.10$ (Tabla 2).

En los análisis de correlación múltiple, la relación entre la concentración de Cd y los parámetros ambientales, salinidad, pH y Eh, fue mayor en hojas viejas, 0.78 para *R. mangle* y 0.75 para *A. germinans* con $a < 0.05$, en ambos casos. Igualmente para hojas jóvenes, los valores de r fueron 0.56 para *R. mangle* y 0.67 para *A. germinans* con $a < 0.10$ y $a < 0.05$ respectivamente. El factor de correlación más alto para las concentraciones de Cu se halló en hojas viejas de *A. germinans* con 0.71 y $a < 0.05$; los r en hojas jóvenes y viejas de *R. mangle* estuvieron muy cercanos, 0.62 y 0.63 respectivamente y $a < 0.05$ para los dos valores. Por último el análisis realizado para Zn, con los parámetros fisico-químicos, mostró mayor relación con las concentraciones de este metal en hojas viejas de *R. mangle*, 0.74, seguida por 0.69, en hojas jóvenes de *A. germinans*. Tanto en hojas jóvenes de *R. mangle* como en hojas viejas de *A. germinans* el factor de correlación fue 0.64 y un nivel de significancia $a < 0.05$.

Los factores de correlación simple entre el pH y los contenidos en hojas jóvenes, mostraron en general una mayor relación con los contenidos de la especie *A. germinans*; no obstante estos valores no fueron mayores de 0.65. La correlación de este parámetro con las concentraciones halladas en hojas viejas fue mayor con la especie *R. mangle* en donde Cd alcanzó la mayor relación con 0.75. En cuanto a la salinidad, la influencia de esta variable sobre los contenidos de los metales fue menor; el factor de correlación más alto, hallado en hojas jóvenes, fue de 0.45 y aunque en hojas viejas r fue ligeramente mayor, no superó el 0.65. La determinación del potencial rédox es relevante como lo comprueban numerosos trabajos (De Laune, *et al.*, 1981; Boto & Wellington, 1984; Ovalle, *et al.*, 1990), sin embargo los análisis estadísticos realizados para determinar

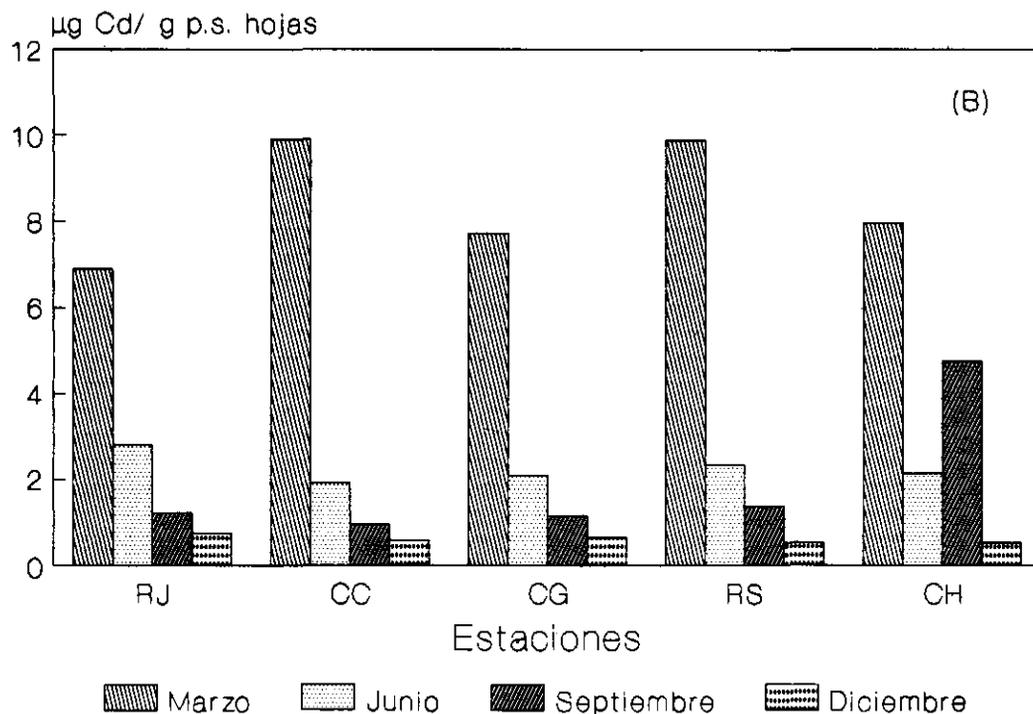
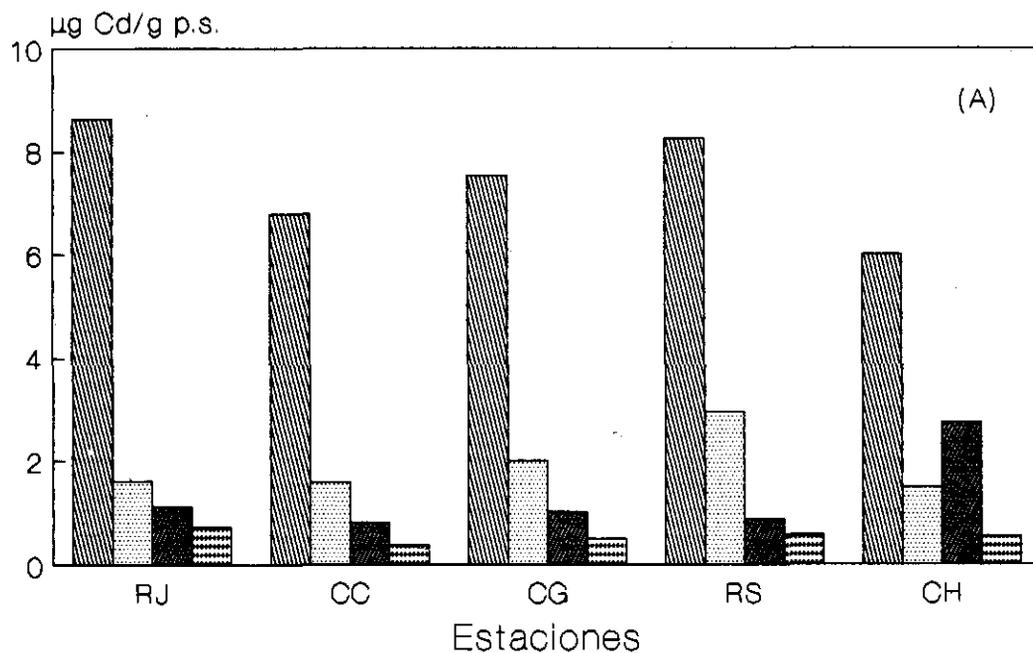


Figura 2. Contenidos de cadmio en µg Cd/ g_m en hojas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A) y *Avicennia germinans* (B) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

