

AVENTURAS Y DESVENTURAS EN MACONDO: REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COLOMBIA

ADVENTURES AND MISFORTUNES IN MACONDO: REHABILITATION OF THE CIENAGA GRANDE DE SANTA MARTA LAGOON COMPLEX, COLOMBIA

**Victor H. Rivera-Monroy^{1*}, Robert R. Twilley¹, Ernesto Mancera², Ariel Alcantara-Eguren³,
Edward Castañeda-Moya¹, Oscar Casas Monroy⁴, Paola Reyes⁴, Jorge Restrepo⁴, Laura
Perdomo⁴, Elizabeth Campos⁴, Gustavo Cotes² y Efraín Viloria⁴**

¹Wetland Biogeochemistry Institute and Department of Oceanography and Coastal Sciences,
Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA 70803. E-mail: vhrivera@lsu.edu

² Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia.

³ Departamento de Ciencias e Ingenierías. Universidad Iberoamericana-Puebla, Mexico Boulevard
del Niño Poblano 2901, Unidad Territorial Atlixcaoytl, 72430 Puebla, Puebla, Mexico.

⁴ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), P.O. Box 1016 Santa Marta,
Magdalena, Colombia.

RESUMEN

Se presenta el estado de cambio (1992-2000) de indicadores ecológicos seleccionados como medidas de éxito del proyecto de rehabilitación de bosques de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Colombia, en respuesta a cambios hidrológicos iniciados en 1995. Existe una reducción significativa de la salinidad del agua y del suelo en todas las estaciones de muestreo como resultado de la reconexión hidráulica de los caños Clarín y Aguas Negras con el Río Magdalena. La salinidad del agua intersticial del suelo (profundidad 0,5 m) (7 estaciones) y de la columna de agua (0,5 m) (10 estaciones) se redujo (suelo <30 g kg⁻¹; agua <10 g kg⁻¹) significativamente de 1994 al 2000. Durante 1994 los valores de salinidad del agua intersticial del suelo fluctuaron entre 40 g kg⁻¹ (Rinconada) y 100 g kg⁻¹ (KM 13), mientras que la salinidad en la columna de agua fluctuó entre 25-35 g kg⁻¹ para la mayoría de las estaciones muestreadas. Esta reducción de la salinidad facilitó la regeneración del bosque de manglar con una ganancia neta de 99 km² de 1995 a 1999. La alta precipitación registrada en los años 1995 y 1999 como resultado del fenómeno El Niño-La Niña (ENSO), y coincidente con la apertura de los caños, influyó significativamente en la rápida regeneración del bosque de manglar. La falta de inversión económica para el mantenimiento de las obras hidráulicas a partir de 2001 y hasta 2004 causó un incremento gradual de la salinidad y el deterioro de la vegetación regenerada. Se requiere de un esfuerzo internacional y del Gobierno Colombiano para mantener en forma sostenida los beneficios sociales y económicos estratégicos alcanzados hasta 2000 en la región de la CGSM.

Palabras claves: manglar, salinidad, *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, ENSO, rehabilitación.

ABSTRACT

We describe trajectories of selected ecological indicators used as performance measures to evaluate the success of a mangrove rehabilitation project in the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) Delta-Lagoon complex, Colombia, as result of freshwater diversions initiated in 1995. There is a significant reduction in soil and water column salinity in all sampling stations following the hydraulic reconnection of the Clarín and Aguas Negras channels to the Magdalena River. Soil interstitial water salinity (depth: 0.5 m) (7 stations) and water column salinity (0.5 m) (10 stations) values declined significantly (soil <30 g kg⁻¹; water <10 g kg⁻¹) from 1994 to 2000. During 1994 soil interstitial water salinity ranged from 40 g kg⁻¹ (Rinconada) to 100 g kg⁻¹ (KM 13), while water column salinity fluctuated between 25-35 g kg⁻¹ for most of the sampling stations. This salinity reduction increased mangrove forest regeneration promoting a net gain of 99 km² from 1995 to 1999. The high precipitation recorded in 1995 and 1999 caused by El Niño-La Niña (ENSO), coinciding with the channels rehabilitation, influenced rapid mangrove

regeneration. The lack of economic investment in the maintenance of the diversion structures from 2001 to 2004 caused a salinity increase affecting negatively already restored vegetation. A sustainable effort from the international community and the Colombian government is needed to maintain the strategic social and economic benefits reached until 2000 in the CGSM region.

Keywords: mangroves, salinity, *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, ENSO, rehabilitation.

INTRODUCCIÓN

Macondo, el pueblo mágico de Gabriel García Márquez descrito en su novela clásica “Cien Años de Soledad”, se encuentra localizado en una de las regiones costeras más reconocidas en la costa Caribe de América Tropical. Aunque su origen parte de un “realismo mágico”, el entorno ecológico de Macondo es una realidad y actualmente enfrenta un deterioro significativo debido a la extensión e intensidad de las actividades humanas. Macondo es el pueblo de Aracataca (García-Márquez 2002), localizado en la margen del Río Aracataca y próximo a su desembocadura hacia la laguna costera más extensa de Colombia (450 km²): la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). La CGSM forma parte de la Reserva de la Biosfera (493.150 ha) establecida por la UNESCO en 2000 y es uno de los parques nacionales (23.000 hectáreas) de mayor importancia a nivel nacional debido a su papel en el desarrollo social y económico de Colombia. La CGSM es también parte del sistema delta lagunar del Río Magdalena, el cual es el río más extenso de Colombia (1540 km) y el único que desemboca directamente en el Mar Caribe (Restrepo y Kjerfve 2000, Rivera-Monroy *et al.* 2004). En la boca del Río Magdalena se asienta la Ciudad de Barranquilla, una de las ciudades más pobladas (~2 millones) de la zona costera de Colombia con una amplia riqueza histórica, cultural y económica.

A partir de 1993, la CGSM ha sido objeto de uno de los proyectos de rehabilitación de humedales costeros más ambiciosos en Latinoamérica (Botero y Mancera 1996, Botero y Salzwedel 1999, Rivera-Monroy *et al.* 2004). La mortalidad masiva (246.24 km² en 43 años – 1956-1999) de una amplia extensión (511.5 km² en 1956) de bosques de manglar, uno de los humedales más productivos (2,5 g C m⁻² día⁻¹) a nivel mundial (Jennerjahn y Ittekkot 2002), como resultado de la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga y otras obras de infraestructura iniciadas a finales de la década de los 60, dieron lugar a un esfuerzo nacional e internacional para tratar de recuperar la vegetación,

mejorar la calidad del agua, y revertir el colapso de pesquerías de importancia comercial a nivel local y regional. El proyecto de rehabilitación de la Región de la Ciénaga Grande de Santa Marta (RCGSM) puede ser clasificado como el proyecto de rehabilitación de bosques de manglar más extenso en Latinoamérica. El área de influencia de este proyecto es de más de 350 km² comparable a proyectos de esta magnitud en Bangladesh (1200 km²), India (100 km²), Indonesia (400 km²), las Filipinas (440 km²), y Vietnam (530 km²) (Field 1999). Aunque no existen datos publicados sobre la inversión total del proyecto, se estima que en un lapso de 10 años (1993-2003) se han invertido más de 40 millones de dólares, un cifra considerable para las realidades ambientales, sociales y económicas en Latinoamérica dada la escala y metas del proyecto de rehabilitación. Por ejemplo, en países asiáticos, la principal medida de rehabilitación ha sido la reforestación, mientras que en la RCGSM la principal acción ha sido la modificación de la hidrología a nivel regional para promover la disminución de la salinidad de los suelos de manglar, y facilitar la regeneración natural de los bosques de manglar; esto último con el objeto de crear hábitats para la recuperación de las pesquerías artesanales y comerciales de importancia económica para la región. Estas metas del proyecto de rehabilitación de la RCGSM necesitan ser evaluadas cuantitativamente para determinar hasta qué punto el proyecto ha tenido éxito desde el inicio de su planeamiento (1993) y durante su ejecución (1996-2001).

Nuestro objetivo en este trabajo es presentar el estado de cambio de indicadores ecológicos (propiedades estructurales y funcionales) seleccionados como medidas de éxito (Twilley y Rivera 2005) en respuesta a cambios hidrológicos iniciados en 1995 como parte del proyecto de rehabilitación en la RCGSM. Estos indicadores incluyen la estructura y distribución espacial del manglar, cambios en la salinidad del agua e intersticial del suelo, y una descripción general de las tendencias en las pesquerías de mayor

importancia económica. Para evaluar el éxito del proyecto se hace una comparación con datos más recientes (2001-2004) y se destaca el papel relativo de los cambios del ecosistema por perturbaciones naturales y antropogénicas. Finalmente, se proponen algunas recomendaciones en el contexto del futuro y viabilidad de proyectos de rehabilitación a gran escala en América tropical.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está localizada en la región noroccidental del departamento del Magdalena ($10^{\circ} 43' - 11^{\circ} 00'$ Norte y $74^{\circ} 16' - 74^{\circ} 38'$ Oeste) en la costa Caribe de Colombia (Figura 1). El área es conocida como la llanura deltáica del río Magdalena (Bernal 1996), la cual colinda al este con la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) (Hernández y Gocke 1990) y al norte esta separada del Mar Caribe por la Isla de Salamanca. El área de influencia del proyecto de rehabilitación es el sistema lagunar marginal (SLM) (Bernal y Betancur 1994, Bernal 1996) (Figura 1). Este sistema esta conformado por la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) (extensión: 450 km^2 , profundidad media: 1,5 m) y el complejo lagunar de Pajarales (CP) (120 km^2) que incluye las ciénagas de Pajaral, La Luna, Juncal, La Aguja, y el Chino. Estos subsistemas están constituidos por humedales de agua dulce, bosques de manglar, playones salinos y por un sistema de canales y lagunas (Botero y Salzwedel 1999). A nivel geomorfológico, la región de la CGSM puede ser clasificada como de tipo I (Thom 1982), definido como un sistema costero dominado por ríos y condiciones áridas, y con una reducida amplitud de la marea (20-30 cm) (Twilley *et al.* 1999). Este sistema es el ecosistema delta-lagunar mas extenso en el área del Caribe con una extensión de 1280 km^2 (incluye lagunas costeras, canales y bosques de manglar). Esta delimitado al este y sureste por el piedemonte de la SNSM (la montaña costera mas alta del mundo, 5800 m) donde tres ríos principales (Fundación, Aracataca y Sevilla) descargan $19,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ directamente en la CGSM, y por el oeste se encuentra conectado con el río Magdalena a través de numerosos canales (ejem. Clarín, Aguas Negras, Renegado). El clima de la región es semiárido tropical con 6-7 meses secos al año y un déficit anual de 1031 mm año^{-1} debido a que la evapotranspiración (1431 mm año^{-1}) excede

significativamente la precipitación (400 mm año^{-1}) (PROCIENAGA 1995, Twilley *et al.* 1999). La precipitación está distribuida en cuatro épocas: seca mayor (diciembre-abril), lluviosa menor (mayo-junio), seca menor (julio-agosto), y lluviosa mayor (septiembre a noviembre) con máxima precipitación en octubre (PROCIENAGA 1995, Botero y Salzwedel 1999). Además de la fluctuación en las diferentes épocas climáticas, la precipitación presenta marcadas diferencias entre años (Rivera-Monroy *et al.* 2001).

En 1993 se inició un proyecto de rehabilitación para reestablecer la hidrología de la SLM y del complejo delta-lagunar actual. Este proyecto fue planeado y ejecutado en un lapso de 12 años por diferentes instituciones nacionales e internacionales (tales como Ministerio del Medio Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, CORPAMAG, Banco Interamericano de Desarrollo, Agencia de Cooperación Alemana-GTZ). Las obras hidráulicas se iniciaron con el propósito de inducir tanto la recuperación del régimen hidrológico como la regeneración natural de los bosques de manglar. El proyecto de rehabilitación consistió en la apertura de cinco canales naturales pre-existentes: El Clarín, Almendros, El Torno, Alimentador, Renegado, y Aguas Negras (Figura 1), los cuales se encontraban sedimentados, conduciendo un máximo estimado de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de flujo de agua dulce proveniente del Río Magdalena. De estos canales El Clarín, Aguas Negras, y Renegado (caudal de diseño total: $140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) tienen un efecto directo en áreas con una alta mortalidad de manglares debido al lavado de los suelos de manglar y por ende la disminución en la salinidad del suelo (Figura 1). El flujo de agua a través de estos tres canales esta controlado por compuertas a excepción de El Clarín. La fase de construcción de las obras hidráulicas terminó en 1998; para una descripción mas amplia del proyecto ver Botero y Salzwedel (1999).

