

## Efecto de la conversión del manglar a potrero sobre la densidad y tallas de dos gasterópodos en el delta del río Turbo (golfo de Urabá, Caribe colombiano)

Juan F. Blanco<sup>1</sup> & María C. Castaño<sup>1</sup>

1. Grupo de Ecología Lógica: Islas, Costas y Estuarios (ELICE), Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Apartado Aéreo 1226; blanco@exactas.udea.edu.co, emece7@yahoo.com

Recibido 07-X-2011. Corregido 12-IV-2012. Aceptado 16-V-2012.

**Abstract: Effects mangrove conversion to pasture on density and shell size of two gastropods in the Turbo River Delta (Urabá Gulf, Caribbean coast of Colombia).** Mangrove deforestation is widespread in the Greater Caribbean but its impact on macrobenthos has not been evaluated to date. In order to assess the impact of mangrove conversion to pasture, densities and shell sizes of two dominant gastropods (*Neritina virginea* and *Melampus coffeus*) were compared among four mangrove types: 1) *Rhizophora mangle*-dominated fringing mangroves, 2) *Avicennia germinans*-dominated basin mangroves, 3) Mixed-species basin mangroves, and 4) *A. germinans*-basin mangroves converted to pastures, in the Turbo River Delta (Urabá Gulf, Colombia). Mangrove types were polygon-delimited with satellite images and color aerial photographs were taken in 2009. Various ( $n < 5$ ) polygons per mangrove type were sampled in January, July and December 2009, and a total ( $n < 20$ ) 0.025m<sup>2</sup>-quadrats were randomly placed along each polygon. Forest structure variables, pore-water physico-chemical variables and sediment-grain metrics were measured in the four mangrove types. Mean density and size of both gastropod species were measured. The results showed that the mean density and size of both species were significantly greater in *R. mangle*-fringing mangroves. *N. virginea* density decreased gradually towards the *A. germinans*-basin mangroves seemingly related to the diadromous life-history. This species nearly disappeared in the neighboring pastures because individuals were constrained to a few remaining flooded areas. In the pastures, *M. coffeus* individuals were clumped in the remaining *A. germinans* trees due to its climbing behavior as a pulmonate. We hypothesize that the decline of these two gastropods was related to physical microhabitat (e.g. trees, prop roots, and seedlings) degradation, and alteration of soil properties (e.g. temperature, pH, organic matter content). Finally, we also hypothesize that the local extinction of *N. virginea* due to clear-cutting may exert strong negative effects on the ecosystem function because it is a dominant omnivore. Rev. Biol. Trop. 60 (4): 1707-1719. Epub 2012 December 01.

**Key words:** mangrove deforestation, reclamation, *Neritina virginea*, *Melampus coffeus*, Urabá Gulf, Caribbean coast of Colombia.

El presente estudio utilizó a los gasterópodos del suelo, como grupo de estudio debido a que es abundante en individuos y/o rico en especies, con notables adaptaciones de comportamiento, morfología e historia natural ante muchas variables ambientales, y han sido ampliamente estudiados como bioindicadores en otras partes del mundo (particularmente África oriental e Indopacífico: Vermeij 1974, Sasekumar 1974, Cantera *et al.* 1983, Plaziat

1984, Cannicci *et al.* 2008, Lee 2008) y de Colombia (Blanco 1995, Blanco & Cantera 1999, Cantera & Blanco 2001, Cantera *et al.* 1999, Riascos & Guzmán 2010). Se escogieron a los gasterópodos *Neritina (Vitta) virginea* (Linnaeus, 1758) (Archaeogastropoda: Neritidae) y *Melampus coffeus* (Linnaeus 1758) (Pulmonata: Ellobiidae) para estudiar los efectos de la deforestación sobre el macrobentos del manglar porque son numéricamente dominantes

en los suelos y las raíces de los manglares de muchas partes del Gran Caribe, y particularmente en el golfo de Urabá son las únicas especies presentes (Proffitt & Devlin 2005, Maia & Tanaka 2007, Ortiz & Blanco 2012). *N. virginea* coloniza las praderas de fanerógamas y los manglares, pero también se encuentran densas poblaciones desde la desembocadura de los ríos y quebradas costeras hasta varios kilómetros aguas arriba, debido a su ciclo de vida diádromo consistente en larvas planctotróficas y juveniles y adultos migrantes (ámbito de tamaño: 2-25mm) (Blanco & Scatena 2005, 2006, 2007). Recientemente, Ortiz & Blanco (2012) sugirieron que la destrucción de algunos manglares era la responsable de la reducción de su ámbito de distribución en el golfo de Urabá. Se considera una especie asociada al suelo, aunque puede trepar algunos centímetros por las raíces y troncos de los mangles. *M. coffeus* es frecuente pero poco abundante en la parte interna de algunos manglares del golfo de Urabá (J.F. Blanco, observaciones personales). Este pulmonado pone huevos en los árboles y la larva tiene desarrollo directo. Es un activo detritívoro en el suelo de los manglares durante la marea baja pero trepa rápidamente por los troncos de los árboles, raíces fúlcreas y neumatóforos para evitar ser sumergido durante el ascenso de la marea (Proffitt & Devlin 2005, Maia & Tanaka 2007). Estudios recientes han evidenciado que usan las raíces fúlcreas y los neumatóforos de los mangles para refugiarse y alcanzar mayores tamaños y por lo tanto parecen ser indicadores del grado de desarrollo estructural de los bosques (Maia & Tanaka 2007).