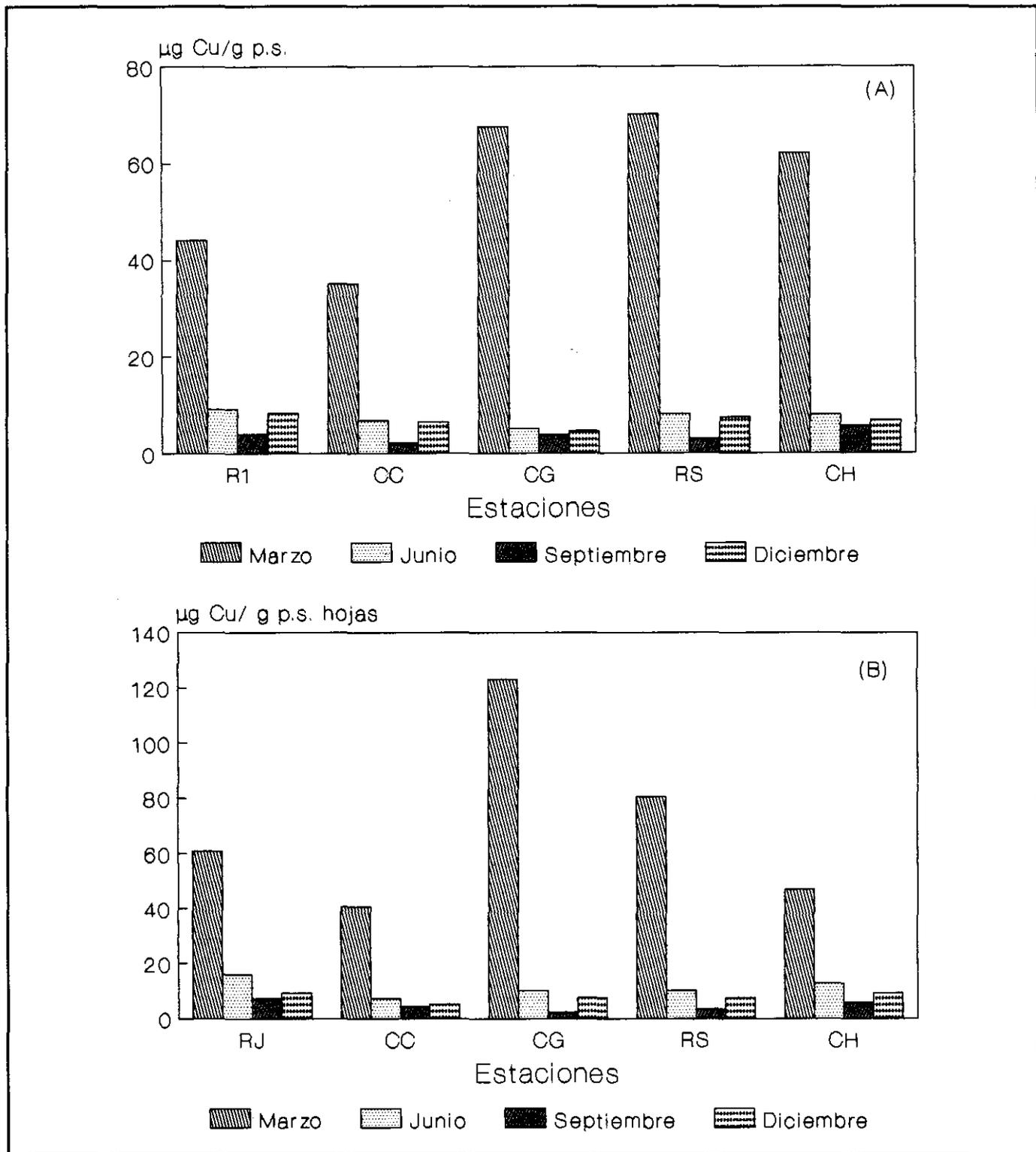


Figura 3. Contenidos de cobre en $\mu\text{g Cu/g p.s.}$ en hojas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A) y *Avicennia germinans* (B) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

Tabla 2. Correlación múltiple entre los contenidos de Cd, Cu y Zn en $\mu\text{g/g}$, en hojas jóvenes (HJ) y hojas viejas (HV) de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* y los parámetros ambientales pH, salinidad y potencial Redox (Eh).

	<i>Rhizophora mangle</i>						<i>Avicennia germinans</i>					
	Cd		Cu		Zn		Cd		Cu		Zn	
	HJ	HV	HJ	HV	HJ	HV	HJ	HV	HJ	HV	HJ	HV
Corr. mul	0.56	0.78	0.62	0.63	0.64	0.74	0.67	0.75	0.55	0.71	0.70	0.64
F	2.46	8.17	3.28	3.43	3.77	6.42	4.25	6.78	2.33	5.37	4.93	3.70
Pr>F	.10	.002	.05	.04	.03	.005	.02	.004	.11	.009	.01	.034

la incidencia que pudiera tener este parámetro frente a la concentración de metales en hojas no fue significativa.

Discusión de los Resultados

Los manglares presentan características que les permite establecerse en lugares que pueden ser adversos para otras plantas. La mayoría de las especies de manglar pueden desarrollarse en hábitats con amplio rango de salinidad (Odum & Johannes, 1975), altas tasas de sedimentación (Manjarrés, 1991) y crecer sobre suelos deficientes en oxígeno, aunque esta tolerancia es limitada (Odum & Johannes, 1975).

Ellos pueden no sólo tolerar la presencia de contaminantes que llegan con las aguas negras de origen industrial y doméstico, sino que pueden, según afirman Clough *et al.*, (1983), disminuir, remover e inmovilizar nutrientes, metales pesados y otros constituyentes de estas aguas. Por tales razones estas especies podrían ser utilizadas como controladores de contaminantes (Silva *et al.*, 1990) y bioindicadores de los mismos (Lacerda *et al.*, 1985) en estas áreas. *A. germinans*, una de las especies representativas de la CGSM, aventaja a *R. mangle* por su gran tolerancia a mayores niveles de salinidad y amplio rango de temperaturas, soportando incluso heladas (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

El intercambio de nutrientes entre sedimentos y el agua circundante de sistemas estuáricos y otros cuerpos de agua son una función de diferentes procesos físico-químicos y biológicos (De Laune, *et al.*, 1981); es así como la biodisponibilidad de metales en estuarios depende tanto de su comportamiento químico, como de las características químicas del agua tales como salinidad, pH, presencia de quelantes, estado redox, etc. (Head, 1976; Cross & Sunda, 1978; Davis, 1978).

El Cd es un elemento considerado no esencial (De la Lanza *et al.*, 1989), su presencia en las plantas puede deberse a que algunos elementos como éste, tienen un comportamiento similar a los esenciales, de manera que no es erróneo pensar que los mecanismos que llevan a la absorción de nutrientes sean los mismos y estén regulando igualmente la absorción de los no nutrientes (Cataldo *et al.*, 1987). Las similitudes existentes entre las propiedades químicas de un elemento específico y los análogos no nutrientes tales como Cd/Zn (Bryan, 1976; Cataldo *et al.*, 1987; De la Lanza *et al.*, 1989) probablemente sea la explicación para este fenómeno.

Para las dos especies, las diferencias en los contenido de Cd entre épocas y en la interacción estación-época, son significativas y muestran el comportamiento del metal en cada área (Fig. 2a). Las diferencias entre estaciones dependen de la época, haciéndose más evidente en la época seca mayor. En la época mayor de lluvias, cuando se presentaron las concentraciones más bajas, la variación entre las estaciones no presentó diferencias significativas. Durante estas épocas, seca mayor y lluviosa mayor, se presentan los valores de salinidades máximo y mínimo respectivamente. En un trabajo similar realizado sobre organismos de ambientes estuarinos en la CGSM, Campos (1991) encontró resultados similares. Esta relación puede deberse al efecto de dilución que provoca la entrada de agua dulce al estuario durante los meses de lluvias intensas, logrando que disminuya la disponibilidad de metales al formar complejos con el material suspendido, además de aumentar la dispersión de este último (Moore & Ramamoorthy, 1984; Salomons, *et al.*, 1988; Silva *et al.*, 1990). Además la salinidad, considerada por Campos (1990) como el factor ambiental que mayor incidencia tiene sobre las tasas de acumulación de metales pesados en organismos del sistema CGSM, influye ampliamente sobre la disponibilidad de los mismos

(Phillips, 1980; Moore y Ramamoorthy, 1984), la cual depende no sólo de la cantidad total del elemento en el medio sino principalmente de la concentración de iones libres (Anderson & Morel, 1978; Bruland, *et al.*, 1991), los cuales aumentan en relación directa hasta ciertos valores de salinidad (Campos, 1990).