Evaluación de los cambios en la salinidad y estructura de bosques de manglar

Para un análisis histórico y contemporáneo de los cambios en la salinidad de los suelos y estructura de los bosques de manglar, antes y después de la rehabilitación hidrológica, se seleccionaron estaciones de muestreo donde se colectaron datos antes de la apertura de los caños a lo largo de un gradiente de perturbación desde 1994 (Giraldo 1995, Serrano-Díaz 1995, Perdomo

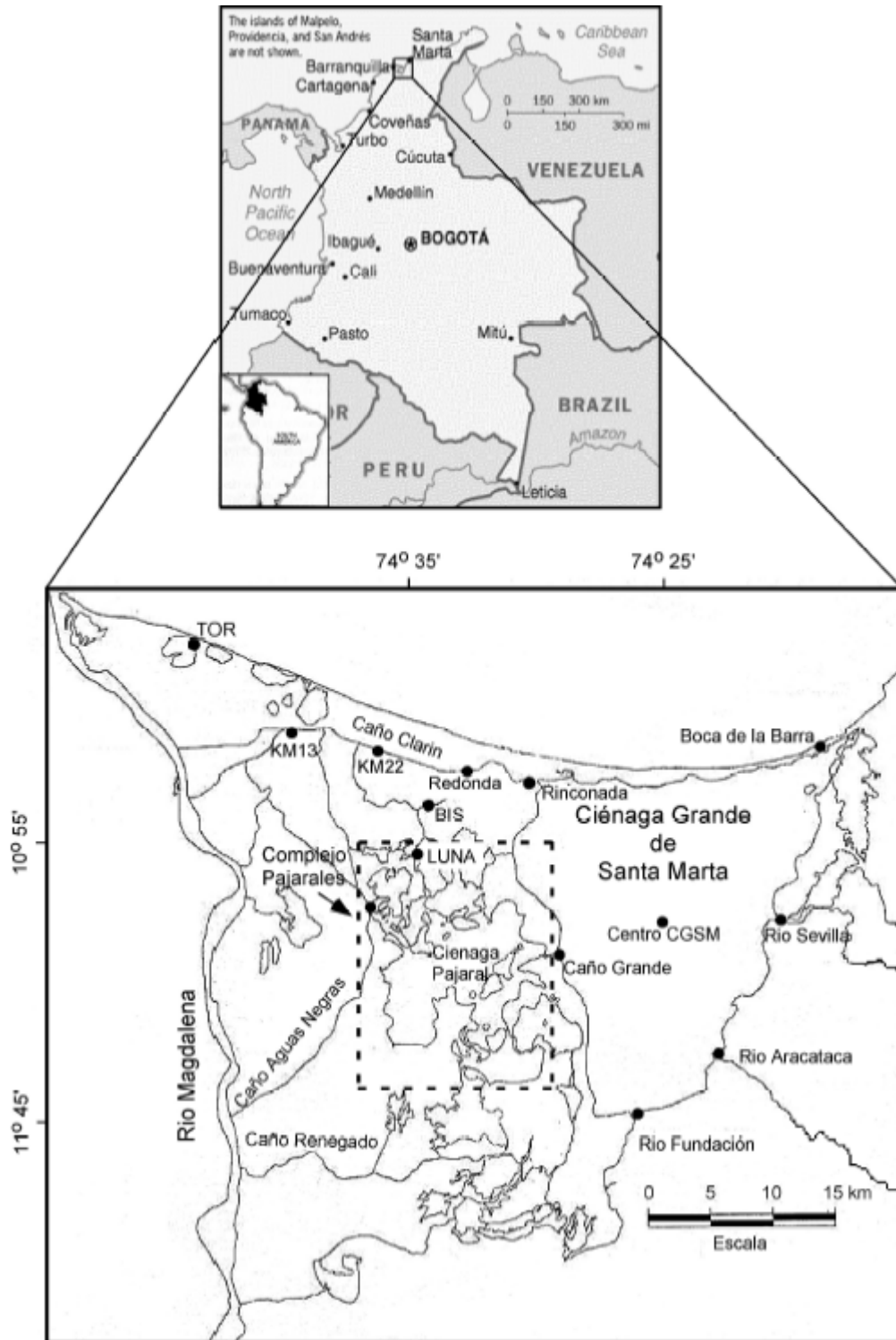


Figura 1. Localización de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo Pajarales Colombia en la costa Caribe de Colombia. Se muestran las estaciones de muestreo de suelos de manglar y columna de agua. BIS=Bristol.

1996, Cardona y Botero 1998, Castañeda 1998, Casas 1999). El gradiente de perturbación está basado en el enfoque de “substitución de tiempo por espacio” (Pickett 1987, Aronson *et al.* 1995) seleccionando sitios con una estructura de la vegetación y grado de perturbación (régimen de salinidad e inundación) representados por diferentes estadios de deterioro. Los puntos extremos del gradiente son dos sitios de referencia no perturbados que incluyen bosques de manglar con buen desarrollo estructural localizados en la parte oeste de la Isla de Salamanca y relativamente próximo al Río Magdalena (El Torno, TOR) y adyacente a la boca del Caño Clarín (Rinconada, RIN) (Figura 1). Ambas estaciones presentan un bosque en buen estado de desarrollo constituido por árboles de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* pertenecientes al tipo fisiográfico de cuenca (Lugo y Snedaker 1974) con alturas máximas entre 15-20 m (Cardona y Botero 1998, Castañeda 1998).

En el otro extremo se seleccionaron dos sitios totalmente perturbados donde ocurrieron mortalidades masivas de árboles de manglar como resultado en el incremento de la salinidad del agua intersticial de suelo ($>70 \text{ g kg}^{-1}$) (La Luna y Bristol) (Cardona y Botero 1998) (Figura 1). Bristol (BIS) se encuentra en el sector norte del CP sobre el Caño Bristol y se caracteriza por un manglar de borde (5-10 m de ancho) constituido por árboles de *A. germinans* y en menor proporción de *L. racemosa*, así como plántulas de estas dos especies. En el interior se observan troncos en pie de árboles muertos de ambas especies, y aproximadamente a 100 m de la orilla del canal se observan los troncos en pie de árboles grandes muertos de *A. germinans* ($>20 \text{ cm DAP}$ – diámetro a la altura del pecho). La dimensión de estos árboles indica que en esta área se encontraba un bosque bien desarrollado previo a la mortalidad masiva. La Luna (LUN), ubicada en la parte central del CP, es un sitio con el máximo estado de perturbación. Se presentan troncos muertos en pie de *A. germinans* y de *L. racemosa*. También se seleccionaron cuatro sitios intermedios (KM22, KM13, Caño Grande, Aguas Negras) a lo largo del gradiente de perturbación (Figura 1). Los sitios KM22 y KM13 están localizados a lo largo del Caño Clarín (32 km en extensión) donde la entrada de agua dulce comenzó a partir de 1996 promoviendo la recuperación de manglares en áreas adyacentes al caño.

El sitio Aguas Negras está localizado en la

Ciénaga de Pajarales y aledaño al margen sur del canal Aguas Negras. La salinidad del agua intersticial del suelo ha disminuido considerablemente de 75 g kg^{-1} en 1994 a $2-5 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 2) como resultado de la entrada de agua dulce proveniente del río Magdalena a partir de 1998, lo cual ha permitido el desarrollo de numerosas especies herbáceas y acuáticas flotantes, entre las que se destacan *Ipomoea* sp, *Eichornia* sp. Estas especies no estaban presentes antes de la reapertura del canal. Hacia el borde del cuerpo de agua se desarrolla una franja (2-5 m de ancho) de árboles jóvenes de *A. germinans* y de *L. racemosa* con una altura máxima de 4,4 m y un promedio de 3,3 m. Hacia el interior se presentan troncos de árboles muertos en pie, principalmente de *A. germinans*. Las muestras de agua intersticial del suelo en estas estaciones se colectaron usando tubos de PVC perforados en la parte inferior e insertándolos en el sedimento hasta 50 cm de profundidad (Schaeffer-Novelli y Cintrón 1986). La salinidad se midió con un salinómetro portátil (model 30, YSI Incorporated, Yellow Springs, Ohio, USA). Las diferencias en salinidad fueron evaluadas usando un análisis de varianza de dos factores (ANOVA) (año, estación). Las diferencias espaciales en la salinidad a 0,5 m de profundidad fueron evaluadas en cuatro estaciones de muestreo (Rinconada, La Luna, Caño Grande, y Aguas Negras) en la época seca mayor y lluvia menor en 1999. En cada estación se llevaron a cabo mediciones de salinidad en cuatro transectos de 100 m (separados cada uno 20 m) donde la salinidad se midió cada 10 metros. Para obtener un mapa de la distribución de la salinidad por cada estación se llevó a cabo un análisis geoestadístico de todos los valores de salinidad por estación de muestreo siguiendo los métodos descritos en Rivera-Monroy *et al.* (2004).

El área basal se midió siguiendo métodos descritos en Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984). Adicionalmente se evaluó la regeneración natural de plántulas ($<2,5 \text{ cm}$ de diámetro) y juveniles (2,5-4,5 cm de diámetro) de las diferentes especies de manglar en Rinconada, Aguas Negras, Bristol, y la Luna. En estos sitios el muestreo se realizó a lo largo de dos bandas (2 x 100 m). En cada banda se registraron la distancia de las plántulas con respecto al cuerpo de agua y el número de plántulas por especie; las diferencias entre especies y sitios fueron evaluadas usando un ANOVA de dos factores (estación, especie).

Salinidad en la columna de agua

Para evaluar el impacto de los flujos de agua de los caños rehabilitados en los cambios de salinidad de la CGSM propiamente, también se analizaron datos obtenidos en estaciones permanentes establecidas antes de la apertura de los caños (1993-1994). Las estaciones analizadas fueron seleccionadas de acuerdo con su localización en sitios donde el aporte de agua dulce influye en la salinidad de la columna de agua. Las estaciones seleccionadas son: Ciénaga La Redonda, Boca Rinconada, Aguas Negras, Caño Grande, y Centro de la CGSM. La salinidad fué medida a 0,5 m de profundidad usando un salinómetro portátil (model 30, YSI Incorporated, Yellow Springs, Ohio, USA).

Análisis de la distribución espacial y temporal de bosques de manglar

Se emplearon los datos de referencia de una imagen de radar (coordenadas geográficas) $n > 300$, para la georeferencia ($RMS < 0,5$) de ocho imágenes satelitales (Tabla 1), y su posterior proyección rectificadas a DATUM BOGOTA (BOO). A partir de esta imagen controlada se obtuvieron los puntos de control para la rectificación de las imágenes Thematic Mapper (TM) ($n > 100$) y SPOT ($< 0,5$). El área de estudio fue delimitada considerando: a) límites de la unidad geomorfológica SLM (Bernal 1996), y b) lo conocido en la distribución de la especie (Gónima *et al.* 1998, Villamil 2000). Se procesaron las imágenes de satélite TM y SPOT de los años 1985, 1986, 1987, 1993, 1995, y 1999 empleando la mezcla de tres bandas comunes a los sensores TM y SPOT sobre el área delimitada. Las bandas son del verde en el espectro de luz visible (TM2, SPOT1), banda del rojo en el espectro de luz visible (TM3 y SPOT2), y banda del InfraRojo cercano, (Near InfraRed) (TM4 y SPOT3). La composición es la RGB432 para TM y RGB321 para SPOT. Esta composición de falso color tiene la propiedad de resaltar en tonos de rojo la vegetación según su densidad foliar. Poca densidad foliar o daño en la estructura de las hojas, significa una menor reflectividad del infrarrojo cercano. Las imágenes para 1990 no fueron procesadas por presentar nubes o una área de cobertura que no incluye la zona de estudio en su totalidad. La imagen para 1997 fue utilizada únicamente para el cálculo de áreas en el Complejo Pajarales debido a

problemas de cobertura por nubes.