El presente estudio se realizó en el delta del río Turbo porque es una de las áreas del golfo de Urabá donde la tala de manglar es más extensa y activa, como lo mostró una expedición reciente (Blanco *et al.* 2011, Ortiz & Blanco 2012). Este tuvo como objetivo el evaluar los impactos directos e indirectos de la deforestación del manglar sobre el macrobentos del suelo, mediante la comparación de la composición de densidades y tallas de los gasterópodos, de manera simultánea con variables dasonómicas, físico-químicas del agua

intersticial y sedimentológicas, entre rodales dominados por diferentes especies (*R. mangle* L. y *A. germinans*), manglares mixtos impactados por la entresaca de madera y manglares traseros (previamente rodales del mangle negro *A. germinans*) convertidos a potreros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El delta del río Turbo (08° 05' 42" N - 76° 44' 23" W) está ubicado en la parte central de la costa oriental del golfo de Urabá (Caribe colombiano). Este tiene una forma acuminada, pero ha formado una espiga o barra arenosa progradada hacia el sur, lo que ha formado una laguna costera somera (profundidad promedio: 1m), llamada bahía El Uno. En la zona noroccidental de la bahía, sobre el pro-delta del río, se asientan los manglares, los cuales se han desarrollado por la progradación y acreción durante los últimos 50 años (Taborda 2008). Sobre el pro-delta y la espiga, los manglares tienen diferentes edades y composición de especies debido a la dinámica natural y a diferentes usos humanos, lo cual ha creado un mosaico de coberturas y usos. Actualmente existen 145ha de manglar en las cuales se distingue una franja costera delgada dominada por mangle rojo (*R. mangle*) y un área interna de cuenca dominada por mangle negro (*A. germinans*), aunque existen muchos claros en regeneración producto de la extracción de árboles (Urrego *et al.* 2010). La inundación en los manglares oscila entre 20 y 70cm, dependiendo de la topografía y del régimen micromareal semi-diurno (amplitud promedio: 50cm; máxima: 90cm), aunque durante la época de menor precipitación (de enero a abril) se presentan frecuentes mareas meteorológicas extremas ("mar de leva"). Las inundaciones son frecuentes por el desbordamiento del río Turbo durante la época de mayor precipitación (de mayo a diciembre.). Este río tiene un régimen pulsátil presentando un ámbito amplio de variación del caudal en ambas épocas (mínimo-máximo: época seca: 0.2-6.5m<sup>3</sup>/s; época lluviosa: 0.7-10.9m<sup>3</sup>/s; periodo 1987-2002). La precipitación anual promedio es 2 500mm, con una distribución bimodal, debido a un

leve descenso de la precipitación entre junio y julio (veranillo de San Juan). La descripción detallada del golfo de Urabá y el área de estudio se encuentra en García (2007) y Ortiz & Blanco (2012).

Durante el pre-muestreo se observaron cangrejos violinistas (*Uca* spp.) y agujeros de cangrejos azules (*Cardisoma guanhumi*) coexistiendo con los gasterópodos *N. virginea* y *M. coffeus*. Aunque se realizaron recolecciones y cernidos de los primeros 10cm de sedimento, no se encontraron poliquetos, ni bivalvos, posiblemente debido a su textura arenosa y compacta. Esto sugiere que el epibentos de los manglares de la bahía El Uno, al igual que el de todo el golfo de Urabá (Blanco *et al.* 2011, Ortiz & Blanco 2012), es relativamente pobre, dominado por pocas especies, pero que pueden tener roles ecológicos claves. Esto es evidencia de la divergencia con respecto a las comunidades de la costa Caribe abierta, posiblemente debido a la menor salinidad del Golfo (Ortiz & Blanco 2012). Esto resalta la importancia de utilizar a *N. virginea* y *M. coffeus* como modelos para estudios ecológicos en estos manglares.

**Muestreo:** Con base en la fotointerpretación de una imagen de satélite de 2004 del delta del río Turbo y la bahía el Uno obtenida de Google Earth (versión 6.0.2.2074, Mountain View, CA, Google Inc.) y de un ortofotomapa escala 1:10 000 obtenido en 2009 (Blanco *et al.* 2011) se delimitaron polígonos de cobertura de manglar de franja, manglar de cuenca y potrero. Para la caracterización dasonómica de los tres tipos de vegetación, se establecieron 18 parcelas circulares de 500m<sup>2</sup> para identificar y contar los árboles de las especies de mangles y medir sus diámetros a la altura del pecho (DAP>2.5cm) y alturas. A partir de estos muestreos se calculó el Índice de Valor de Importancia para cada especie. También se establecieron 72 sub parcelas de 1m<sup>2</sup> (cuatro dentro de cada parcela) para contar las plántulas de cada especie de mangle. Durante esta caracterización en enero de 2009, se identificó que en algunas áreas el manglar de cuenca había

sido visiblemente afectado por la entresaca de árboles y que era dominado principalmente por *Laguncularia racemosa*.

Para el estudio del efecto de la deforestación sobre los gasterópodos se seleccionaron 14 sitios que correspondieron a las siguientes tipologías: tipo 1, manglar de franja: borde externo del manglar dominado por el mangle rojo (*R. mangle*) (n=5 sitios), tipo 2, manglar de cuenca: parte interna del manglar dominado por mangle negro (*A. germinans*) (n=3), tipo 3, manglar mixto: parte interna del manglar con una mezcla de especies pero con dominancia del mangle blanco (*L. racemosa*) con evidencias de extracción de postes de mangle rojo y negro (n=4), y tipo 4, potrero: manglar fuertemente intervenido (reclamado), convertido en potrero, con presencia de algunos árboles de *A. germinans* altos y dispersos remanentes (n=2). En este último tipo de manglar se presentaron algunas charcas formadas por la lluvia, por la inundación del río y de las mareas máximas. A lo largo de cada sitio se realizó un transecto perpendicular a la línea de marea con un ancho de 3m y un largo que cubriera todo el sitio (polígono). Los gasterópodos se muestrearon dentro de 20 cuadrantes de 50x50cm (dispuestos en 10 pares equidistantes a lo largo del transecto), y se tomaron parámetros fisicoquímicos del agua intersticial (pH, conductividad, potencial de óxido-reducción-REDOX y temperatura), al igual que la hora, la profundidad del agua cuando se presentaron charcos y la inundación máxima de la marea evidenciada por marcas sobre los árboles. También se tomaron muestras de sedimentos para análisis granulométricos. Después de contar los caracoles, se tomaron aleatoriamente y midieron (con un pie de rey electrónico de precisión 0.01mm, ver Blanco & Scatena 2005), al menos, 50 caracoles encontrados sobre el suelo o sobre los troncos de los árboles en cada zona del sitio de muestreo (estudios anteriores de Blanco & Scatena 2005, 2006, 2007 y Ortiz & Blanco 2012 han mostrado que este tamaño de muestra es suficiente para garantizar la homocedasticidad). No se recolectaron conchas vacías para evitar sesgos por el arrastre de conchas por las