Las concentraciones altas que se presentan en las estaciones CC y RS durante el período seco mayor, reflejan principalmente, el efecto del régimen fluvial del Río Magdalena en la estación CC, así como los aportes provenientes de la SNSM a través del Río Sevilla durante la época de lluvias precedentes. Durante la mezcla estuarina este metal puede precipitar con iones de fosfato o sulfitos o en ausencia de ellos puede estar disponible como Cd^{+2} y formar un complejo con material orgánico para poder ser transportado; no obstante en esta forma puede ser muy inestable (Moore y Ramamoorthy, 1984). Cuando se eleva la salinidad por la disminución de agua dulce en la CGSM, finales de diciembre (Campos, 1990), la forma bivalentes Cd^{+2} se hace presente (Moore y Ramamoorthy, 1984).

Los altos contenidos hallados en la estación RJ se podrían explicar por las corrientes marinas que penetran a la CGSM (comparar Campos, 1992) a través de la Boca de la Barra durante el período seco mayor e influyen directamente sobre el sector norte (Escobar, 1991; Campos, 1992), en donde se encuentra establecida esta estación, causando remoción parcial de metales pesados (Burton, 1976).

A los valores hallados durante el período seco mayor le siguen, con una marcada disminución, los contenidos de las épocas lluviosa menor y seca menor respectivamente. En la época lluviosa menor, la estación RS presentó la mayor concentración para *R. mangle*, mientras que en *A. germinans* se presentó en el RJ, aunque estas diferencias no son significativas con respecto a las otras estaciones. En la época seca menor, a excepción de la estación de CH, todas las demás presentaron contenidos significativamente iguales, lo cual puede ser consecuencia de salinidades relativamente bajas, además de un pH cercano al neutral, al cual el Cd, mediante un quelante orgánico o inorgánico, se precipita fácilmente (pH 7) (Duursma, 1976; Moore y Ramamoorthy, 1984). Este último factor influye ampliamente sobre la solubilización de ciertos metales traza; cambios de 0.3 unidades del pH pueden causar redistribución de este metal entre la fase particulada y la disuelta (Salomons, *et al.*, 1988). La tendencia a disminuir los contenidos, aún durante el último registro en las estaciones de la CGSM puede deberse no sólo a las menores salinidades, sino al incremento en el

pH, favoreciendo la adsorción de metales en los sedimentos como lo explican Moore y Ramamoorthy, (1984) para ecosistemas semejantes. Las razones anteriormente expuestas pueden explicar el comportamiento del metal en la estación de Chengue en donde se esperaban bajos valores para Cd (una menor descarga).

Existen para el Cu diferencias significativas entre épocas, especies y tipos de hojas. Durante el período seco mayor en la CGSM se encontraron mayores contenidos en las hojas de *A. germinans* que en las de *R. mangle* (Figs. 2b y 3b), este hecho respalda la mayor capacidad que tiene esta especie para oxidar el espacio circundante a sus raíces creando así un entorno menos reducido (Lacerda *et al.*, 1993). Estos autores encontraron igualmente mayor cantidad de metales pesados en *A. germinans* por lo cual sugieren que en la rizósfera de esta especie los elementos se encuentran más disponibles, pues al suplir oxígeno hacia las raíces se están removiendo también fitotoxinas como sulfitos, facilitando así la absorción de los metales hacia la planta, como también lo sostienen Boto & Wellington, (1984). En la Bahía de CH se presentó una situación contraria; además se puede ver que la concentración de Cu hallada en hojas de mangle rojo fue mayor en el área de Chengue que en la CGSM. La razón para este hecho no es clara, ya que allí no existe una fuente directa, como pueden serlo para la CGSM los ríos que allí llegan. Podría pensarse en una fuente de mineralización natural. Se ha podido establecer que la tasa de absorción de un metal varía con cambios en factores externos medioambientales, sean químicos o físicos, como ya se mencionó, o por cambios en las condiciones fisiológico (Bryan, 1976). De acuerdo con esto, la situación inicialmente planteada puede hallar explicación ya que las condiciones ambientales existentes en las dos áreas de estudio son diferentes. Los niveles de Cu durante los períodos de lluvias fueron significativamente iguales.

La presencia de los valores bajos de Cu durante el tercer registro, puede ser explicada particularmente para las estaciones CC, RJ y CG (Fig. 2b y 3b), teniendo en cuenta que este metal es de rápida absorción y también porque la concentración de iones libres varía inversamente con el pH (Moore y Ramamoorthy, 1984) y en estas estaciones el valor de pH se incrementó. Los contenidos de Cu en la estación RS fueron bajos, a pesar de la influencia directa de materia orgánica que baja de la SNSM como resultado de actividades agroindustriales y ganaderas (Pro-Ciénaga, 1994) y por lo tanto cargados de residuos de herbicidas y pesticidas que constituyen una fuente adicional de contaminación por Cu hacia el medioambiente (Arzul & Maguer, 1990). Este resultado posiblemente se