Debido a que se analizaron imágenes obtenidas con diferentes sensores (TM y SPOT), en diferentes fechas (ocho entre 1985 y 1999) y en diferentes escenarios (cambios drásticos de la relación cobertura/suelo) se empleó una Composición Falso Color InfraRojo (FCC-Near Infrared) para estimar la distribución del manglar. El uso de FCC- IR es un procedimiento amplio y tradicionalmente reconocido como un método robusto en la discriminación de vegetación fotosintéticamente activa y de suelos descubiertos con un mínimo de supuestos o requerimientos de procesamiento (Richard 1986, Szekiolda 1988). Ya que TM y SPOT comparten verde, rojo, e infrarrojo cercano, su utilización permite la comparación multi-fechas para una zona (Ramsey y Jansen 1996).

Para el cálculo de superficie se agruparon las clases asociadas a manglar en las imágenes (conocimiento de zonas características típicas donde está corroborado que se encuentran presentes bosques de manglar), obteniendo la imagen de la distribución de manglar fotosintéticamente activo para cada fecha (en hectáreas). Con el fin de observar las diferencias en el cambio se adicionaron las imágenes binarias (ausencia-presencia de manglar), para cada fecha (seis en total descontando 1990 y 1997), obteniendo un valor entre 1 y 6. El valor de seis se interpreta como parte de un mosaico de manglar persistente (permanente) en toda la serie observada, mientras que el valor de 1, implica un sitio (pixel de 15 m nominal) con presencia en una sola fecha (alta inestabilidad). Ya que la imagen de TM posee un pixel de 30 m, SPOT de 25 m y RADAR (SAR) de 10 m, en la rectificación de la imágenes se empleó una salida con pixel de 15 m, o sea, un pixel "nominal". Con fines de representación de un "Índice de Intensidad de Cambio" se invirtió (reescala) de 6 a 1; seis para una tesela muy inestable (sitio poco frecuente para observar cobertura de manglar), y uno para sitios donde para la serie observada no se detectó mortalidad de manglar. Los mapas generados con estos criterios permiten una regionalización del hábitat local del manglar en el sistema lagunar marginal de acuerdo al régimen hidrológico del área. Esta clasificación refleja en términos generales una "regionalización" de la vulnerabilidad.

REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COLOMBIA

Table 1. Descripción general de las imágenes utilizadas en la determinación de los cambios espaciales y temporales del área de manglar en el sistema lagunar marginal (SLM).

SATELLITE	PRODUCT-NUMBER	WRS	ACQUISITION-DATE/TIME	SATELLITE-INSTRUMENT	SUN-ELEVATION	SUN-AZIMUTH
			1985-02-			
LANDSAT_5	1100011100580000	009/052	25T14:47:34Z	TM	49.76	118.7
			1986-01-			
LANDSAT_5	1100011100580000	009/052	11T14:44:35Z	TM	43.00	134.23
			1987-01-			
LANDSAT_5	1100011100580000	009/052	14T14:36:49Z	TM	41.73	132.02
		643-				
SPOT 2	S2H1901024153346S0001245	328/4	24-Oct-90	HRV 1 XS	62°02'	142°44'
		643-				
SPOT 3	S3H1931229154442S0000932	328/3	29 DEC 93	HRV 1 XS	51°11'	152°13'
		643-				
SPOT 3	S3H1951201154451S0000932	328/3	01 DEC 1995	HRV 1 XS	54°12'	154°46'
		643-				
SPOT 2	S2H1970311152455N0000000	328/0	11-Mar-97	HRV 1 XS	60°08'	119°12'
LANDSAT_6	55481145625	009/053	1999-03-04::14:56:23	TM	52.51	115.38
				SAR STANDARD 7		
RADARSAT_1	M0200972	21415	DECEMBER 11 1999	BEAM	-	-

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de los cambios en la salinidad y estructura de bosques de manglar

Salinidad intersticial

La salinidad a 0,5 m se redujo significativamente (ANOVA con dos factores: año, estación, $P < 0.01$) de 1994 al 2000 en siete estaciones de muestreo (Figura 2). El cambio más drástico ocurrió en la estación del KM13 donde hasta 1994 la salinidad media anual observada había sido de $>90 \text{ g kg}^{-1}$, reduciéndose hasta $<10 \text{ g kg}^{-1}$ después de la apertura del Caño Clarín. Esta reducción se observa también en las estaciones KM22 y cerca de la boca del caño Aguas Negras. En esta última estación se aprecia una disminución de >70 a $<10 \text{ g kg}^{-1}$. El área que presenta la menor reducción en salinidad es la estación La Luna,

donde se redujo aproximadamente en 20 g kg^{-1} entre 1994 y 2000. La reducción de la salinidad en el suelo está directamente relacionada a la apertura de los caños en diferentes años. Estos cambios también están en estrecha correspondencia con la reducción de salinidad de la columna de agua. La magnitud de la reducción se puede apreciar mejor en la época seca mayor (diciembre-abril) (Figura 3), cuando el flujo de agua sobre la superficie disminuye en tres estaciones sujetas a la influencia de los caños El Clarín y Aguas Negras, en relación a la estación de referencia (Rinconada). En ambas estaciones se observa una disminución de hasta 20 g kg^{-1} por año después de la apertura de los caños. Mas aún, a partir de 1999 la salinidad es menor ($<30 \text{ g kg}^{-1}$) (Figura 3) a la observada en la estación de referencia, reflejando la alta precipitación ocurrida en 1999. La distribución espacial de la

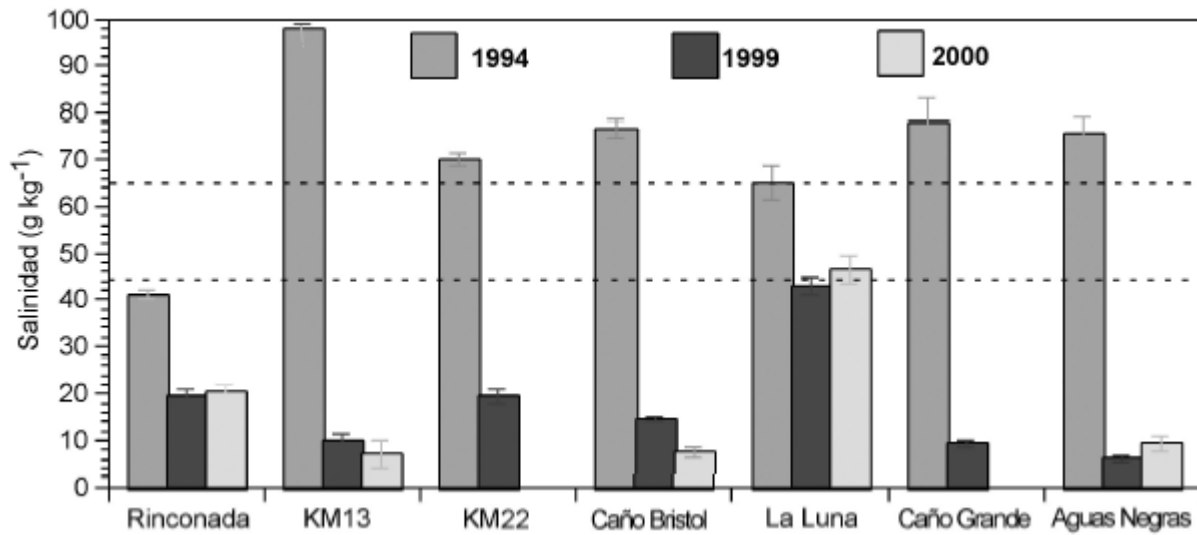


Figura 2. Media anual (\pm EE) de la salinidad intersticial (0.5 m) en suelos de manglar de 7 estaciones de muestreo en la región noroccidental del sistema lagunar marginal. Las líneas punteadas indican la salinidad generalmente encontrada en bosques de manglar (45 ups) y el límite a partir del cual la salinidad representa un estrés fisiológico (65 ups).

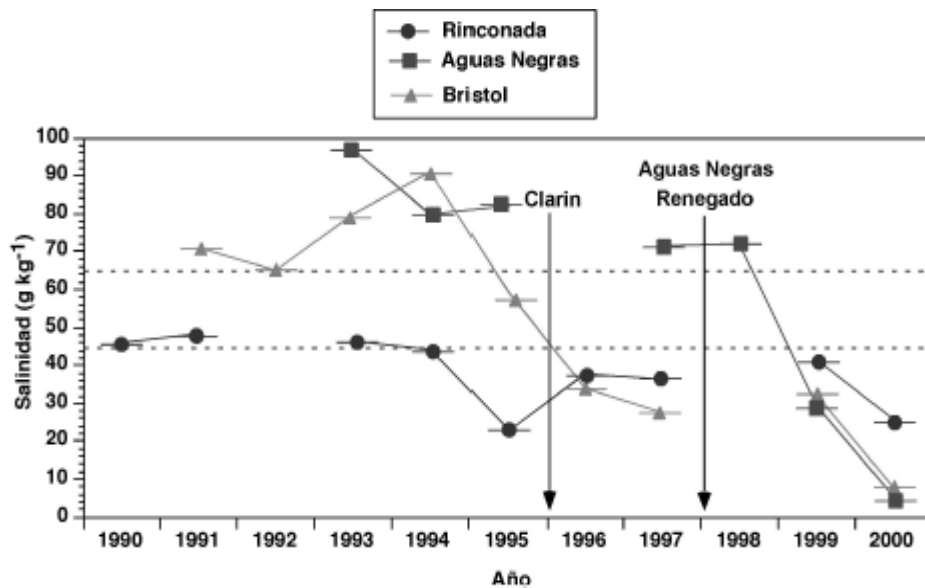


Figura 3. Cambios temporales de la salinidad (\pm EE) de la columna de agua en tres estaciones localizadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (1990-2000). Las dos líneas verticales solidas indican la apertura del caño El Clarín (1996) y Aguas Negras y Renegado (1998).

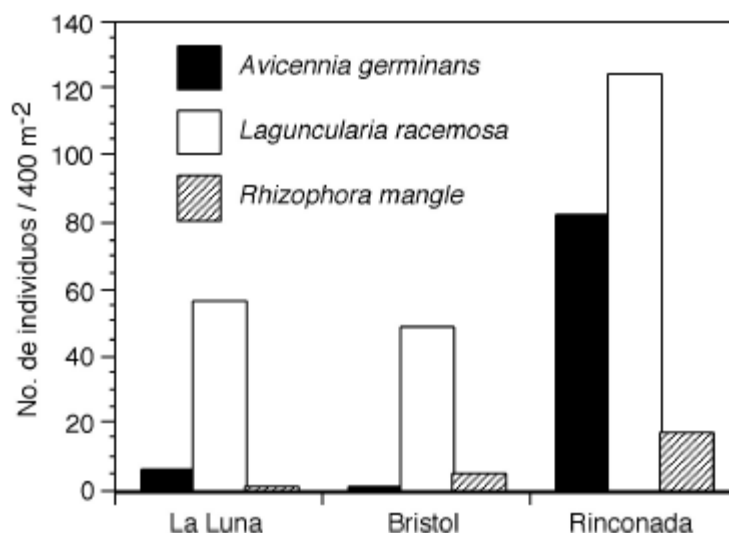


Figura 4. Número de individuos en 2 corredores de 2 x100 m en tres sitios de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

salinidad muestra diferencias significativas dentro de cada estación donde la salinidad tiende a incrementarse hacia el interior de la estación de muestreo (no se muestran datos). Sin embargo, en la estación de Aguas Negras la salinidad se redujo a los 60-70 m ($2,5 \text{ g kg}^{-1}$) en relación al borde del canal debido a la presencia de depresiones en la topografía que mantuvieron el nivel del agua alto reduciendo la salinidad en estas áreas.

Estos resultados indican que la salinidad intersticial en áreas adyacentes a los caños se redujo en un porcentaje mayor al 50% después de un año en que los caños Clarín y Aguas Negras fueron rehabilitados. Similarmente se observa que después de dos años de terminada la reconexión del SLM con el río Magdalena, todas las áreas que presentaban un grado de perturbación/deterioro (definido por la mortalidad de los bosques de manglar) muestran valores de salinidad similares al sitio de referencia. También se observa una amplia variación espacial de la salinidad en sitios con altos grado de perturbación (La Luna, Aguas Negras). Sin embargo, los valores observados ($5-40 \text{ g kg}^{-1}$) no representan un estrés para el crecimiento de la vegetación de manglar. Es evidente por la alta tasa de cambio de la salinidad que la estructura del suelo (porosidad, textura, etc.) en todas las estaciones, en conjunto con los altos niveles de inundación en el periodo 1999-2000 en

toda el área de estudio, contribuyó a la reducción significativa de la salinidad en menos de un año.