mareas o la influencia de eventos ambientales pasados. Se realizaron muestreos en salidas de campo en tres fechas (enero, julio y diciembre de 2009) para incluir las dos épocas climáticas extremas del año: lluvia (junio) y sequía (diciembre). Se mantuvo el mismo tiempo en el ciclo mareal mensual.

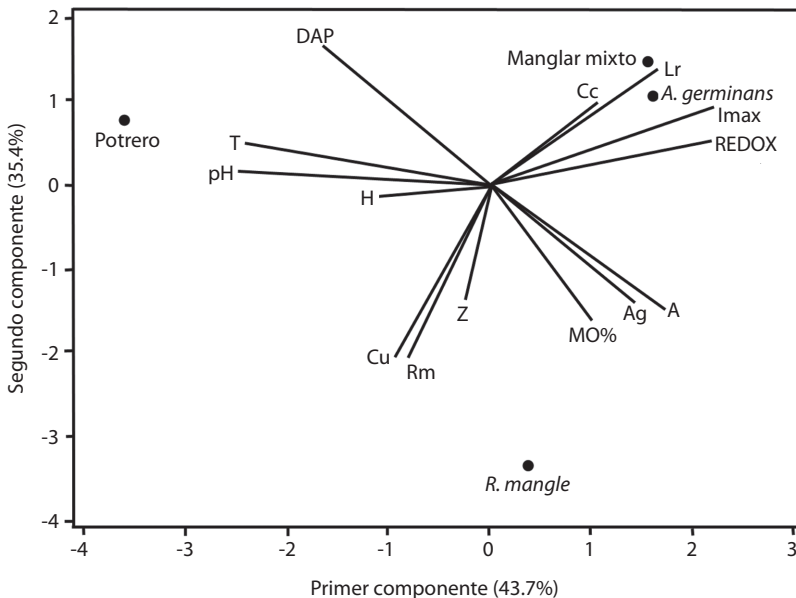
**Análisis de datos:** Las variables fisico-químicas fueron promediadas dentro de cada tipo de cobertura y a lo largo de las tres fechas de muestreo para construir una matriz que sirviera de base para la ordenación de los cuatro tipos de vegetación, en conjunto con las variables dasonómicas, hidrológicas (e.g. inundación) y granulométricas. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para establecer si existían diferencias entre los cuatro tipos de vegetación en términos del conjunto de variables ambientales y determinar cuáles de ellas eran mejores indicadoras. Las densidades de *N. virginea* y *M. coffeus* fueron comparadas entre tipos de vegetación y salidas

de campo (fechas) con un Análisis de Varianza de dos vías (ANDEVA). Las tallas de cada especie fueron comparadas entre tipos de vegetación utilizando un ANDEVA de una vía dado que el número de individuos fue demasiado bajo en algunos tipos de vegetación y fechas. Se realizaron pruebas de ajuste a la normalidad y homogeneidad de varianza, y cuando se transformaron logarítmicamente las variables cuando fue necesario. Cuando no se cumplieron los requerimientos de homogeneidad de varianza y normalidad aun con las transformaciones, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Todos los análisis se realizaron siguiendo las sugerencias descritas en Guisande *et al.* (2006) y se utilizó el paquete estadístico MINITAB versión 16.

## RESULTADOS

### Diferencias entre los tipos de vegetación:

Los descriptores de los tipos de vegetación se indican en el cuadro 1. El ACP (Fig. 1) mostró



**Fig. 1.** Ordenación en los dos primeros Componentes Principales de cuatro tipos de vegetación (*R. mangle*, *A. germinans*, Mixto y Potrero) en la bahía El Uno basada en las características dasonómicas, fisico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas de los sedimentos indicadas en el cuadro 1 (ver códigos en el mismo cuadro).

**Fig. 1.** Ordination on the first two Principal Components of four vegetation types (*R. mangle*, *A. germinans*, Mixed-forest, Pasture) in El Uno Bay based on forest structure characteristics, pore-water physico-chemistry and sediment grain metrics indicated in table 1 (see codes in the same table).

CUADRO 1  
Características dasonómicas, físico-químicas del agua intersticial, hidrológicas y granulométricas del suelo de cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno, delta del río Turbo, golfo de Urabá, Colombia

TABLE 1  
Forest structure features, pore-water physico-chemistry, hydrology and sediment granulometry in four vegetation types in El Uno Bay, Turbo River Delta, Urabá Gulf, Colombia