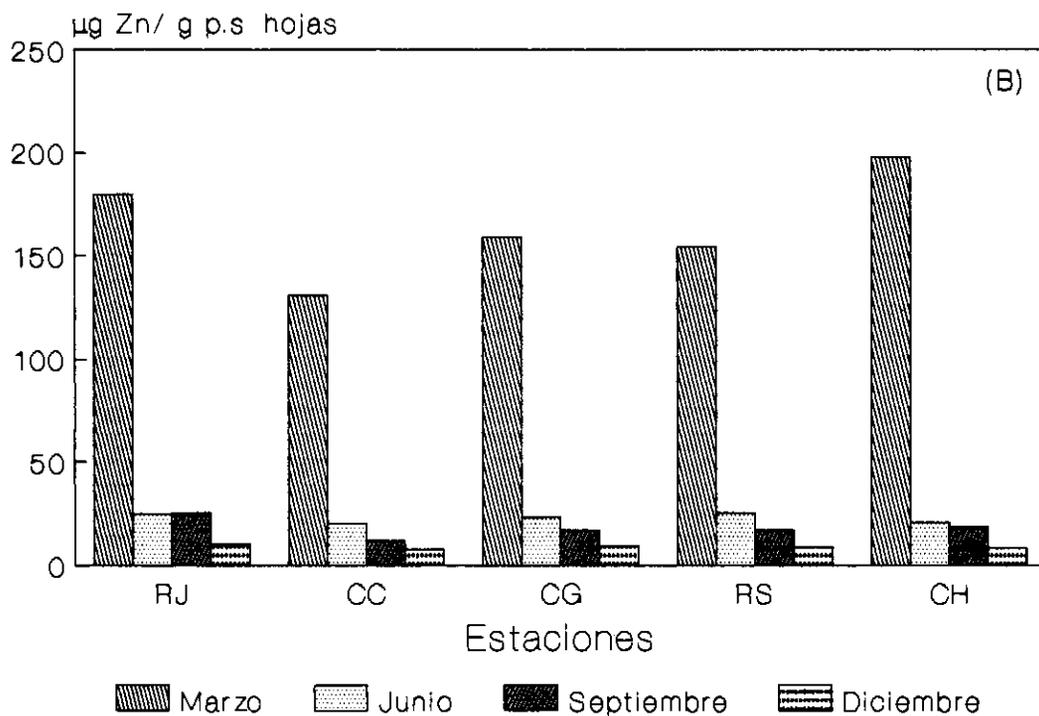
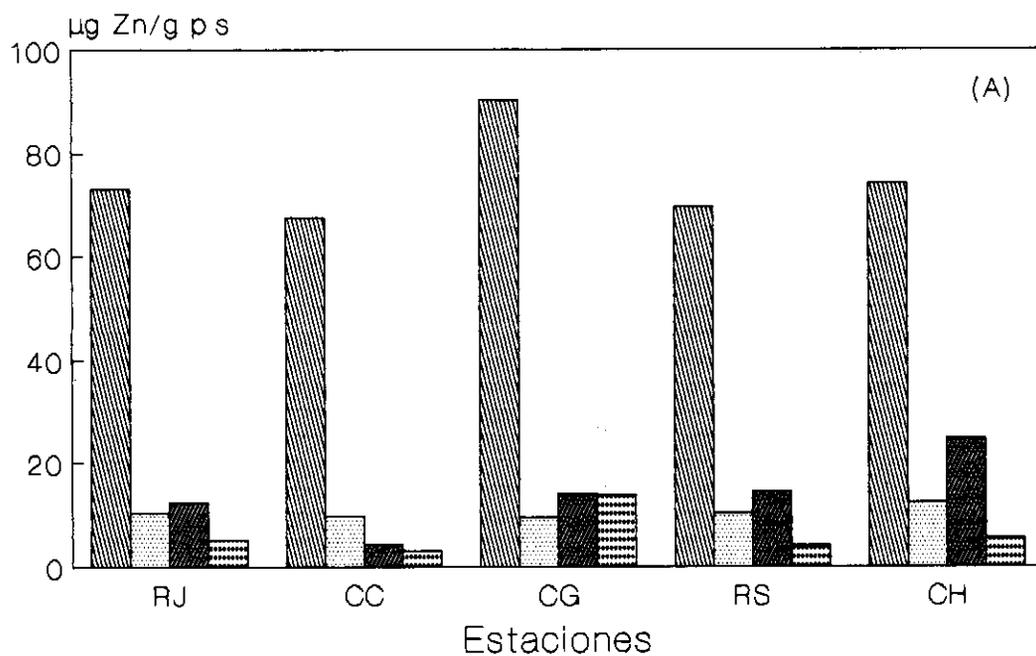


Figura 4. Contenidos de zinc en $\mu\text{g Zn/ g}_{ps}$ en hojas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A) y *Avicennia germinans* (B) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

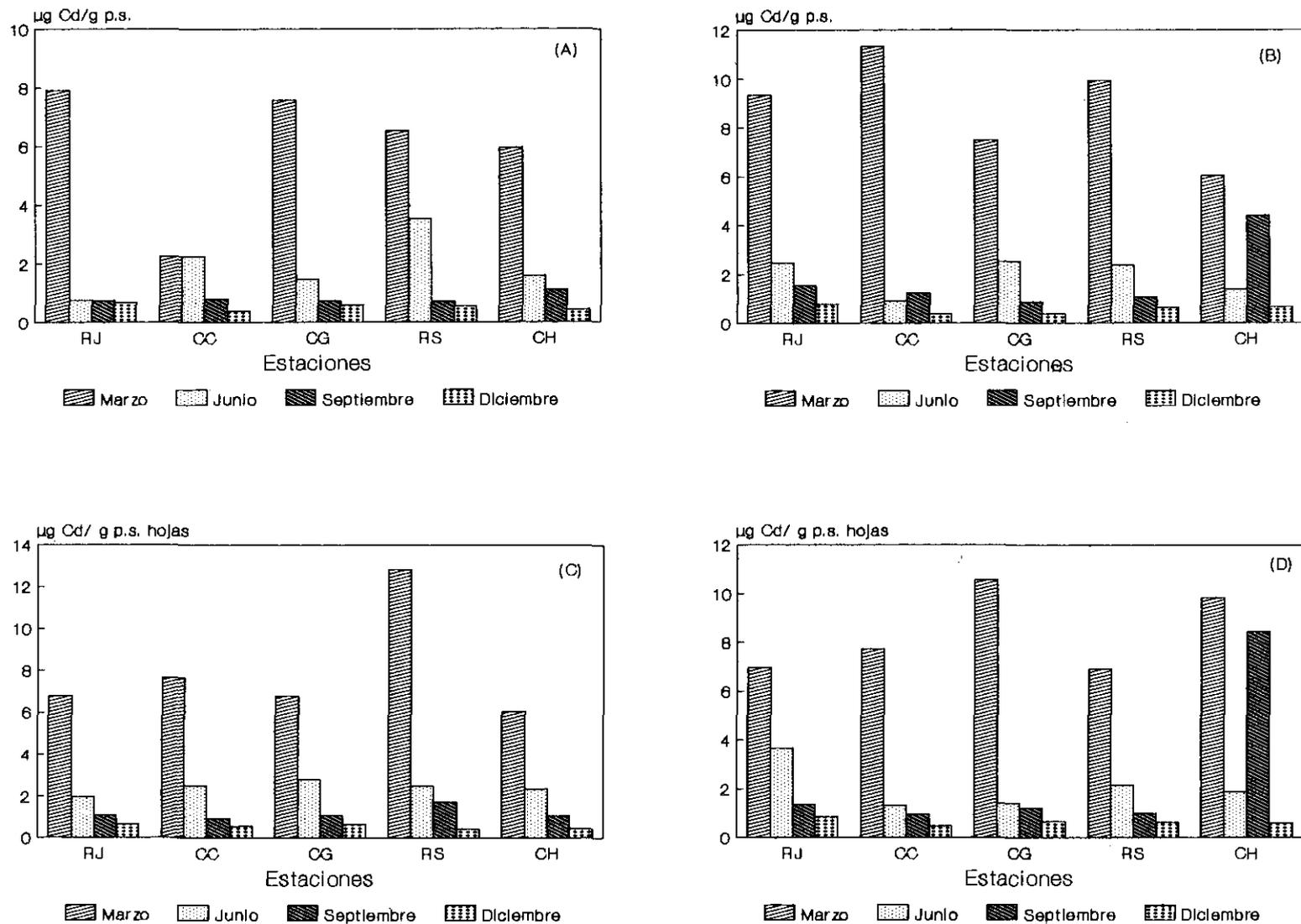


Figura 5. Contenidos de cadmio en $\mu\text{g Cd/g p.s.}$ en hojas jóvenes y viejas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A y B) y *Avicennia germinans* (C y D) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

debió a la descarga de sustancias húmicas de los ríos del piedemonte de la SNSM en el sector oriental (Campos, 1991), lo cual estaría disminuyendo la disponibilidad de Cu (Clough *et al.*, 1983) al ser estas sustancias excelentes quelantes de metales pesados (Groot *et al.*, 1976; McKnight *et al.*, 1988).