Estructura de bosques de manglar

Existe una diferencia significativa ($P < 0,01$) en la densidad de plántulas y juveniles de las especies de manglar entre la Luna, Caño Bristol, y Aguas Negras (sitios perturbados) y Rinconada (sitio no perturbado) (Figura 4). La densidad de plántulas en Rinconada es el doble de la observada en La Luna y Bristol. La especie dominante es *L. racemosa* la cual se observó creciendo en áreas con mayor elevación del suelo y próximas a pequeños canales en la parte interior del bosque. La segunda especie dominante fue *A. germinans*, la cual fue encontrada en mayores densidades en Rinconada. En los sitios perturbados *A. germinans* representó $< 10\%$ de la densidad total. Aparentemente su baja densidad es el resultado de altos niveles del agua que no permite su establecimiento durante la época de lluvias. La densidad de plántulas de *R. mangle* fue menor en todos los sitios en comparación con las otras dos especies. Adicionalmente se observa que la herbivoría de propágulos y plántulas de *A. germinans* por el lepidóptero *Junonia evarete* durante la época de lluvias posiblemente esté limitando el desarrollo de los propágulos que alcanzan a establecerse en zonas altas (Elster *et al.* 1999). Estos dos procesos de control (hidrología

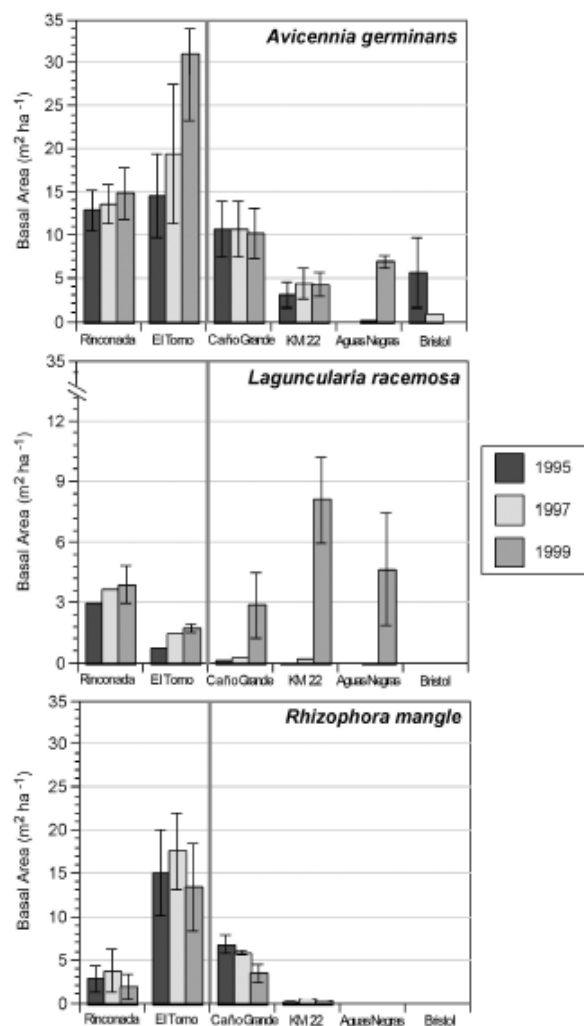


Figura 5. Cambio temporal (1995-1999) del área basal de tres especies de manglar en cinco sitios de la CGSM.

y herbivoría) tendrán un efecto significativo en la composición de especies de las zonas perturbadas durante el desarrollo del bosque. De igual manera la baja salinidad permite también el establecimiento de especies como *Thypa* sp., la cual compite por espacio y nutrientes afectando negativamente el establecimiento y crecimiento de propagulos de manglar.

La evaluación de los cambios en el área basal de los árboles vivos durante 1995, 1997, y 1999 en Caño Grande, KM22, Aguas Negras, y Bristol, indican que el rango del valor medio de área basal de *A. germinans* es de 0,1-10,1 m² ha⁻¹, mientras que para *L. racemosa* y *R. mangle* fue de 0-7,5 y 0,1-7 m² ha⁻¹, respectivamente. Estos valores

contrastan con los valores estimados en los sitios de referencia (Rinconada y El Torno) donde los valores de área basal para *A. germinans* alcanzan 15 y 30 m² ha⁻¹ (Figura 5). Como resultado de la alta regeneración de *L. racemosa* a partir de la reducción de la salinidad, se observa un incremento significativo de área basal de esta especie de 1995 a 1999. El mayor valor de área basal corresponde a la estación KM22 la cual está directamente influenciada por el caño Clarín, reabierto en 1996. La ausencia de árboles de *R. mangle* en las estaciones de Aguas Negras y Bristol indica que las condiciones para el crecimiento de esta especie no son adecuadas todavía (salinidades >60 g kg⁻¹, menor frecuencia de inundación). Aunque *R. mangle* se encuentra presente en la estación de Rinconada, el área basal promedio (4,5 m² ha⁻¹) es significativamente menor que el de *A. germinans* (14 m² ha⁻¹), y en algunas estaciones se observa una disminución pequeña pero significativa de su área basal entre 1995 y 1999 (Caño Grande) (Figura 5). Aunque la estación Rinconada y El Torno son consideradas como sitios de referencia, se observan algunas diferencias estructurales importantes. Por ejemplo, en El Torno existe una mayor área basal de la especie *R. mangle* y un incremento significativo de *A. germinans* desde 1995. Estas diferencias están asociadas a diferencias en los regímenes hidrológicos y aparentemente a que la estación de Rinconada es un bosque en desarrollo debido a cambios geomorfológicos e hidrológicos locales durante la década de los 70 (Wiedemann 1973).

Cambios en la salinidad de la columna de agua

A partir de 1996 se observa que la salinidad en la Ciénaga de la Redonda es <6 g kg⁻¹ y alcanza valores <1 g kg⁻¹ durante los años 1999 y 2000 como resultado de una alta precipitación en 1999 (Figura 6). Una característica indicativa de las tendencias en la salinidad en las estaciones consideradas es la correspondencia entre los valores de las estaciones representando diferentes regiones dentro de la CGSM. Por ejemplo, el incremento de la salinidad en la Boca de la Rinconada durante las épocas de secas en 1998 (31 g kg⁻¹), 1999 (11 g kg⁻¹) y 2000 (13 g kg⁻¹) refleja la poca influencia del Canal Clarín en la CGSM. La máxima diferencia en la salinidad entre la Ciénaga de la Redonda y la Boca de Rinconada se observa en 1998. Esta diferencia se explica por el efecto de la baja precipitación durante 1997 cuando el total anual estimado fue de 700 mm,

REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COLOMBIA

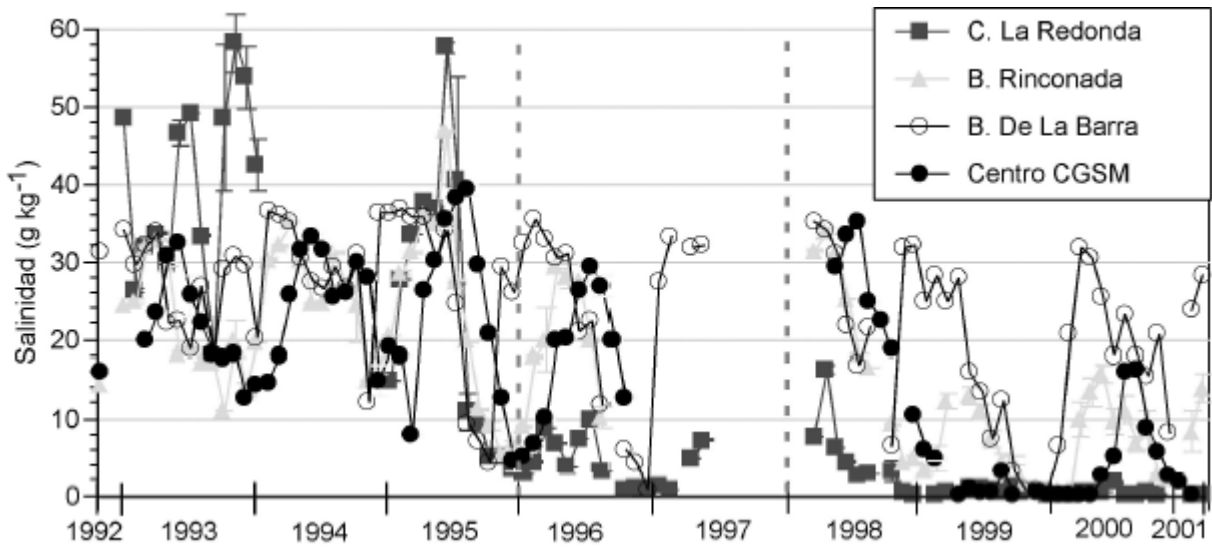


Figura 6. Cambios temporales de la salinidad (\pm EE) en cuatro estaciones localizadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (1992-2001). Las dos líneas punteadas indican la apertura del caño El Clarín (1996) y Aguas Negras y Renegado (1998).

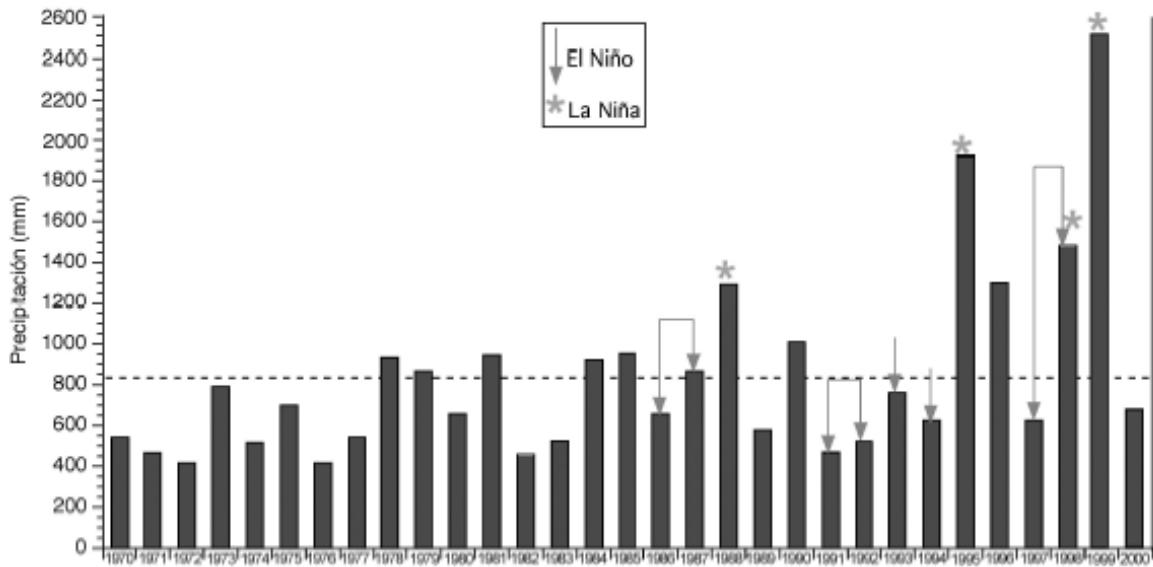


Figura 7. Precipitación pluvial en la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta en el período 1977-2000 (IDEAM, 2001) (Estación Sevillano: 10o 56'N 74o 16' W). La línea punteada indica el promedio anual (1970-1995: 817 mm \pm 355).