Tipo variable	Variable (código)	<i>R. mangle</i>	<i>A. germinans</i>	Mixto	Potero
Dasonómica	Índice de Valor de Importancia de <i>R. mangle</i>	160	77	98	NA
	Índice de Valor de Importancia de <i>A. germinans</i>	100	124	85	NA
	Índice de Valor de Importancia de <i>L. racemosa</i>	40	89	113	NA
	Abundancia de árboles DAP>15 cm (ind/500m <sup>2</sup> ) (A)	11.8±4.2	9.7±3.5	7.3±3.2	4
	Diámetro promedio árboles* (cm) (DAP)	21.7±4.6	23.1±6.2	23.7±0.8	25.2
	Altura promedio árboles* (m) (H)	14.7±4.5	15.4±2.4	13.6±0.6	15.3
	Plántulas de <i>A. germinans</i> (ind/4m <sup>2</sup> ) (Ag)	80±111.2	42±48.2	67±70.7	29
	Plántulas de <i>R. mangle</i> (ind/4m <sup>2</sup> ) (Rm)	3.5±4.4	1.1±1.2	0.7±1.2	2
	Plántulas de <i>L. racemosa</i> (ind/4m <sup>2</sup> ) (Lr)	0.3±0.5	12.1±12.7	7.3±3.5	1
Físico-química agua intersticial	Temperatura (°C) (T)	28.5±0.9	28.1±1.0	28.7±0.4	31.4±1.8
	pH (pH)	7.4±0.7	7.3±0.8	7.3±0.9	7.9±1.0
	Potencial REDOX (mV) (REDOX)	1 521.8±2 042.6	1 778.5±2 475.6	1 641±2 239.8	1 336.7±1 754.6
Hidrológica	Inundación máxima (cm) (Imax)	15.2±3.97	18.7	20.7±3.2	12.7±1.9
	Profundidad charcos (cm) (z)	6.1±5.4	2.5±1.6	5.3±2.0	4.4±4.1
Granulométrica	Coefficiente de uniformidad (Cu)	10.7±6.3	8.2±2.8	8.3±3.8	9.4±6.0
	Coefficiente de curvatura (Cc)	0.6±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1	0.6±0.1
	Contenido de materia orgánica (%) (MO)	19.2	18.8	9.6	8

\*: Árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) >15 cm. NA: No aplica.

\*: Trees with diameter at breast height >15cm. NA: Does not apply.

claras diferencias entre los cuatro tipos. La franja de *R. mangle* se diferenci6 claramente de los otros tipos a lo largo del segundo componente. Los potreros se diferenciaron de los manglares de cuenca, ya fueran mixtos o dominados por *A. germinans*, a lo largo del primer componente. La franja de *R. mangle* (tipo 1) present6 la mayor abundancia de 6rboles con DAP>10cm, pl6ntulas de *R. mangle* y *A. germinans*, profundidad de las charcas durante la marea baja y el contenido de materia org6nica y coeficiente de uniformidad de los sedimentos. Los manglares de cuenca (tipos 2 y 3) presentaron la mayor abundancia de pl6ntulas de *L. racemosa*, alto potencial REDOX, mayor inundaci6n m6xima y mayor coeficiente de curvatura de los sedimentos. El tipo 4 (manglar "potrerizado") present6 la menor abundancia de 6rboles con DAP>10cm, pero 6stos fueron m6s altos y m6s gruesos (dando cuenta del avanzado desarrollo y edad previo a la "potrerizaci6n"). Tambi6n present6 la menor abundancia de pl6ntulas de *A. germinans* y la mayor temperatura y pH (>3°C y pH=7.9), el menor potencial REDOX, y la mitad del porcentaje de materia org6nica en los sedimentos superficiales observado en otros tipos de vegetaci6n.

**Respuestas de los gaster6podos a la deforestaci6n:** Dentro de los 1027 cuadros observados, *N. virginea* fue significativamente m6s abundante que *M. coffeus* (Cuadro 2). *N. virginea* se encontr6 predominantemente

en el suelo del manglar y solamente se observ6 en los troncos y raices cuando la marea empez6 a subir. La densidad de *N. virginea* fue significativamente mayor en las franjas de *R. mangle* (tipo 1) que en los otros tipos de vegetaci6n (Fig. 2; ANDEVA dos v6as,  $F_{3,1015}=33.1$ ;  $p<0.001$ ). En los potreros (tipo 4) la abundancia absoluta fue muy baja porque no se encontraron individuos fuera de las charcas, aunque dentro de las mismas se present6 una densidad promedio mayor que la observada en los manglares de cuenca. Los manglares de cuenca mixtos y los dominados por *A. germinans* presentaron las menores densidades (no difirieron entre s6). Hubo una variaci6n temporal significativa de la densidad dentro de cada tipo de manglar (componente de interacci6n:  $F_{6,1015}=4.1$ ;  $p<0.001$ ). *M. coffeus* fue escaso en el suelo y se encontr6 predominantemente en las raices y troncos solo en 40 de 1 027 cuadros. La densidad media fue significativamente mayor en los tipos 1 y 4 ( $1.3\pm 6.2$  y  $1.7\pm 9.7$  ind/m<sup>2</sup>, respectivamente) que en el tipo 2 ( $0.5\pm 3.6$ ; la cual no es significativamente diferente del tipo 3 donde no se encontraron individuos) (Fig. 3; Kruskal-Wallis ajustado por los empates;  $H=17.8$ ;  $GL=3$ ;  $p<0.001$ ). En los potreros (tipo 4) se encontraron pocos individuos en el suelo, aunque se observaron agregaciones sobre los neumat6foros en las charcas de muestreo y sobre los 6rboles de mangle negro por fuera de los cuadros. Con respecto a las tallas de las conchas, el mayor promedio de

CUADRO 2

Caracter6sticas de dos poblaciones de gaster6podos de cuatro tipos de vegetaci6n en la bah6a El Uno. Se indican promedios, desviaciones est6ndar y 6mbito de las variables