Las diferencias entre los contenidos de Cu para los tipos de hojas también fueron significativas, sin embargo, esto sólo tiene sentido interpretándolo para cada especie. Se observa que existe una mayor concentración del metal en hojas jóvenes que en viejas para las dos especies, tanto en el área de la CGSM como en la Bahía de Chengue (Fig. 2b y 3b). Aunque no existe un mecanismo conocido que explique claramente como se realiza la absorción de metales pesados por las plantas, Bryan (1976) sugiere que se trata de un proceso pasivo y Cataldo *et al.*, (1987) sostienen que estos elementos son tomados por la célula a través de un mecanismo de transporte activo de la membrana celular sobre el cual la planta tiene algún control. Petersen (Brown, 1988) trabajó con estaño en manglares y encontró resultados que le permiten suponer que se está llevando a cabo la acumulación del metal, ya que determinó una mayor concentración de estaño en hojas viejas; no sucedió así con los contenidos de Cu y otros metales medidos, los cuales se encontraron en mayor concentración en hojas jóvenes. Al respecto Phillips (1980) sostiene que cuando se considera la planta completa, las concentraciones de los metales encontrados dependen de la tasa de crecimiento junto con la dilución de los niveles pre-existentes del metal en la planta, lo cual sugiere que las partes viejas contienen mayor concentración de metales que las partes jóvenes aun en crecimiento y que los metales son retenidos una vez se unen a las plantas. Con lo anteriormente expuesto se podría deducir que las plantas de manglar están regulando este metal ya que los resultados muestran una mayor concentración de Cu en las hojas jóvenes de *R. mangle* y *A. germinans*.

El Zn presentó un comportamiento similar al Cd. Durante el período seco mayor se presentaron los contenidos más altos, los cuales fueron disminuyendo hasta presentar los más bajos durante el período mayor de lluvias (Fig. 2c). Ante este comportamiento cabe mencionar que Zn es muy afín al Cd, como sostienen De la Lanza *et al.*, (1989) presentando muchas veces efectos antagónicos (Karez, 1988).

La disponibilidad de Zn, así como la de Cd y Cu, depende de su especiación química y al igual que ellos, el Zn está presente en solución acuosa principalmente como Zn^{+2} y su toxicidad está dependiendo, en gran medida,

del pH del agua, el cual regula la concentración de estos iones en solución (Moore y Ramamoorthy, 1984). La presencia de Zn en las hojas de mangle de la estación de CH puede deberse a que residuos de metales pesados como éste convergen al mar utilizando diversas vías como el aire y los ríos (Phillips, 1980), y una vez en este medio se esparcen por influencia de las corrientes y oleaje (Salazar *et al.*, 1986). Este hecho es un fiel reflejo del extenso e intensivo uso de este metal en la industria (Karez, 1984; Sheehan, 1984; Moore y Ramamoorthy, 1988).

Durante las épocas lluviosa menor y seca menor, los valores disminuyeron y fueron significativamente iguales. En relación con este hecho Helman (Groot *et al.*, 1976) anota que el porcentaje de Zn transportado en forma sólida depende de las descargas de agua, en donde a mayor entrada, como en la época lluviosa mayor, disminuye la presencia de Zn en el material suspendido, comparado con el período de descargas menores. Las altas concentraciones encontradas en las estaciones de la CGSM (Fig. 2c y 3c), pueden estar reflejando la mayor influencia de los ríos del sector oriental de la SNSM, así como para el sector nor-occidental la del Río Magdalena, disminuida ampliamente en los últimos tiempos por el taponamiento de los caños por los cuales el río se comunicaba con la CGSM (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 la liberación de Zn (Groot *et al.*, 1976). La biodisponibilidad del Zn entonces, estará dependiendo de su afinidad por sustancias orgánicas y coloidales (Moore y Ramamoorthy, 1984) que al hacer contacto con los sedimentos de los manglares, altamente reductores, rompen las uniones, facilitando la movilidad y aumentando la solubilidad del metal (Silva *et al.*, 1990). Por otro lado las fracciones aglutinantes orgánicas parecen dominar la especiación del metal en estado disuelto (Bruland *et al.*, 1991) por lo cual se podría pensar, que los contenidos de materia orgánica en sedimentos en el área de la CGSM (entre 2 y 23 % de su peso) son bajos para que se presente reabsorción de metales pesados antes liberados, como lo confirman Lacerda y Abrão (1984). La explicación de una mayor concentración del metal en *A. germinans* que en *R. mangle* podría ser la misma que la encontrada para Cd y Cu ya que en un entorno más oxidado se puede presentar mayor liberación de metales.

En general los tres metales, Cd, Cu y Zn, tuvieron mayores concentraciones durante la época seca y su comportamiento fue significativamente igual en el resto de ellas. Además los contenidos fueron mayores para la especie *A. germinans* que para *R. mangle* y este comporta-

miento es constante a través del tiempo (interacción especie-época no fue significativa) y a excepción del Zn, las diferencias entre estaciones no fueron significativas para los otros dos metales. Para las especies estudiadas no hubo diferencias significativas en los contenidos de ninguno de los metal entre las estaciones de la CGSM con la estación establecida en el PNNT, Bahía de Chengue (Figs. 2 y 3).

Los contenidos de cadmio, cobre y zinc halladas en *R. mangle* y *A. germinans*, se comparan en la tabla 3 con las señaladas en otros lugares para los mismos géneros *Rhizophora* y *Avicennia*. A pesar de que se han realizado numerosas investigaciones sobre concentraciones de metales pesados en algas marinas (Harrison & Morel, 1983; Murphy *et al.*, 1984), fitoplancton (Karez *et al.*, 1988;) la información publicada sobre concentraciones de metales pesados en especies halófilas como los manglares es muy limitada y solamente algunos autores como (Walsh *et al.*, 1979; Lacerda *et al.*, 1985; 1986; Silva *et al.*, 1990) han estudiado este aspecto.

Las concentraciones de Cd en *R. mangle* están en general por debajo de las señaladas por Walsh *et al.*, (1978) para plántulas en cultivo. Los registros de Carter (Walsh *et al.*, 1978) para Cd en plántulas cultivadas en iguales condiciones a las de Walsh *et al.*, (1978) no difieren mucho de los hallados para las dos áreas de estudio, en donde los valores mínimos estuvieron por debajo del rango de valores reportado por ellos. Sin embargo, en la CGSM el valor más alto lo sobrepasa ligeramente. La variabilidad en los contenidos de este metal están ocasionados principalmente por los altos valores registrados durante el primer registro, en contraste con los valores bajos hallados durante los restantes, de tal forma que se puede deducir que los ríos que llegan a la CGSM influyen sobre los contenidos y son las principales fuentes para este metal.

Las concentraciones de Cu halladas en las dos especies estudiadas fueron mayores que las encontradas por los autores citados. Se debe mencionar también que estos datos se encontraron en áreas consideradas altamente contaminadas, por lo tanto se puede afirmar que a la CGSM y

Tabla 3. Comparación de las concentraciones de Cd, Cu y Zn ($\mu\text{g/g}$) en hojas de *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* de cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y una en la Bahía de Chengue, con las señaladas para especies de los mismos géneros en diferentes lugares del mundo. (Se dan los valores promedios y entre paréntesis los rangos).