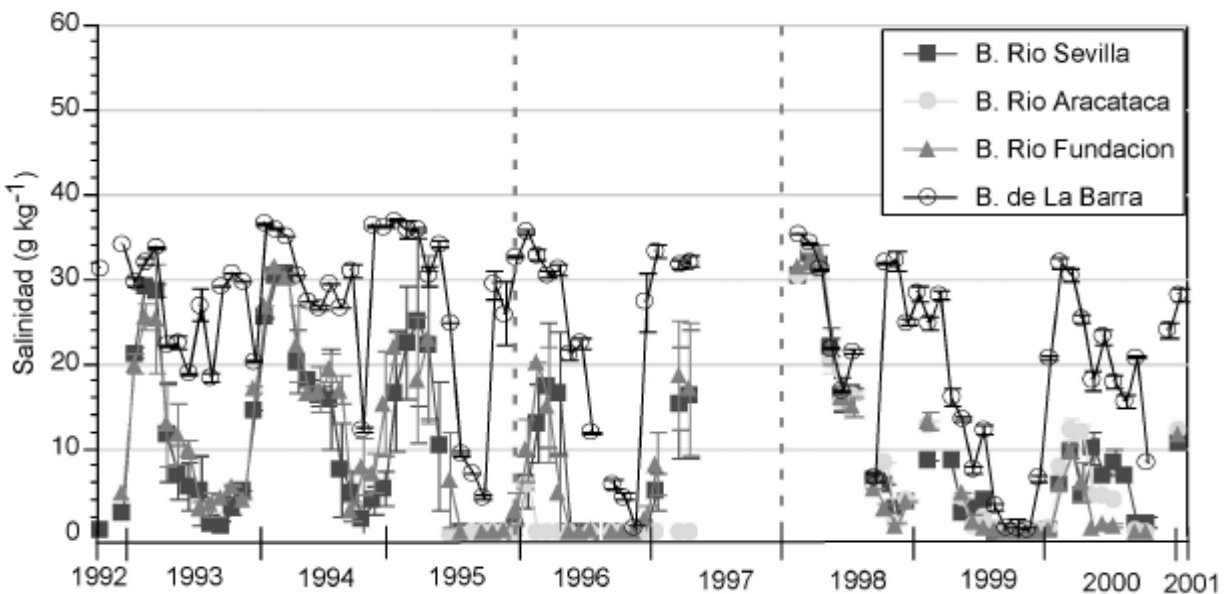


Figura 8. Cambios temporales de la salinidad en la boca de los ríos provenientes de la Sierra Nevada de Santa Marta Ciénaga (1992-2001) (líneas punteadas, ver leyenda Figura 6).

por debajo de la media anual de 1000 mm año⁻¹ (Figura 7). Esta baja precipitación también se observa en el período 1992-1993 donde los valores registrados de salinidad también son altos. El grado de influencia de la precipitación y caudal de los ríos se ve claramente en el comportamiento de la salinidad en todas las estaciones durante la época seca en 1998. En el mes de abril, al final de la época seca, los valores de salinidad en el centro de la CGSM, Boca de la Barra, y Rinconada fueron similares (30 g kg⁻¹), mientras que en la Ciénaga La Redonda el valor se incrementó de 8 a 18 g kg⁻¹. También se observa la sincronía en los cambios de la salinidad en el centro de la CGSM y la Boca de la Barra. Las tendencias de la salinidad en ambas estaciones coinciden y están asociadas a la descarga de los ríos procedentes de la Sierra Nevada de Santa Marta (Aracataca, Fundación, Sevilla) (Figura 8). Inclusive en 1999 y 2000, la Boca de la Barra presenta, como en 1995 y 1996, altas salinidades (>25 g kg⁻¹) en la época seca y bajas salinidades (<5) en la época de lluvias. Durante estos dos últimos años la salinidad en la Ciénaga de la Redonda permaneció en valores <1,0 g kg⁻¹ (Figura 6).

Para evaluar la influencia de la apertura del Caño Aguas Negras en la hidrología de la CGSM se analizaron los cambios de la salinidad en

estaciones establecidas en la Boca del Caño Aguas Negras y Caño Grande y, al igual que para el caso del caño Clarín, se compararon los cambios con la estación localizada en el centro de la CGSM y la Boca de la Barra (Figura 9). Desafortunadamente para este análisis no se contaron con datos previos a 1998 para la Boca de Aguas Negras; sin embargo, se logra apreciar el cambio significativo de la salinidad al abrirse este caño a principios de 1998. En este año la salinidad registrada en el mes de febrero fue de 31 g kg⁻¹, la cual disminuyó hasta alcanzar valores de <1,0 g kg⁻¹ en junio (Figura 9). A partir de esta fecha el valor se mantuvo hasta la época seca en el año 2000 cuando la salinidad se incrementó a 18 g kg⁻¹. Este incremento está asociado al daño (falta de mantenimiento) de estructuras hidráulicas que alteraron el flujo de agua en la compuerta del Caño Aguas Negras. El incremento de la salinidad de <1 a 10 g kg⁻¹ en abril de 1999 y a 20 g kg⁻¹ en abril de 2000 en la Boca de Caño Grande indican el grado de influencia relativa de las masas de agua provenientes del Caño Aguas Negras y la CGSM. Es evidente que el Caño Grande es una canal importante en la conducción del flujo de agua para la renovación de las masas de agua en el CP.

En el caso de las estaciones de muestreo localizadas en la región occidental de la CGSM,

los valores de la salinidad en las bocas de los ríos provenientes de la SNSM presentan fluctuaciones en la salinidad con valores $>25 \text{ g kg}^{-1}$ en la época seca (enero-abril) y $<2 \text{ g kg}^{-1}$ en la época de lluvias (agosto-septiembre) en el período 1992-1994 (Figura 8). Los valores máximos son similares a los obtenidos en la Boca de la Barra para las mismas épocas climáticas. A partir de 1995 los valores máximos de salinidad son menores de 20 g kg^{-1} como resultado de la alta precipitación en 1995. Durante la época de lluvias en 1996 la salinidad se mantuvo baja ($<1 \text{ g kg}^{-1}$). Desafortunadamente tampoco existen datos para 1997 en la época de lluvias, pero la baja precipitación ocurrida en ese año se ve reflejada en 1998 cuando los valores en la época seca fueron de 30 g kg^{-1} en todas las estaciones. Este valor alto de salinidad es similar en todas las estaciones e indica que la descarga de los ríos fue baja durante este año, causando un incremento en la salinidad en todas la CGSM. Este mismo comportamiento fue observado en Boca Rinconada y Ciénaga La Redonda (Figura 6). Los valores cercanos a 12 g kg^{-1} en la época seca y el valor de 30 g kg^{-1} en la Boca de la Barra en los años 1999 y 2000 sugieren que a pesar de la apertura de los caños el ciclo de entrada de agua marina hacia la CGSM continua. También se observa que los valores máximos alcanzados durante la época seca en los años 1992-1996 en

todas la bocas de los ríos (Figura 8) ha disminuido en los años 1999-2000. Esta disminución se explica debido al efecto de la alta precipitación en 1999. Se proyecta que en un año “seco” ($<700 \text{ mm año}^{-1}$) el comportamiento de la salinidad será similar al observado en 1997-1998. En la época seca en el año 2000 se puede apreciar la sincronía en los cambios de la salinidad en la boca de los cuatro ríos. La entrada de agua marina y la disminución de la descarga de los ríos de la SNSM se refleja en el incremento de la salinidad en la Boca de la Barra y consecuentemente en un incremento secuencial de la salinidad en las estaciones de Caño Grande, Aguas Negras, y centro de la CGSM.

Análisis de la distribución espacial y temporal de bosques de manglar

Existen varias estimaciones de la pérdida de área de manglar como resultado de la hipersalinización de los suelos en el área de estudio. Gónima *et al.* (1998) estimaron que en 39 años se redujo la cobertura de manglar en aproximadamente 2/3 partes con relación a su estado original en 1993 (511 km^2). Estos autores concluyen que la tasa de mortalidad de manglar en el periodo 1993-1995 ($18,4 \text{ km}^2 \text{ año}^{-1}$) fue 1,9 veces mayor que la tasa correspondiente a 1987-1993 ($13,32 \text{ km}^2 \text{ año}^{-1}$) indicando que el proceso de “extinción” se incrementó significativamente. Villamil (2000)

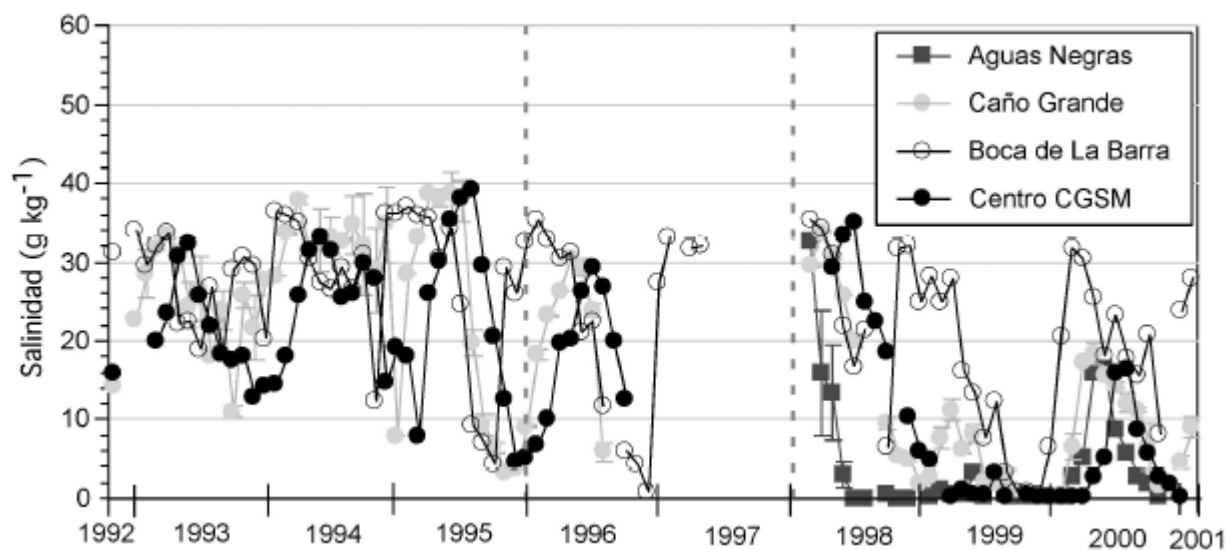


Figura 9. Cambios temporales de la salinidad ($EE \pm$) en cuatro estaciones localizadas en la Ciénaga Grande de Santa Marta (1992-2001) (líneas punteadas, ver leyenda Figura 6).

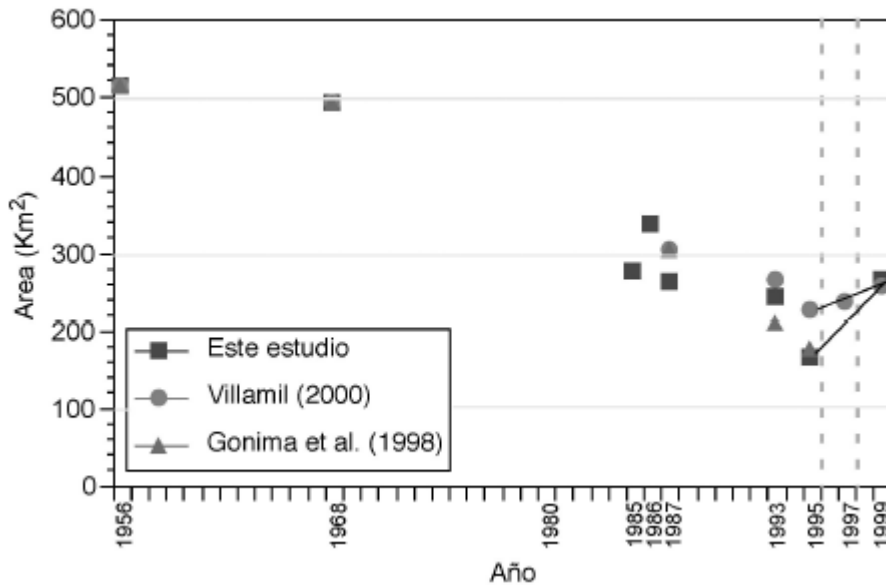


Figura 10. Comparación de los valores de cobertura de manglar en el área de estudio estimados a partir de 1985 con imágenes satelitales. Las líneas punteadas indican la apertura de los caños El Clarin (1996) y Aguas Negras y Renegado (1998).

reporta que mientras en 1993 el área de manglar vivo era de 264 km² en 1995 se observaban 225,8 km², representando una pérdida de 19,3 km². Nuestras estimaciones para 1987 utilizando una imagen de satélite (SPOT) son diferentes a las reportadas por Gónima *et al.* (1998) y Villamil (2000) con base en estimaciones utilizando fotografías aéreas y verificaciones de campo (González 1991). Para este año se observa una diferencia de 41,2 km² (Figura 10). Otras diferencias entre los estudios se observan para los años 1993 y 1995. En este último año, las estimaciones de Gónima *et al.* (1998) y las calculadas en el presente estudio son similares (166,3 km² vs. 177,6 km²) pero contrastan con el valor estimado por Villamil (2000) (225,8 km²). La similitud con éste último se observa en las diferencias en las pendientes de la línea conectando los años 1995 y 1999; en 1999 existe una coincidencia en los valores estimados (265,3 vs. 257,6 km²) (Figura 10).