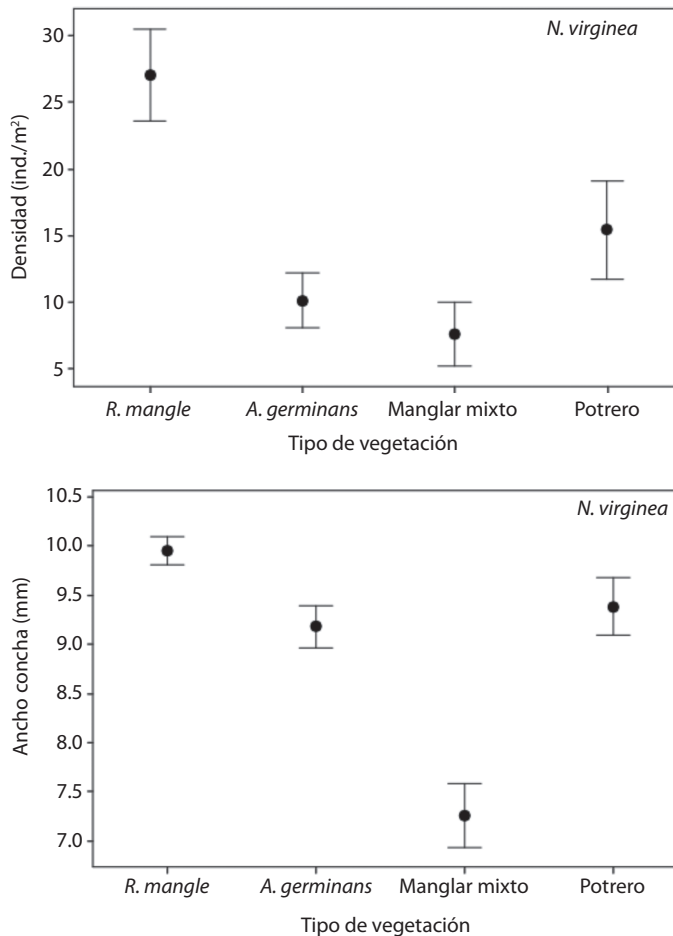
TABLE 2

Characteristics of two gastropod populations in four vegetation types in El Uno Bay. Mean, standard deviation and range are shown

Especie	Densidad (ind/m <sup>2</sup> )	Talla (mm) (n)	Tipo de vegetaci6n	Tipo de sustrato preferido
<i>N. virginea</i>	16.2±26.3 (0-164)	9.3±2.7 (2235)	R, A, M, P	Suelo
<i>M. coffeus</i>	0.8±5.5 (0-80)	16.2±2.2 (188)	R, A, P	Raices y troncos

C6digos de los tipos de vegetaci6n: R=*R. mangle*, A=*A. germinans*, M=Manglar mixto, P=potrero. n=n6mero de individuos medidos.

Vegetation type codes: R=*R. mangle*, A=*A. germinans*, M=Mixed mangrove, P=pasture. n=number of individuals measured.



**Fig. 2.** Densidad y talla (ancho de concha) de *N. virginea* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).

**Fig. 2.** Density and size (shell width) of *N. virginea* in four vegetation types in El Uno Bay. Means and 95% confidence intervals are shown for pooled data from three sampling dates (jan., jul., dec. 2009).

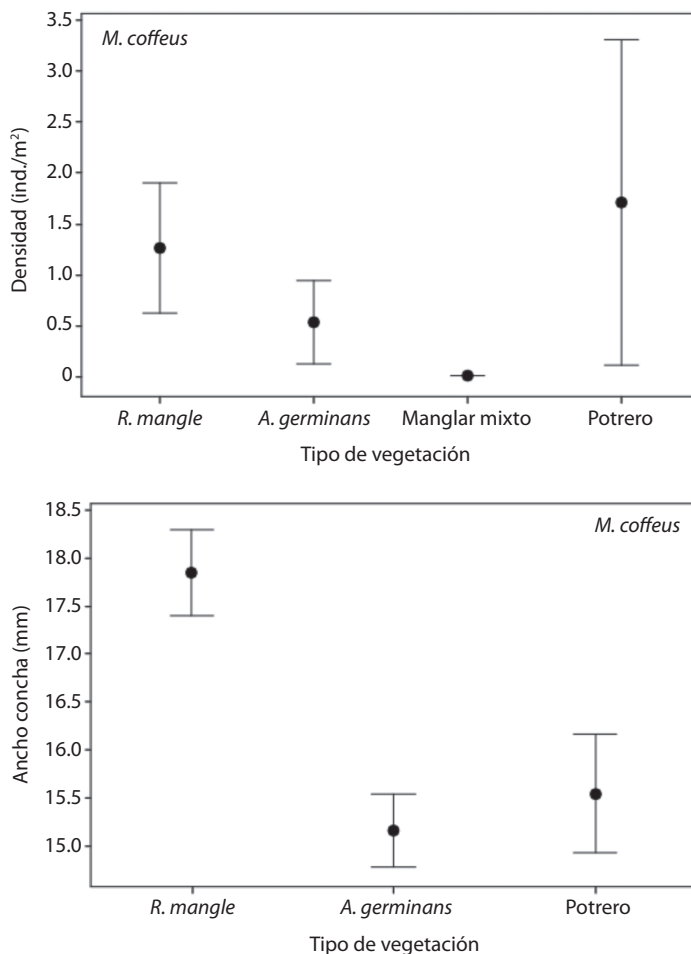
*N. virginea* se observó en el tipo 1, seguido por los tipos 2, 4 y 3 (Fig. 2; ANDEVA una vía,  $F_{3, 2231}=87.0$ ;  $p<0.001$ ). En *M. coffeus*, el mayor promedio se observó en el tipo 1 seguido por los tipos 2 y 4 (Fig. 3; ANDEVA de una vía:  $F_{2, 185}=45.1$ ;  $p<0.001$ ).

## DISCUSIÓN

**Impactos directos de la deforestación:**  
Este estudio demostró que la conversión de

manglar a potreros o “potrerización”, además de la evidente deforestación, reduce la oferta de posibles microhábitats para la fauna béntica y altera las características físico-químicas y sedimentológicas de los suelos superficiales. La disminución exponencial de la densidad de plántulas de *A. germinans* y la desaparición de otras especies (*L. racemosa* y *R. mangle*) puede ser producto de la disminución de la oferta de propágulos y de su alta mortalidad como consecuencia de la tala de árboles y de





**Fig. 3.** Densidad y talla (largo de concha) de *M. coffeus* en cuatro tipos de vegetación en la bahía El Uno. Se indican las medias y el intervalo de confianza del 95% para datos ponderados de tres salidas de campo (ene., jul., dic. 2009).  
**Fig. 3.** Density and size (shell length) of *M. coffeus* in four vegetation types in El Uno Bay. Means and 95% confidence intervals are shown for pooled data from three sampling dates (jan., jul., dec. 2009).