Género	Cd	Cu	Zn	Localidad	Referencia
<i>Rhizophora</i>	2.80 (0.38-8.63)	17.87 (3.19-70.2)	25.74 (3.19-90.21)	CGSM	Walsh <i>et al.</i> , 1978 Silva <i>et al.</i> , 1990 Brown, 1988 Lacerda <i>et al.</i> , 1986 Snedaker & Brown, 1981
	2.69 (0.54-6.00)	20.59 (5.59-62.0)	29.27 (5.54-74.01)	Bahía de Chengue	
	(0.80-6.00)	—	—	Florida (E.U.)	
	—	5.10	—	B. Sepetiba, Brasil	
	—	2.70	6.70	Penang, Malasia	
	—	9.00	19.00		
	—	(3.0-34.0)	(10.0-34.0)	Brasil	
<i>Avicennia</i>	3.17 (0.52-9.89)	24.76 (2.5-123.24)	51.55 (7.67-179.78)	CGSM	Lacerda <i>et al.</i> , 1986 Brown, 1988
	3.85 (0.52-7.95)	18.81 (5.85-47.01)	61.32 (8.15-197.58)	Bahía de Chengue	
	—	10.0	35.00	Brasil	
	—	(3.0-19.0)	(20.0-66.0)		
	—	6.00	19.00	Penang, Malasia	

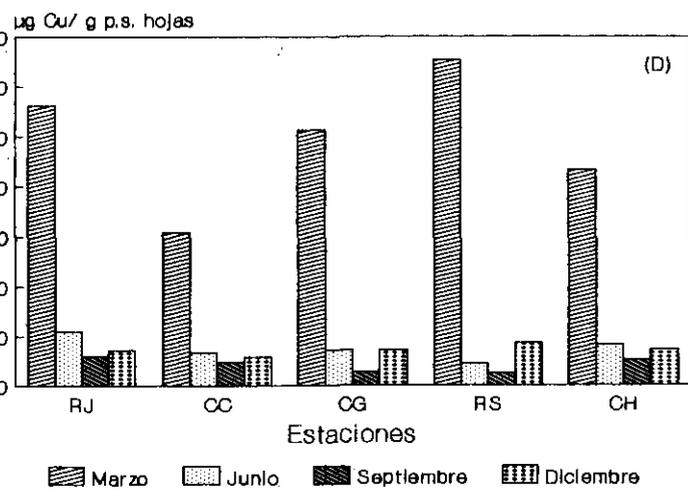
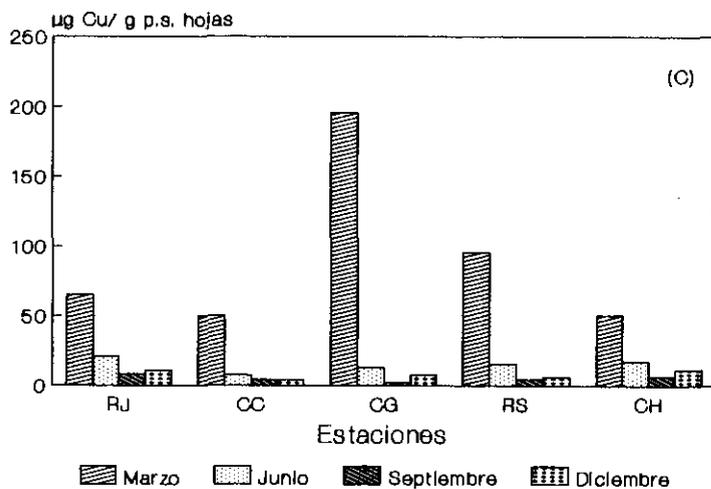
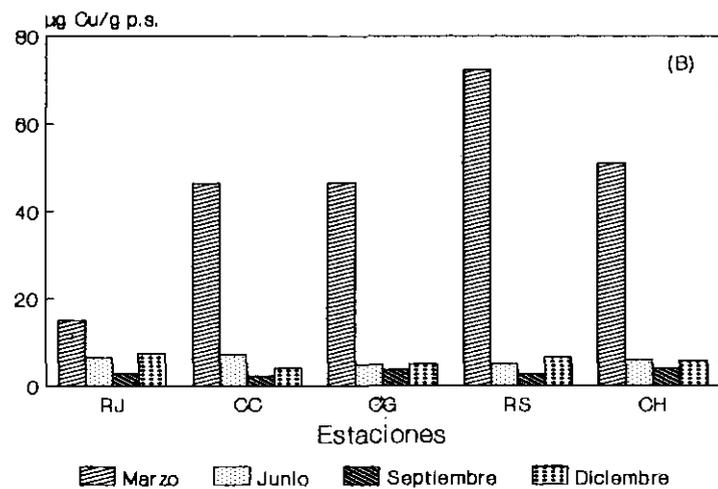
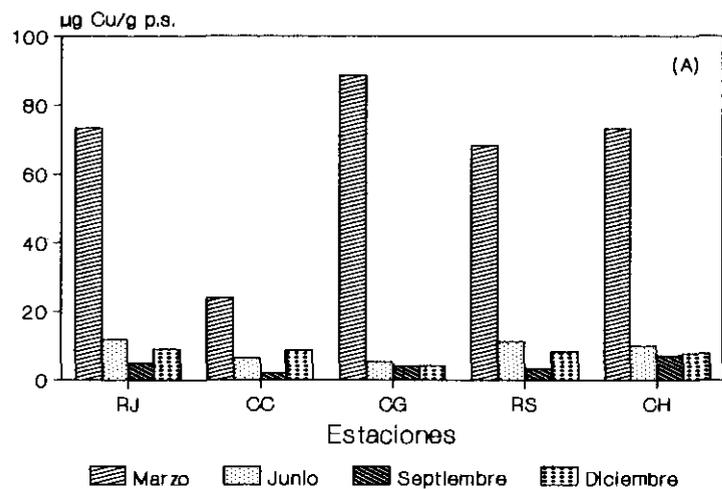


Figura 6. Contenidos de cobre en $\mu\text{g Cu/g p.s.}$ en hojas jóvenes y viejas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A y B) y *Avicennia germinans* (C y D) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarín, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