La variación observada en las estimaciones para cada uno de los años a partir de 1985 por lo diferentes autores se puede considerar como el error de estimación del área de manglar “recuperado” en la región de la CGSM. Debido a que Gónima *et al.* (1998) y Villamil (2000) no presentan datos sobre la eficiencia del método de análisis (errores de comisión y omisión, Koukoulas

y Blackburn 2001) y la exactitud de posición de sus rectificaciones de imágenes y mapas, no es posible evaluar el grado de variación con respecto a los datos presentados en este trabajo. Sin embargo, se puede establecer que existe una ganancia neta de área de manglar desde 1995 a 1999 de aproximadamente 99 km². Las estimaciones del área para años consecutivos en los 80 sugieren que aún con una tendencia a la pérdida de área de manglar, las tasa de cambio presentan una variación interanual. Aunque no es claro el factor que determinó un incremento en el área de manglar en 1986, es probable que los cambios hidrológicos a nivel local tengan un efecto determinante en el crecimiento foliar. Esto es importante ya que la recuperación de manglar no está dada únicamente por la regeneración de nuevos árboles, sino también por la recuperación en la capacidad fotosintética de los árboles defoliados, particularmente en la región de la Ciénaga La Luna. En esta región se observaron en 1998 árboles de *R. mangle* totalmente defoliados aparentemente por varios años (y presumidos muertos), los cuales empezaron a desarrollar un nuevo dosel (Rivera-Monroy, observación personal) como resultado de la reducción en la salinidad de los suelos después de la apertura del Caño Aguas Negras a

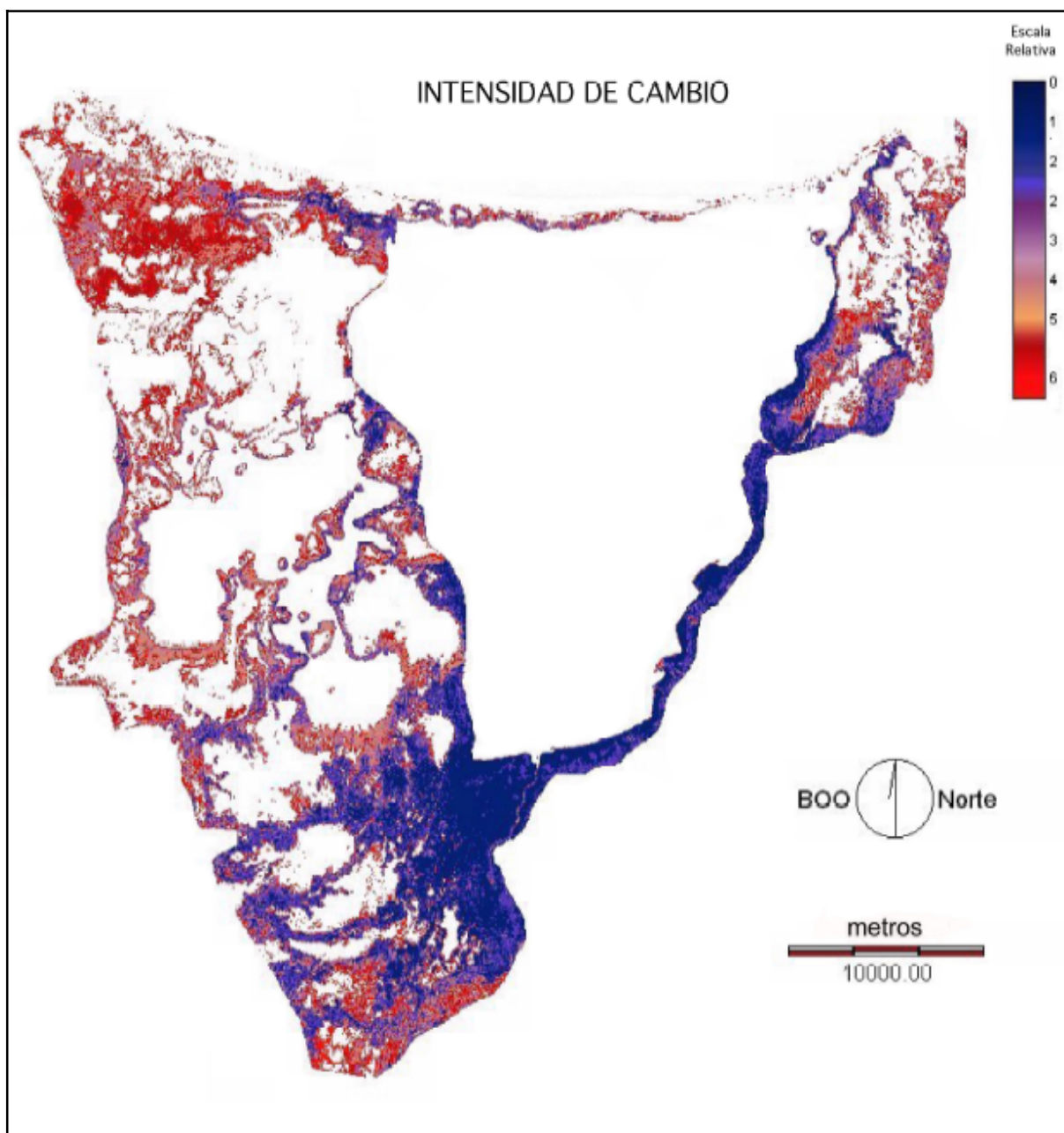


Figura 11. Estabilidad de las áreas de manglar en cuanto a su presencia/ausencia en el sistema lagunar marginal en el periodo 1985-1999. El valor de uno representa un cambio mínimo (azul) mientras que el valor de 6 (rojo) indica un cambio significativo.

principios de ese año.

Existe una extrema variabilidad en la tasa de pérdida de manglar por regiones (este vs. oeste) en la SLM (Figura 11). Por ejemplo, la región este es mucho más estable (más color azul) en la representación del cambio por diferencia de fechas; este patrón de cambio también puede ser observado en la parte sur de la misma región (por ejemplo, río Fundación) (Figura 11). Contrario a esto, en el noroeste (inmediaciones del Caño Clarín) se registran los mayores cambios en la serie de tiempo observada (rojo), en comparación con la parte suroeste (inmediaciones Caño Aguas Negras) donde la recuperación de manglar es menor (Figura 11), debido a la reciente apertura del Caño Aguas Negras en 1998. Por tanto, los cambios dinámicos en las zonas de influencia del Caño Clarín son evidentes a partir de 1996 cuando se reconectó este caño con el río Magdalena (Figura 12). De igual manera, se aprecia que hacia el sur del complejo Pajarales la recuperación de área de manglar es mínima entre 1995-1997, pero a partir de 1999 se observa un incremento en la cobertura de manglar en comparación al período anterior. En general, para esta región se estima una tasa de cambio de 11,9

km² año⁻¹ para el periodo 1995-1999 (Figura 10). Si el flujo del agua del Caño Aguas Negras continúa, se espera que el incremento del área de manglar será similar al observado en el Caño Clarín. Aunque esto último tendrá que evaluarse debido a que el flujo de agua a través del Caño Aguas Negras es controlado por compuertas (el Caño Clarín no tiene compuertas de control). Actualmente no es claro cual es el régimen de apertura de este caño y no se cuenta con datos de flujo de agua desde su apertura. Se requiere establecer un régimen definido para garantizar que la salinidad del suelo se mantenga menor a 60-70 g kg⁻¹, valor que se considera un nivel crítico de estrés fisiológico que las especies de manglar pueden tolerar. Valores menores a 40-70 g kg⁻¹ no afectan o restringen el desarrollo estructural o inducen mortalidad de las especies (Lugo *et al.* 1988).

Modelo conceptual de las trayectorias de cambio de área de manglar y salinidad en la CGSM

Con base en las tendencias de los cambios de la salinidad intersticial del suelo y de la columna de agua, y de la estructura y distribución espacial de los bosques de manglar en las últimas dos décadas, se propone un modelo conceptual que

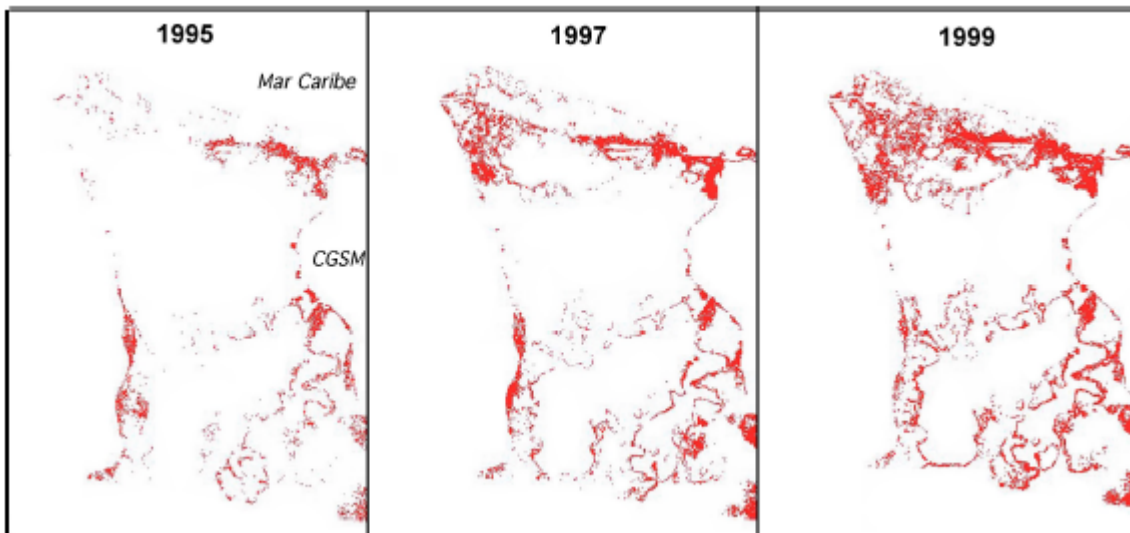


Figura 12. Cambios en el área de manglar (color rojo) en la región norte del Complejo Pajarales. Se observan el incremento en área en las regiones aledañas al Caño El Clarín desde 1995 (un año antes de la apertura) y el incremento en su cobertura uno (1997) y tres (1999) años después de la reconexión con el río Magdalena.

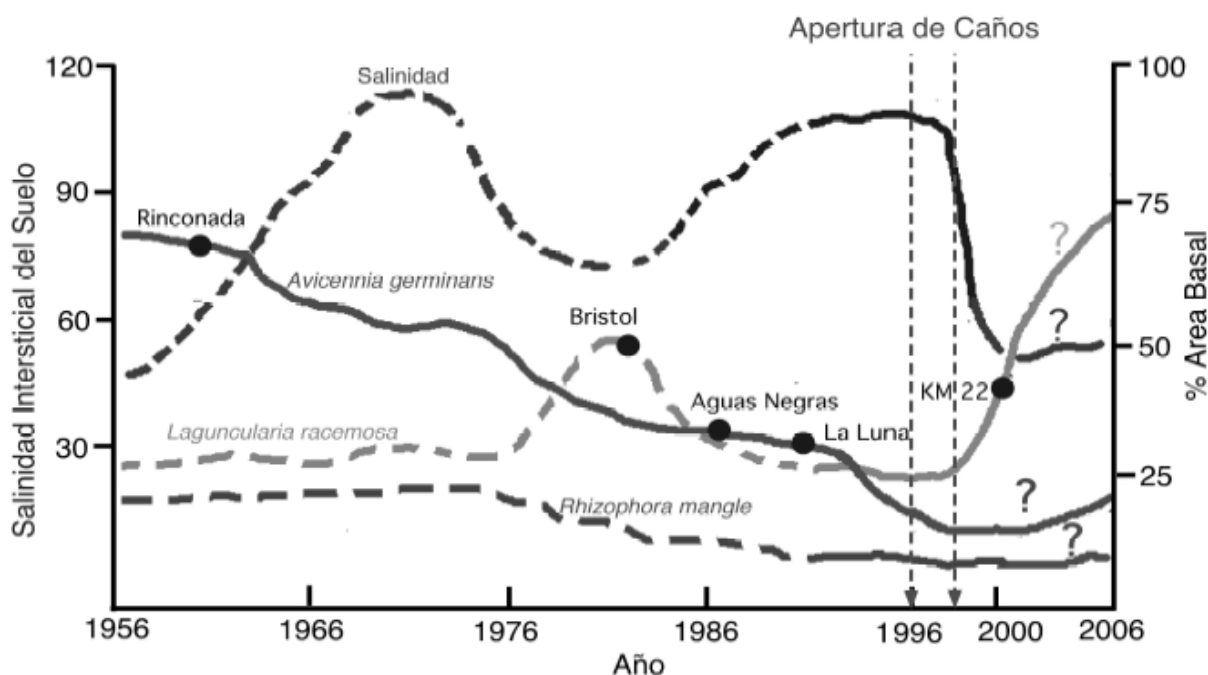


Figura 13. Modelo conceptual de las trayectorias de cambio en el porcentaje de área basal de las especies de manglar y la salinidad antes y después de la apertura de los caños en 1996 (El Clarín) y Aguas Negras y Renegado en (1998). Las líneas punteadas indican un estimación de la trayectoria mientras que la sección continua indica observaciones directas a partir de 1993.

establece cómo los cambios de salinidad del suelo afectaron el área total y dominancia relativa (expresada como porcentaje de área basal) de las especies de manglar en el SLM. En el modelo se presentan las estaciones de muestreo que con base en los resultados obtenidos en esta trabajo representarían los puntos a lo largo de la trayectoria en diferentes tiempos (substitución de tiempo por espacio) (Figura 13).