las alteraciones microclimáticas e hidrológicas. Aunque no se cuantificó, también se observó una pérdida de neumatóforos, lo cual es otro de los principales efectos de deforestaciones a pequeña escala (e.g. apertura de caminos y construcción de tablados; Skilleter & Warren 2000). Estos cambios de hábitat físico también pueden ser responsables del aumento de la temperatura (3°C) y la leve alcalinización (pH=8) del agua intersticial en los potreros con respecto a los manglares. El aumento del

drenaje de los suelos por el aumento de la temperatura, la evapotranspiración del suelo y el pisoteo del ganado podrían explicar la disminución del potencial REDOX. Los aumentos en la temperatura en manglares deforestados han sido descritos previamente (Fondo & Martens 1998). Aunque no se observaron cambios texturales significativos del suelo superficial, el contenido de materia orgánica disminuyó en el potrero, lo cual podría ser explicado por la erosión del suelo. La pérdida de humedad y



compactación en los suelos, y la disminución del flujo de nutrientes han sido establecidas como efectos negativos de la deforestación, que además limitan el establecimiento de los propágulos de mangle (Boizard & Mitchell 2011). Finalmente, la baja abundancia de los árboles grandes (>15cm) en los manglares de cuenca mixtos es un signo de la entresaca de árboles, usualmente utilizados para la fabricación de “varas”, postes y tablas por parte de las comunidades locales (García 2007, Urrego *et al.* 2010). En la zona también es común la entresaca de árboles de diámetros intermedios (5-10 cm) para la fabricación de carbón y leña (García 2007, Urrego *et al.* 2010).

**Impactos indirectos de la deforestación sobre las poblaciones de gasterópodos:** La “potrerización” del manglar redujo la densidad de las poblaciones de *M. coffeus* y de *N. virginea*, y alteró sus tallas promedio. Los marcados hábitos arborícolas de *M. coffeus* podrían explicar la clara disminución de sus poblaciones como respuesta a la “potrerización” y a la entresaca de árboles. En manglares de Florida y Brasil donde *M. coffeus* es muy abundante, migran verticalmente sobre los árboles y raíces aéreas para escapar de la inmersión o inclusive de los depredadores (Proffitt & Devlin 2005, Maia & Tanaka 2007). En dichos estudios también se ha observado que la densidad de *M. coffeus* en el suelo disminuye con respecto a la distancia desde las raíces fúlcreas de *R. mangle*. También se ha encontrado que esta especie es más abundante en etapas tempranas e intermedias de sucesión del manglar posiblemente debido a la mayor densidad de troncos y raíces que les proveen hábitat físico (Maia & Tanaka 2007). Esto último podría explicar la menor densidad de *M. coffeus* observada en los manglares de cuenca, los cuales tienen una dominancia de *A. germinans* (el cual no solo alcanza una menor densidad de árboles, sino que no presenta raíces fúlcreas), contrario a lo observado en los manglares de franja dominados por *R. mangle*. En nuestro estudio, el papel de refugio que cumplen las raíces fúlcreas es sugerido por las mayores tallas de conchas de

*M. coffeus* observadas en el manglar de franja que en los otros tipos de vegetación. Finalmente, los hábitos arborícolas de *M. coffeus* explican la alta varianza espacial en los potreros, debido a su predominancia en los árboles y neumatóforos remanentes.

La distribución espacial de la densidad de *N. virginea*, sugiere la intervención de factores naturales y antropogénicos. La disminución progresiva de la densidad media desde los manglares de franja hacia los manglares de cuenca traseros sugiere que el mar es la fuente de larvas y que el reclutamiento se da en el borde del manglar y, posteriormente, los juveniles y adultos se mueven hacia el interior. Esta migración intermareal podría estar relacionada con el ciclo de vida diádromo y es equivalente a la observada en quebradas costeras e insulares del Caribe (Blanco & Scatena 2005, 2006, 2007) y recientemente documentada en el río Atrato, golfo de Urabá (J.F. Blanco, observaciones personales). Las variaciones temporales de la densidad y la talla promedio observadas dentro de los manglares en nuestro estudio también sugieren la ocurrencia de migraciones intermareales estacionales que deberían ser investigadas en el futuro.

La “potrerización” del manglar causó un efecto negativo en la densidad y la talla promedio de *N. virginea*. Debido a sus hábitos acuáticos, la desecación de los suelos en los potreros podría causar la mortalidad por fuera de las charcas y promover la concentración de individuos en ellas. Adicionalmente, la alta temperatura (31°C) y el pH levemente alcalino (7.9) en los suelos, producto de la evaporación y la concentración de aniones (sales) por la ausencia de árboles parece un factor importante que explica la reducción de la densidad, principalmente de los individuos más pequeños. Finalmente, la ausencia de individuos <7mm y el aumento progresivo de la talla promedio en las charcas de los potreros (datos no mostrados), sugiere su aislamiento de las poblaciones encontradas en el manglar y la ausencia de las migraciones intermareales, dado que esta especie no posee reclutamiento *in situ* por su requerimiento de aguas marinas para completar

el desarrollo larval. La reducción de la complejidad del microhábitat (por la pérdida de árboles, raíces, neumatóforos y propágulos) y la baja profundidad de las charcas de los potreros también podría incrementar la depredación por aves y cangrejos sobre los individuos pequeños de *N. virginea*, tal como se ha observado en quebradas costeras (Blanco & Scatena 2007, Blanco & Arroyave 2009).

Nuestro estudio demuestra que *N. virginea* es un bioindicador de la “potrerización” que reduce la conectividad hidrológica (aislamiento en charcas), aumenta la fragmentación del hábitat físico (pérdida de árboles, raíces fúlcreas y neumatóforos) y altera las propiedades físico-químicas intersticiales en los manglares. Este papel de bioindicador ya fue demostrado en quebradas costeras (Blanco & Scatena 2005, 2006, 2007). Los resultados de nuestro estudio podrían explicar la ausencia de *N. virginea* en otros manglares del golfo de Urabá sometidos a una extensa tala o que han disminuido su área por la erosión marina debida a eventos de sobre-lavado (*overwash*) y deriva litoral (Ortiz & Blanco 2012).