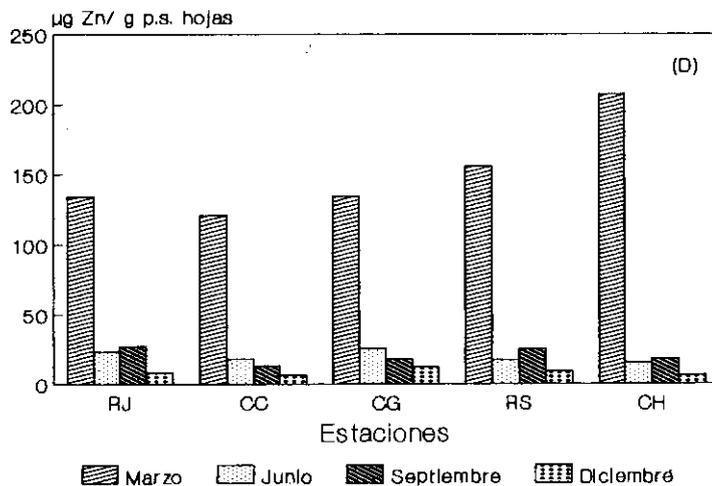
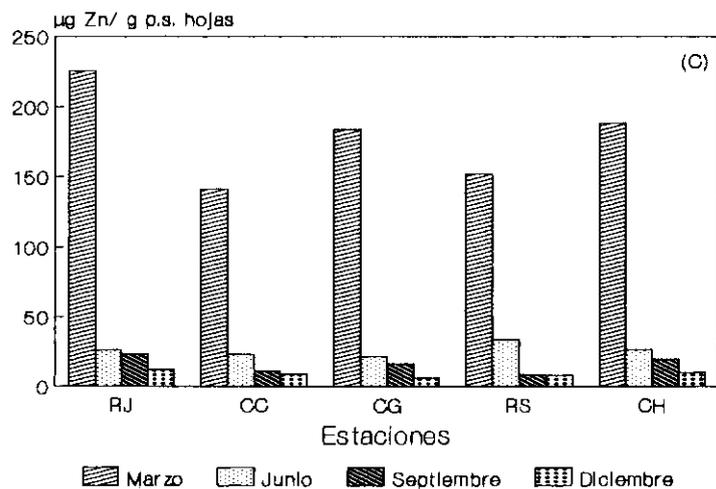
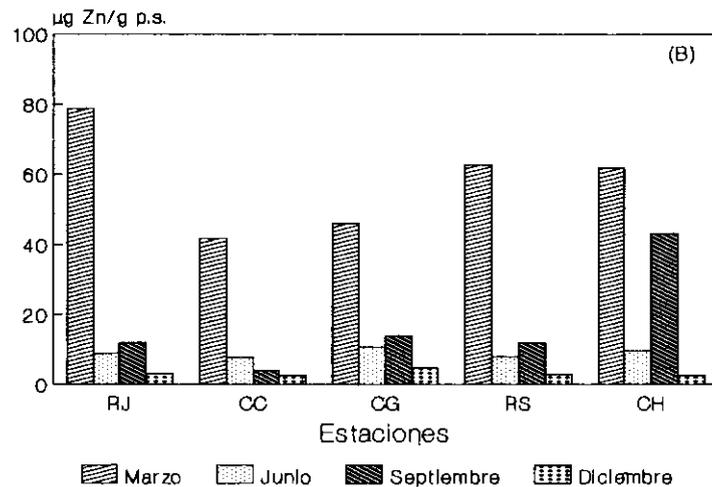
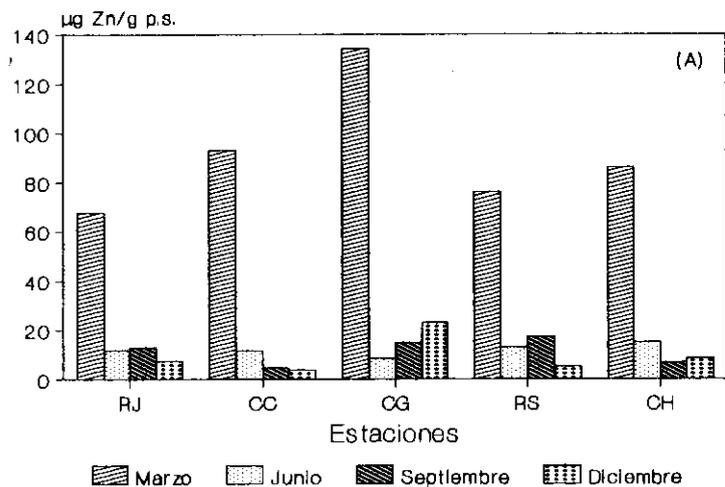


Figura 7. Contenidos de zinc en µg Zn/ g_{ps} en hojas jóvenes y viejas de dos especies de mangle *Rhizophora mangle* (A y B) y *Avicennia germinans* (C y D) en cuatro estaciones de la Ciénaga Grande de Santa Marta y una en la Bahía de Chengue. RJ: Rincón del Jagüey, CC: Canal del Clarin, CG: Caño Grande, RS: Río Sevilla y CH: Bahía de Chengue.

B. de Chengue están llegando altos niveles de cobre. **Lacerda et al.**, (1986) señalan valores promedios de zinc en *R. mangle*, menores a los encontrados en las dos áreas de estudio. Los valores máximos hallados, tanto en el área de la CGSM como en la B. de Chengue, duplican el valor más alto indicado por estos autores. Las concentraciones de *A. germinans* fueron más altas en las dos áreas de estudio que las indicadas por **Lacerda et al.**, (1986), quienes encontraron valores máximos, que no superan el valor medio de los máximos hallados aquí. Desafortunadamente no se han establecido niveles de concentración que sirvan de referencia para determinar si estas concentraciones pueden ser deletéreas para las especies.

La baja correlación que se presentó entre los contenidos de metales en hojas y los señalados en sedimentos por **Gallo y Campos** (en prensa), de acuerdo con los resultados estadísticos, podría estar relacionada con los procesos geoquímicos involucrados en la inmovilización de estos contaminantes, principalmente en sedimentos de ecosistemas de manglares, los cuales disminuyen la disponibilidad hacia las plantas.

Por otra parte, sólo los contenidos de cobre en hojas viejas de *A. germinans* guardaron relación con los contenidos de cobre en sedimentos, probablemente por las características propias del espacio circundante a las raíces de esta especie en el que se presenta un medio menos reducido (**Lacerda et al.**, 1988) dando lugar a una mayor liberación de metales pesados (**Aston & Chester**, 1976).

De acuerdo con lo expuesto se puede concluir que el pH y la salinidad influyen sobre la acumulación de metales por los manglares, el pH inversamente mientras que la salinidad directamente. Las condiciones ambientales propias de cada época incidieron sobre la variación de los contenidos de Cd, Cu y Zn en hojas de *R. mangle* y *A. germinans*. Al comparar los contenidos de Cd, Cu y Zn en hojas jóvenes y viejas de *R. mangle* y *A. germinans* se observa en la mayoría de las estaciones, una mayor concentración en hojas jóvenes. Los contenidos de metales en hojas de *A. germinans* fueron siempre mayores a las encontradas en *R. mangle* debido a que estas dos especies presentan mecanismos diferentes que les permiten tomar y acumular metales pesados. Las concentraciones halladas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, no fueron estadísticamente diferentes a las concentraciones halladas en el área de la B. de Chengue.