Cuando el intercambio del flujo de agua (e.g., debido al régimen de mareas e inundaciones en la época de lluvias) disminuyó en los bosques maduros de la parte central del SLM, se inició un proceso de estrés fisiológico en las plantas al fluctuar la salinidad en el rango 60-100 g kg⁻¹. El rango “normal” observado en la región de la CGSM basados en los datos del bosque considerado como de referencia (Rinconada) varía de 35-50 g kg⁻¹ (1990-2000). Conforme la frecuencia y la duración de la inundación disminuyó a través del tiempo, los árboles de mayor edad de las tres especies y dominantes en la cobertura vegetal empezaron a permitir el paso de luz hacia el suelo como resultado de la pérdida de hojas o muerte de individuos. Esta

entrada de luz solar permitió el crecimiento de plántulas y propágulos de *L. racemosa*, la cual puede llegar a tolerar salinidades de hasta 70 g kg⁻¹ y crecer hasta obtener diámetros de 7-10 cm (Rivera-Monroy *et al.* 2001, Delgado *et al.* 2001) en forma acelerada, como se observa hasta 1999 en la estación KM22, adyacente al Caño Clarín. Debido a que entre 1970-2000 han ocurrido varios eventos de alta precipitación, los cuales contribuyeron a la disminución de la salinidad tanto de los cuerpos de agua como del suelo antes de la apertura de los caños, *L. racemosa* probablemente aprovechó los recursos disponibles (alta disponibilidad de luz, nutrientes) y bajas salinidades. Ya que la tasa de crecimiento de *L. racemosa* es más rápida (12 cm mes⁻¹) (Delgado *et al.* 2001, Tovilla-Hernández *et al.* 2001, Valdez-Hernández 2002) que la de *A. germinans* y *R. mangle* (las cuales son además especies intolerantes a la luz directa (Tomlinson 1986), permitió que se convirtiera en la especie dominante como lo indican los altos valores de área basal de árboles muertos (no se muestran datos) en sitios significativamente perturbados. Sin embargo, conforme el intercambio de agua

disminuyó como resultado de bajas precipitaciones (por ejemplo a partir de mediados de la década de los 80 y hasta principios de los 90) estos árboles con edades aproximadas de <4-9 años también empezaron a morir hasta presentarse la mortalidad total de los bosques de manglar. Este proceso pudo haber sido cíclico a lo largo de la trayectoria de deterioro dependiendo de los cambios en el hidropériodo y el grado de influencia de la perturbación (por ej., modificación de la hidrología) en cada una de las áreas. Probablemente el incremento en área de manglar observado entre 1995-1999 (Figura 12) correspondió a este incremento en la regeneración de *L. racemosa* en combinación con un incremento de la fronda para todas las especies. En la Figura 13 se muestra uno de estos ciclos, pero es difícil determinar su frecuencia ya que no se tienen datos de la estructura de los bosques (muertos y vivos) en el complejo Pajarales para el periodo 1966-1990.

Estas trayectorias propuestas de los cambios en la estructura de bosques de manglar también están basadas en los patrones de precipitación observados en el periodo 1970-1999, los cuales influyeron en las reducciones significativas de la salinidad (Figura 7). Por ejemplo, a partir de los años 80 se registró un incremento en la precipitación anual en 1981 (945 mm), 1988 (1347 mm), 1995 (1918 mm), 1998 (1496 mm), y 1999 (2509 mm) en relación a los años anteriores; durante la década de los 90 se observó el valor máximo (1999: 2509 mm). Esta es una tendencia no observada con anterioridad dada la extrema diferencia de los valores en un lapso de 2 años (1996-1997, 1999-2000). Estos cambios en los valores de precipitación en los últimos 12 años están asociados al fenómeno de El Niño Southern Oscillation (ENSO)/La Niña (Restrepo y Kjerfve 2000) donde los eventos de alta precipitación registrados en 1988, 1995-1996, y 1999 corresponden al efecto de la Niña (Figura 7). Este fenómeno climático se manifiesta como un incremento en la temperatura y la precipitación en la región del Caribe entre junio y Agosto, meses en los que se inicia la temporada de lluvia mayor en la cuenca baja del río Magdalena (Restrepo y Kjerfve 2000). En contraste, los bajos valores de precipitación en 1986-1987, 1991-1992, 1993, 1994, y 1997, corresponden al efecto de ENSO (Figura 7). Posiblemente debido a la intensidad del efecto de ENSO en 1997, La Niña fue gradualmente mas intensa presentándose a finales de 1998 y durante 1999 con una precipitación pluvial record en los

últimos 30 años.

La correspondencia de eventos climáticos naturales y de origen antropogénico (apertura de caños) señala la importancia de contemplar en los análisis hidrológicos de la región, el fenómeno de ENSO/La Niña como un factor externo que influye significativamente en el comportamiento biofísico de la ecoregión de la CGSM, particularmente en el contexto del proyecto de rehabilitación de la CGSM. Por ejemplo, cuando el Caño Clarín fue abierto en 1996, el año previo fue uno de los años mas lluviosos (1995: 1900 mm) en la década de los 80 y principios de los 90 (Figura 7). La disminución drástica de la salinidad en la Ciénaga La Redonda (de 58 g kg⁻¹ en junio, a 6 g kg⁻¹ en octubre) durante la época de lluvias en 1995, antes de la apertura total del Caño Clarín, indica el efecto de la descarga del río Magdalena cuando su nivel promedio anual (7.000 m³ s⁻¹) es superado (11.000 m³ s⁻¹) (Restrepo y Kjerfve 2000). De igual manera, la apertura del Caño Aguas Negras en 1998 coincide con la alta precipitación registrada en 1999, el valor mas alto (2500 mm) observado en la región de la CGSM en los últimos 30 años. El efecto de esta alta precipitación en la región se observa también en la Ciénaga de Pajal donde la salinidad permanece menor a 8 g kg⁻¹ durante el año 1999 (Figura 9). El efecto directo del flujo de agua del Caño Aguas Negras en la reducción de la salinidad en aguas adyacentes a la boca del caño se observa en la amplia fluctuación de la salinidad en la Boca de Caño Grande (Figura 9) donde en la época seca de 1999 y 2000 existe un incremento de la salinidad de hasta 19 g kg⁻¹ (de <1 a 11 g kg⁻¹ en 1999; y de <1 a 20 g kg⁻¹ en 2000).

Es a partir de esta coincidencia de eventos en los años en que se abrieron los caños que se asume que la reducción drástica de la salinidad en la CGSM y la alta regeneración de plántulas de manglar es el resultado directo de la obras hidráulicas. Es importante considerar que la distribución espacial de las isohalinas en la CGSM y el CP es dinámica y su localización en las diferentes épocas del año depende conjuntamente de la precipitación pluvial y la descarga del río Magdalena en el occidente, y los ríos de la SNSM en el oriente. Los caños tienen un papel significativo como conductores de agua proveniente del río Magdalena y los flujos máximos esperados influyen en la reducción de la salinidad a escalas menores en comparación al efecto de eventos de alta precipitación como los observadas en 1995 y 1999.

Nuestros resultados indican el grado de influencia de estos eventos que deben ser considerados en la selección de medidas del éxito de proyectos de rehabilitación en ecosistemas costeros tropicales (Twilley y Rivera-Monroy 2005). Mas aún, esta información también puede contribuir al desarrollo de un “manejo adaptativo” (Zedler 2001) donde los flujos provenientes de los caños sean manejados de acuerdo a la condiciones ecológicas cambiantes, y las obras hidráulicas sean modificadas (por ejemplo, incremento en el flujo de agua) de acuerdo a las respuestas en la productividad del ecosistema. Así, los planes de manejo para la región necesitan incorporar el conocimiento adecuado de la interfase entre el clima y el ecosistema costero para establecer metas realistas para la rehabilitación del sistema y evaluar los costos monetarios reales. Particularmente por que se espera que la fluctuación de la salinidad en la CGSM y el CP variará significativamente en el futuro al presentarse años “secos” (<700 mm total anual) y “lluviosos” (>1900 mm). Ya que el fenómeno de El Niño-La Niña tiene un impacto en los vientos alisios en estas latitudes (Giannini *et al.* 2000, Wang y Enfield 2003), se espera que la intensidad, duración y frecuencia de este fenómeno tenga efectos significativos en la hidrología, y por asociación, en la distribución de la salinidad (suelo y agua) en el ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Rivera-Monroy *et al.* 2001).

Las pesquerías y el futuro del proyecto de rehabilitación de la CGSM

La reducción de los recursos pesqueros en la RCGSM fue una de las razones económicas y sociales por la que se inició el proyecto de rehabilitación. Los cambios hidrológicos y la hipersalinidad de la columna de agua (>40 g kg⁻¹ en el Complejo Pajarales) resultaron en cambios drásticos en la composición de los recursos pesqueros de importancia comercial (Botero y Mancera 1996). Especies de peces como el lebranche (*Mugil liza*) y robalo (*Centropomus undecimalis*) los cuales tenían un alto valor en el mercado en los años 70 y 80 empezaron a escasear, y otros organismos también de importancia comercial, como el caracol (*Melongena melongena*) y la ostra (*Crassostrea rhizophorae*), prácticamente desaparecieron (Botero y Mancera 1996). A partir del proyecto de la apertura de los caños (1995) cuando la salinidad se reduce significativamente

en la columna de agua (<10 g kg⁻¹), especies como la Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*), una especie herbívora eurohalina que puede tolerar niveles de oxígeno disuelto hasta de 0,1 ppm y mantener poblaciones en salinidades de 30 g kg⁻¹ (Skelton 1993), empieza a dominar la captura por unidad de esfuerzo en el período 1999 -2000 (INVEMAR 2004). Para el año 2001, la mojarra lora declina y la especie dominante es *Mugil incilis* (Lisa). Esta dominancia contrasta con la abundancia de las especies estuarinas como *Anchovia clupeioides*, *Eugerres Plumieri*, *Ariopsis Bonilla*, *Elops saurus*, *Cathorops spixii*, *Micropogonias furnieri*, *Diapterus rhombeus* and *Tarpon atlanticus* las cuales eran dominantes en período 1993-1995 (Sánchez y Rueda 1999, Rueda y Defeo 2003a). La dominancia de la mojarra lora en 1999 indica los profundos cambios en la estructura trófica de las comunidades ícticas del sistema lagunar (Botero y Mancera 1996) y en este momento no es claro cual es la trayectoria en cuanto a la recuperación sustentable de las pesquerías (Rueda y Defeo 2003b). Esta incertidumbre, aunada a la disminución de las tallas mínimas de madurez sexual de algunas especies y a un aumento significativo del esfuerzo pesquero (INVEMAR 2004) ha contribuido a la percepción en las organizaciones sociales que el proyecto de rehabilitación no ha alcanzado los beneficios ecológicos y sociales propuestos (Rivera-Monroy *et al.* 2001).