El presente estudio confirmó la reducción de la densidad del macrobentos observada en sitios deforestados debido a la alteración de la cobertura vegetal, la cual, además de soporte y hábitat físico, provee refugio ante los depredadores y la desecación (Asia: Sasekumar & Chong 1998; Africa: Diop *et al.* 2001, Fondo & Martens 1998; Australia: Skilleter & Warren 2000). Por ejemplo, en deforestaciones a pequeña escala para la construcción de tablados y caminos, la disminución de neumatóforos (más no de plántulas y de hojarasca) es el principal mecanismo que explica la disminución de densidad y riqueza de especies de la comunidad y de la densidad de gasterópodos dominantes (Australia: Skilleter & Warren 2000). En manglares prístinos malayos, también se encontró que la densidad moluscos estaba positivamente correlacionada con variables del hábitat físico, tales como la diversidad de plántulas, el número de especies de mangles y de plantas asociadas (Ashton *et al.* 2003). En ausencia de explotación forestal de los manglares, la cubierta

vegetal ofrece estabilidad espacio-temporal de las variables físico-químicas intersticiales y, por lo tanto, debilitan las correlaciones entre estas variables y la microdistribución de los gasterópodos (Fondo & Martens 1998). Por el contrario, cuando se deforesta se fortalecen los efectos de variables físico-químicas como la temperatura y el pH (Fondo & Martens 1998). Otras variables importantes son la altura topográfica y el contenido de hojarasca (Ashton *et al.* 2003). Finalmente, aunque no fue el caso de este estudio, el pH demasiado bajo puede ser un importante factor limitante para la densidad de los individuos aun en coberturas naturales debido a que corroe las conchas (Fondo & Martens 1998, Blanco 2001, Blanco & Arroyave 2009). Finalmente, en algunas partes del mundo se ha encontrado que las densidades de algunos gasterópodos aumenta en áreas deforestadas (e.g. algunos Littorinidae en Kenia, Fondo & Martens 1998), pero no se encontraron evidencias de ello en los manglares del golfo de Urabá.

#### **Implicaciones para el funcionamiento ecosistémico del manglar:**

Sugerimos que *N. virginea* es el detritívoro más importante para el procesamiento de la materia orgánica del suelo del manglar en el golfo de Urabá. En primer lugar, es notablemente más abundante que *M. coffeus*, contrario a lo observado en los manglares de Florida y Brasil (Proffitt & Devlin 2005, Maia & Tanaka 2007). *N. virginea* tiene una densidad media ( $\pm$ d.e.) de  $16.2 \pm 26.3$  ind/m<sup>2</sup> en el delta del río Turbo y la bahía El Uno, sin embargo su distribución fue visiblemente agregada en el espacio y en el tiempo (mínima-máxima: 0-164 ind/m<sup>2</sup>), mostrando que las densidades superan las de gasterópodos de otras localidades del mundo (Ashton *et al.* 2003, Hogarth 2007). En segundo lugar, aunque no existe información directa sobre los hábitos alimenticios de *N. virginea* en los manglares, estudios en quebradas informan que es un herbívoro preferencial que se alimenta de microalgas y de materia orgánica acumulada sobre las rocas (Lane 1991, Coat *et al.* 2009), pero que también es un detritívoro facultativo que se alimenta de hojas senescentes (Chong *et al.*

2000). De acuerdo a esto, y haciendo cálculos conservativos, *N. virginea* podría transformar grandes cantidades de materia proveniente de la hojarasca de los mangles en heces fecales *pellets*, dado que puede alcanzar biomasa húmedas totales entre 11.9 y 74.3g/m<sup>2</sup> (correspondientes a un ámbito de densidad de 16-100ind/m<sup>2</sup>) durante condiciones normales, pero entre 222.9 y 1040.2g/m<sup>2</sup> (ámbito de densidad: 300-1 400ind/m<sup>2</sup>) durante la época de migraciones (considerando un promedio *per capita* de 743mg de peso húmedo, aunque alcanzan máximos de 3495mg, J.F. Blanco, datos sin publicar). De esta forma, *N. virginea* podría ser considerada como una especie ingeniera eco-sistémica, como se ha documentado ampliamente para cangrejos y gasterópodos de otras partes del Caribe y del mundo (McIvor & Smith 1995, Proffitt & Devlin 2005, Cannicci *et al.* 2008, Lee 2008, Alongi 2009). Su disminución poblacional debida a la deforestación, como la observada en el golfo de Urabá, podría tener severos impactos a nivel de procesos eco-sistémicos como la descomposición de la hojarasca y la bio-perturbación de los sedimentos superficiales. Este escenario debe ser la motivación, como lo proponen Ellison (2008) y Lee (2008), para empezar a considerar un manejo de los manglares más orientado a la conservación de la fauna y de las funciones, bienes y servicios que prestan, que al simple mantenimiento de la cubierta vegetal o la conservación de un bien específico, usualmente el recurso pesquero.

En conclusión, la conversión del manglar a potrero en el delta del río Turbo produjo un detrimento de los microhábitats físicos (e.g. árboles, raíces y plántulas) que podrían servir de refugio para los gasterópodos dominantes ante los depredadores, el rigor ambiental (e.g. temperatura y pH) y la inundación de la marea. *N. virginea* estuvo claramente restringida a las charcas remanentes en los potreros, lo cual se sugiere que está ligado a la desecación de los suelos y la reducción de los niveles de inundación dado que depende del agua para dispersar sus larvas y a que además es diádroma, tal como se observó en el interior del manglar.