Bibliografía

- Allen, S.E., J.A. Parkinson, & A.P. Rowland**, 1989. Pollutants: 201-239. En: O. Mead (E), Chemical Analysis of Ecological materials. Blackwell Publications, Oxford, 368.
- Allen, S.E.**, 1989. Analysis of vegetation and other organic materials: 46-61. En: Osney Mead (E), Chemical Analysis of Ecological material. Blackwell Publications, Oxford, 368.
- Anderson, D.M., & F.M.M. Morel**, 1978. Copper sensitive of *Gonyaulax tamarensis*. Limnol. Oceanogr. 23(2): 283-295.
- 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 233 p.
- Aston, S.R. & R. Chester**, 1976. Estuarine sedimentary processes: 37-52. En: J.D. Burton & P.S. Liss (Eds.), Estuarine chemistry. Academic Press, London, 229.
- Arzul G. & J.F. Maguer**, 1990. Influence of pig farming on the copper content of estuarine sediments in Brittany, France. Mar. Poll. Bull. 21(9): 431-434.
- Boto, K.G. & J.T. Wellington**, 1984. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. Estuaries, 7(1): 61-69.
- Brown, B. E.** 1988. Fate of metals in biota and biological interactions in the tropical coastal zone, 109-121. En: U. Seeliger L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam (Eds.), Metals in coastal environments of Latin America. Springer Verlag Berlin, 297.
- Bruland, K.W., J.R. Donat & D.A. Hutchins**, 1991. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. Limnol. Oceanogr., 36(8): 1555-1577.
- Bryan, G.W.**, 1976. Some aspects of heavy metals tolerance in aquatic organisms: 7-34. En: A.P.M. Loock Wood (E.), Effects of pollutants on aquatic organisms. Cambridge University Press, Cambridge, 193.
- Burton, J.D.**, 1976. Basic properties and processes in estuarine chemistry: 131-157. En: Burton, J.D. & P.S. Liss (E.): Estuarine chemistry. Academic Press, London, 229.
- Campos, N.H.**, 1984. Zur Belastung einiger Muschelarten de karibischen Küste Kolumbiens mit Schwermetallen. 116 p. Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Kiel (R.F.A.).
- , 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. Cont. amb., 9(17): 63-70.
- , 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Caldasia 16(77): 231-244.
- , 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.
- , 1992. Descarga de metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano, con el material suspendido. Cont. amb., 23: 11-23.
- Cataldo, D.A., R.E. Wildong & T.R. Garland**, 1987. Speciation of trace inorganic contaminants in plants and bioavailability to animals: An overview. J. Environ. Qual., 16(4): 289-295.
- Cintron, G. & Schaeffer-Novelli**, 1983. Mangrove forest: Ecology and response to natural and man induce stressors, 87-109. En: Ogden, J.C. & E. H. Gladfelter (E). Coral reefs, seagrass beds and mangroves: their interaction in the coastal zones of the caribbean. UNESCO, 132.

- Clough B.F., K.G. Boto & P.M. Attiwill., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation: 151-161. En: Teas H. J. (E), Dr. W. Junk Publishers, Lancaster. Biology and Ecology of Mangroves. Tasks for Vegetation Science Series. Vol. 8., 188.
- 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.
- Chung, K.S., 1978. Cadmium tolerance of the white mullet *Mugil curema* and its use to predict survival, probability in polluted sea waters. Bol. Inst. Oceanogr. Oriente, 17(1 & 2): 105-107.
- Dalziel, J & C. Baker, 1983. Métodos analíticos para medir la presencia de metales mediante espectrofotometría de absorción atómica, 15-22. En: FAO/SIDA (E.), Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 9. Análisis de la presencia de metales y organoclorados en la pesca, 212.
- Davis, R.A. Jr., 1978. Principles of oceanography. R.A. Davis, Jr. (E.), Reading Addison-wesley Publishing Company, Massachusetts, 505.
- De la Lanza, G., M.M. Ortega, J.L. Laparra, R.M. Carrillo & J.L. Godínez, 1989. Análisis químico de metales pesados (Hg, Pb, Cd, As, Cr y Sr) en algas marinas de baja California. An. Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Ser. Bot., 59(1): 89-102.
- De Laune, R.D., C.N. Reddy & W. H. Patrick, Jr., 1981. Effect of an estuarine sediment. J. Environ. Qual., 10(3): 276-278.
- Duursma, E.K., 1976. Radioactive tracers in estuarine chemical studies, 159-184. En: Burton J.D. & P.S. Liss (E.): Estuarine chemistry. Academic press, London, 229.
- Escobar, A., 1991. Planos inundables del Caribe colombiano. En: CORPES (E), Perfil ambiental del caribe colombiano, 1(8):1-21.
- 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.
- 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.
- Harrison, G. Y. & F.M.M. Morel. 1983. Antagonism between cadmium and iron in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. J. Phycol., 19: 595 - 607.
- Head, P.C., 1976. Organic processes in estuaries: 54-91. En: J.D. Burton & P.S. Liss (E), Estuarine chemistry. Academic press, London, 229.
- Jiménez, J.A. & A.E. Lugo, 1984. Tree mortality in mangrove forest. Biotrópica 17(3): 177-185.
- Karez, C.S., M. Romeo & M. Gnassia-Barelli, 1988. Uptake of Zn and Cd by coastal phytoplankton species in culture, 130-139. En: U. Seeliger L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam (Eds.), Metals in Coastal environments of Latin America. Springer-Verlag, 297.
- Lacerda, L. D. de, & J. J. Abrão, 1984. Heavy metal acumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. Rev. Brasil, Bot. 7: 49-52.
- Lacerda, L. D. de, 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. de, C.E. Resende, D.M. Villela & M.C. Fernández, 1986. Metallic composition of mangrove leaves from the southeastern Brazilian coast. Rev. Brasil. Biol., 46(2):395-399.
- Lacerda, L. D. de, L. A. Martinelli, C. E. Rezende, A., A. Mazeto, A. R. C. Ovale, R. L. Victoria, C. A. R. Silva, & A. B. Nogueira, 1988. The fate trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. Scien. Total Envir., 75: 169-180.
- Lacerda, L. D. de, C. E. V. Carvalho, K. F. Tanizaki, A. R. C. Ovale & E. Rezende., 1993. The biogeochemistry and trace metals distribution of mangrove Rhizospheres. Biotrópica 25 (3): 252-257.
- Manjarrés, G. 1991. Los manglares de la costa Caribe colombiana. En Corpes (E): Perfil ambiental del caribe colombiano, 1(7): 1-14.
- McKnight, D.M., K. A. Thorn & R. L. Wershaw. 1988. Rapid changers in dissolved humic substances in Spirit Lake and South Fork Castle Lake, Washington. Limn. Oceanogr., 33 (6): 1527-1541.
- Moore, J.W. & S. Ramamoorthy, 1984. Heavy metals in natural waters. Springer Verlag, Nueva York, 233 p.
- Murphy, L. S., R. R. L. Guillard & J. F. Brown. 1984. The effects of iron and manganese on copper sensitivity in diatoms: differences in the response of closely related neritic oceanic species. Biol. Oceanog., 3 : 187 - 201.
- Odum, W.E. & R.E. Johannes, 1975. The Response of mangroves to man-induced environmental stress, 52-62. En E.J. Wood & R.E. Johannes (E). Tropical marine pollution. Elsevier oceanography. 12: 178.
- Ovale, A.R.C., C. E. Rezende, L.D. Lacerda & C.A.R. Silva. 1990. Factors affecting the hydrochemistry of a mangrove tidal creek, Sepetiba bay, Brazil. Est., Coast. Shelf Sci., 31: 639 - 650.
- Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Applied Science, Londodres, 488.
- Pro-Ciénaga, 1994. Estudio de impacto ambiental: Reapertura de Canales en el Delta Exterior Derecho del Río Magdalena: Informe Final, Pro-Ciénaga, 382.
- Salazar, J.C., J. Bonilla & B. Gamboa, 1986. Metales pesados y materia orgánica en los sedimentos superficiales de la laguna Las Marites. Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela. Univ. Oriente, 25 (1 y 2): 137-154.
- Salomons, W., H. Kerdijk, H. Van Pagee, R. Klomp & A. Schreur, 1988. Behaviour and impact assessment of heavy metals in estuarine and coastal zones: 157-198. En: U. Seeliger L.D. de Lacerda & S.R. Patchineelam (E). Metal in coastal environments of Latin America, Springer- Verlag, Berlin, 297.
- Sheehan P.J., D.R. Miller, G.C. Butler & P. Bourdeau, 1984. Efectos of pollutants at the ecosystem level., Escape 22, (E), Chichester, 443.
- Silva C.A.R., L.D. Lacerda & C.E. Rezende., 1990. Metals reservoir in a red mangrove forest. Biotropica 22 (4): 339-345.
- Walsb, 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.