A pesar de los esfuerzos para recuperar la vegetación y las pesquerías, como en varias regiones costeras en el neotrópico, la región de “Macondo” presenta síntomas de un deterioro potencialmente irreversible debido a la falta de un plan de desarrollo económico a largo plazo para la región. Desafortunadamente a partir del 2001, el mantenimiento extensivo de las obras hidráulicas (dragado de los caños) ha sido irregular especialmente en 2002 debido a la falta de recursos económicos. Similarmente, no existe un plan aprobado para el manejo de compuertas de control de flujo y por lo tanto no hay registro de caudales de los caños ni una evaluación de la entrada de sedimentos. Como consecuencia la salinidad ha empezado a aumentar en suelos y aguas, impactando la vegetación recuperada, aun en áreas seleccionadas como referencia. El rendimiento pesquero bajó después del 2000 a niveles similares a los que existían antes de la apertura de los canales, aunque se ha incrementado ligeramente en el 2004

(INVEMAR 2004). Este rendimiento tiene una alta variabilidad inter-anual debido a las condiciones climáticas ya mencionadas. La fluctuación de los recursos hidrobiológicos ha tenido como consecuencia que los ingresos económicos de los grupos sociales dedicados a la pesca hayan disminuido significativamente. Y debido a la falta de recursos económicos la presencia de agencias gubernamentales también ha disminuido. Afortunadamente, existe actualmente un proceso de paz en Colombia que puede ayudar a desarrollar un plan de manejo con base en la información ecológica, económica y social colectada antes y después de la implementación del proyecto de rehabilitación.

CONCLUSIÓN

El proyecto de rehabilitación de la CGSM mostró, en conjunto con variaciones regionales en la precipitación, la respuesta inmediata del ecosistema a cambios hidrológicos a una escala espacial y temporal que indican el beneficio potencial de este tipo de proyectos en otras regiones de Latino América. Sin embargo, la falta de inversión pública y privada para mantener las obras hidráulicas hasta el año 2004 ha puesto este proyecto en una ruta de fracaso que puede revertir los avances alcanzados hasta el año 2000. Al igual que al inicio del proyecto original, se requiere de un esfuerzo internacional y del Gobierno Colombiano para mantener en forma sostenida los beneficios sociales y económicos estratégicos alcanzados hasta la fecha. Es claro que la situación social y económica actual de Colombia impide una inversión a largo plazo de la magnitud requerida (aprox. 10-20 millones de dólares) para este tipo de proyectos. No obstante, es necesario una reactivación de la inversión para la conservación y uso sustentable de una de las zonas costeras estratégicas de alto valor ecológico y económico a nivel mundial. Estas características convierten a la RCGSM en un patrimonio cultural para la sociedad Colombiana y la humanidad. Puede resultar paradójico que Macondo, un pueblo creado por la imaginación de uno de los mejores escritores Colombianos de todos los tiempos, también este destinado a desaparecer con la realidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a el Ministerio del Medio Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) y al Instituto Colombiano para el desarrollo de la Ciencia (COLCIENCIAS: código no. 2105-13-080-97) por el apoyo financiero suministrado para la realización de este trabajo. También agradecemos al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), CORPAMAG, Proyecto Colombo-Alemán de la GTZ, Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH), y a las Universidades Magdalena, Nacional de Colombia, Jorge Tadeo Lozano y Javeriana, quienes siempre estuvieron atentas a compartir información, y a cooperar en los aspectos logísticos. El MAVDT suministró fondos adicionales a través del proyecto “*Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: Un enfoque de manejo adaptativo*”. La discusión de la información presentada se benefició a través del apoyo de la “Caribbean Initiative” del programa USA NSF-Florida Coastal Everglades (FCE)-LTER (grant no. DEB-9910514) que proveyó fondos suplementarios para la organización de dos talleres donde participaron VHRM, RRT y EM. Nuestra mas sincero agradecimiento a Carlos Carbonó, Edgar Cabas, y los pobladores de Tasajera, Pueblo Viejo, Isla del Rosario, Palmira, Bocas de Cataca, Buena Vista, El Morro, y los caseríos del Caño Clarín, por su invaluable colaboración.

LITERATURA CITADA

- ARONSON, J., S. DHILLION y E. LE FLOCH. 1995. On the need to select an ecosystem reference, however imperfect: a reply to Picket and Parker. *Restoration Ecology* 3: 1-3.
- BERNAL, G. 1996. Caracterización geomorfológica de la llanura deltaica del Río Magdalena con énfasis en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 25: 49-76.
- BERNAL, G. y J. BETANCUR. 1994. El sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta en el contexto deltáico del Río Magdalena, Colombia. *Memorias IX Congreso Nacional de Ciencias Tecnologías del Mar*, CCO

REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, COLOMBIA

- Bogotá.
- BOTERO, L. y J. E. MANCERA. 1996. Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Delta Exterior del Río Magdalena (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 20 (78): 465-474.
- BOTERO, L. y H. SALZWEDEL. 1999. Rehabilitation of the Cienaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean Coastal and Management* 42: 243-256.
- CARDONA, P. y L. BOTERO. 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica* 30: 24-34.
- CASAS, O. 1999. Patrones de regeneración natural de manglar en la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina, Bogotá, Colombia.
- CASTAÑEDA, E. 1998. Fenología reproductiva de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* en el delta exterior del Río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina, Santa Marta, Colombia.
- CINTRON, G. y Y. SCHAEFFER-NOVELLI. 1984. Methods for studying mangrove structure. Pp. 91-113, in S. C. Snedaker and J. G. Snedaker (eds.): *The Mangrove Ecosystem Research Methods*. UNESCO, Paris, France.
- DELGADO, P., P. F. HENSEL, J. A. JIMÉNEZ y J. W. DAY. 2001. The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. *Aquatic Botany* 1512: 1-22.
- ELSTER, C., L. PERDOMO, J. POLANIA y M. L. SCHNETTER. 1999. Control of *Avicennia germinans* recruitment and survival by *Junonia evarete* larvae in a disturbed mangrove in Colombia. *Journal of Tropical Ecology* 15: 791-805.
- FIELD, C. D. 1999. Rehabilitation of mangrove ecosystems: An Overview. *Marine Pollution Bulletin* 37: 383-391.
- GARCÍA-MÁRQUEZ, G. 2002. *Vivir para contarla*. Alfred A. Knopf Books, New York.
- GIANNINI, A., Y. KUSHNIR y M. A. CANE. 2000. Interannual variability of Caribbean rainfall, ENSO, and the Atlantic Ocean. *Journal of Climate* 13 (2): 297-311.
- GIRALDO, B. 1995. Regeneración natural del manglar en el sector occidental (Isla Salamanca-Complejo Pajarales) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis de grado. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. Cali, Colombia.
- GÓNIMA, L., J. E. MANCERA-PINEDA y L. BOTERO. 1998. Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Serie Publicaciones Especiales No.4, INVEMAR, Santa Marta.
- GONZÁLEZ, E. 1991. El manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta; Ecosistema en peligro de extinción. Colombia sus gentes y sus regiones, IGAC 21: 2-21.
- HERNÁNDEZ, C. A. y K. GOCKE. 1990. Productividad primaria en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas* 19-20: 101-119.
- INVEMAR. 2004. Monitoreo de las condiciones ambientales y cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico. Santa Marta, Colombia.
- JENNERJAHN, T. C. y V. ITTEKKOT. 2004. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. *Naturwissenschaften* 89: 23-30.
- KOUKOULAS, S. y G. A. BLACKBURN. 2001. Introducing new indices for accuracy evaluation of classified images representing semi natural woodland environments. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67: 499-510.
- LUGO, A. E. y S. C. SNEDAKER. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 5: 39-64.
- LUGO, A. E., S. BROWN y M. M. BRINSON. 1988. Forested wetlands in fresh-water and salt-water environments. *Limnology and Oceanography* 33: 894-909.
- PERDOMO, L. 1996. Siembra y transplante de plántulas de Malmoe en el área de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Tesis de grado. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina, Santa Marta, Colombia.
- PICKETT, S. T. A. 1987. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. Pp. 110-135, in G.E. Likens (ed.): *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives*. Springer-Verlag, New York.
- PROCIENAGA. 1995. Plan de Manejo Ambiental de la subregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 1995-1998. Santa Marta.
- RAMSEY, E. W., III. y J. R. JENSEN. 1996. Remote sensing of mangrove wetlands: Relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62 (8): 939-948.
- RICHARD, J. A. 1986. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. Springer-Verlag, Berlin.
- RESTREPO, J. D. y B. KJERFVE. 2000. Magdalena river: interannual variability (1975-1995) and revised water discharge and sediment load estimates. *Journal of Hydrology* 235: 137-149.
- RIVERA-MONROY, V. H., R. R. TWILLEY, E. MANCERA, E. CASTAÑEDA, O. CASAS, F. DAZA, J. RESTREPO, L. PERDOMO, P. REYES, M. VILLAMIL y F. PINTO. 2001. Estructura y función

- de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación. Informe Técnico. MMA, INVEMAR, COLCIENCIAS.
- RIVERA-MONROY, V. H., R. R. TWILLEY, D. BONE, D. L. CHILDERS, C. CORONADO-MOLINA, I. C. FELLER, J. HERRERA-SILVEIRA, R. JAFFE, ERNESTO MANCERA, ELISKA REJMANKOVA, J. E. SALISBURY y E. WEIL. 2004. A conceptual framework to develop long-term ecological research and management objectives in the wider Caribbean region. *BioScience* 54 (9): 843-856.
- RUEDA, M. y O. DEFEO. 2003a. A bioeconomic multispecies analysis of an estuarine small-scale fishery: spatial structure of biovalue. *Journal of Marine Science* 60 (4): 721-732.
- RUEDA, M y O. DEFEO. 2003b. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296 (1): 93-112.
- SÁNCHEZ, C. y M. RUEDA. 1999. Diversity and abundance variation of dominant fish species in the river Magdalena delta, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 47 (4): 1067-1079.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. y G. CINTRÓN. 1986. Guía para estudio de áreas de manguezal. *Caribbean Ecological Research*. S. Paulo, Brasil.
- SERRANO-DÍAZ, L. A. 1995. Evaluación estructural de la estructura del manglar en zonas sometidas a tensión por alteración del equilibrio hídrico en el delta exterior del Río Magdalena-Ciénaga Grande de Santa Marta-Caribe Colombiano. Tesis de grado. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias, Cali, Colombia.
- SKELTON, P. H. 1993. A complete guide to the freshwater fishes of southern Africa. Southern Book Publishers, Halfway House.
- SZEKIELDA, K. H. 1988. *Satellite Monitoring of the Earth*. John Wiley & Sons, New York.
- THOM, B. G. 1982. Mangrove Ecology: a geomorphological perspective. Pp. 3-7, in S. C. Snedaker and J. G. Snedaker (eds.): *The Mangrove Ecosystem Research Methods*. UNESCO, Paris, France.
- TOMLINSON, P. B. 1986. *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Australia.
- TOVILLA-HERNANDEZ, C., G. E. DE LA LANZA, D. y E. ORIHUELA-BELMONTE. 2001. Impact of logging on a mangrove swamp in South Mexico: Cost/benefit analysis. *Revista de Biología Tropical* 49 (2): 571-580.
- TWILLEY, R. R., V. H. RIVERA-MONROY, R. CHEN, y L. BOTERO. 1999. Adapting and ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin* 37: 404-419.
- TWILLEY, R. R. y V. H. RIVERA-MONROY. 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient, biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 40:79-93.
- VALDEZ-HERNÁNDEZ, J. I. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques* Número especial: 129-145.
- VILLAMIL, M. 2000. Evaluación de los cambios espacio-temporales (1990-1999) de los bosques de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta utilizando imágenes de satélite. Tesis de grado, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina, Bogotá, Colombia.
- WIEDEMANN, H. 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: physical parameters and geological history. *Mitteilungen des Instituto. Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas* 7: 85-119.
- ZEDLER, J.B. 2001. Introduction. P.p. 1-17, in J.B. Zedlrr (ed.): *Restoring Tidal Wetlands*. Boca Raton, Florida. CRC Press, .
- WANG C.Z y D. B. ENFIELD. 2003. A further study of the tropical Western Hemisphere warm pool. *Journal of Climate* 16 (10): 1476-1493.

Recibido 31 de Marzo de 2006; revisado 15 de Agosto de 2006; aceptado 9 de Septiembre de 2006.