*M. coffeus*, a pesar de su baja densidad, estuvo restringida a los árboles remanentes en los potreros, lo cual se sugiere que depende de los substratos duros para evitar la inmersión durante la marea alta debido a su condición de pulmonado. La densidad y la talla de estos gasterópodos pueden ser bio-indicadores complementarios para las variables de grano grueso tales como la ausencia de árboles, la apertura de dosel y las huellas de ganado ampliamente documentadas para la deforestación de bosques terrestres.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín (DIME) a través del proyecto “Respuesta de los manglares y el macrobentos asociado a los cambios naturales y antrópicos en dos escalas de tiempo en el delta del río Turbo y bahía El Uno (golfo de Urabá)” (código 20101007166). Ligia Estela Urrego-Giraldo, investigadora principal del proyecto, facilitó la información forestal y el apoyo logístico. Luis Ferney Ortiz, Harold Garcés, Camilo Aristizabal-Espinoza, Rosalyn Hoyos y Alexander Taborda colaboraron durante el trabajo de campo y laboratorio. Las aero-fotografías se obtuvieron en proyecto “Expedición Estuarina, Golfo de Urabá, Fase 1” parte de la “Expedición Antioquia 2013” financiado por la Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional y EAFIT. Recursos adicionales se obtuvieron por el proyecto CODI-U de A-CAA-CORPOURABA “Impacto de la sedimentación sobre el macrobentos, las redes tróficas pelágicas y el procesamiento de la hojarasca en los manglares del delta del río Turbo, golfo de Urabá”. Se agradecen los comentarios de tres evaluadores anónimos. Contribución ELICE No. 5.

## RESUMEN

El delta del río Turbo es una de las áreas del golfo de Urabá, Colombia donde la tala de manglar es más extensa y activa, por lo tanto, se evaluó el impacto de la conversión

de manglar a potrero, comparando la densidad y talla promedio de dos gasterópodos (*Neritina virginea* y *Melampus coffeus*), variables dasonómicas, físico-químicas intersticiales y granulométricas del suelo entre varios parches de: 1) manglar de franja, 2) manglar de cuenca, 3) manglar de cuenca mixto y 4) manglar de cuenca convertido a potrero, en el delta del río Turbo de este golfo, entre enero y diciembre 2009. Las densidades y tallas de los gasterópodos fueron mayores en el manglar de franja. *N. virginea* fue muy abundante pero disminuyó hacia el manglar de cuenca (debido a sus hábitos diádromos), y desapareció casi completamente en los potreros, donde los individuos estuvieron agregados en las pocas áreas anegadas. En los potreros, los individuos de *M. coffeus* estuvieron agrupados en los árboles remanentes debido a su hábito arborícola y su condición de pulmonado. Se sugiere que la escasez de los gasterópodos está relacionada con la degradación del microhábitat físico, y la alteración de propiedades del suelo. Finalmente, también planteamos que la extinción local de *N. virginea* debida a la tala puede ejercer fuertes efectos negativos sobre la función ecosistémica debido a que es un omnívoro dominante.

**Palabras clave:** deforestación, reclamación, manglar, *Neritina virginea*, *Melampus coffeus*, golfo de Urabá, Caribe colombiano.

## REFERENCIAS

- Alongi, D.M. 2009. Paradigm shifts in mangrove biology, p. 615-640. In G.M.E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon & M.M. Brinson (eds.). Coastal Wetlands: An integrated ecosystem approach. Elsevier, Londres, Inglaterra.
- Ashton, E.C., D.J. Macintosh & P.J. Hogarth. 2003. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 19: 127-142.
- Álvarez-León, R. & J. Polanía. 1996. Los manglares del Caribe colombiano: síntesis de su conocimiento. *Rev. Acad. Colomb. Cien. Exact. Fis. Nat.* 20: 447-464.
- Blanco, J.F. 1995. La malacofauna epibentónica como indicadora de condiciones naturales y de tensión en manglares del Pacífico Colombiano. Trabajo de grado, Universidad del Valle, Colombia.
- Blanco, J. 2001. Alteraciones morfológicas de la concha de *Thais kioskiformis* Duclou, 1832 con respecto a su posición intermareal en el manglar. *Bol. Ecotropica* 34: 1-12.
- Blanco, J.F. 2009. Banana-crop expansion and increased river-borne sediment exports to the Gulf of Urabá, Caribbean coast of Colombia. *Ambio* 38: 181-183.
- Blanco, J.F. & J.R. Cantera. 1999. The vertical distribution of mangrove gastropods and environmental factors relative to tide level at Buenaventura Bay, Pacific Coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.* 65: 617-630.
- Blanco, J.F. & F.N. Scatena. 2005. Floods, habitat hydraulics and upstream migration of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) in northeastern Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 41: 55-74.
- Blanco, J.F. & F.N. Scatena. 2006. Hierarchical contribution of river-ocean connectivity, water chemistry, hydraulics, and substrate to the distribution of diadromus snails in Puerto Rican streams. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 25: 82-98.
- Blanco, J.F. & F.N. Scatena. 2007. The spatial arrangement of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) during upstream migration in a split-channel reach. *River Res. Appl.* 23: 235-245.
- Blanco, J.F. & A. Arroyave. 2009. Daños por depredación y tamaño de concha del caracol diádromo *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) en el Río Mameyes, Puerto Rico. *Rev. Biol. Trop.* 57: 1069-1080.
- Blanco, J.F., M. Londoño-Mesa, L. Quan-Young, L. Urrego-Giraldo, J. Polanía, A. Osorio, G. Bernal & I. Correa. 2011. The Urabá Gulf Mangrove Expedition of Colombia. ISME/GLOMIS 9: 8-10.
- Boizard, S. & S. Mitchell. 2011. Resistance of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) seedlings to deflection and extraction. *Trees* 25: 371-381.
- Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, T.J. Smith III, J. Offenberg & F. Dahdouh-Guebas. 2008. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. *Aquat. Bot.* 89: 186-200.
- Cantera, J.C. & J.F. Blanco. 2001. The estuary ecosystem of Buenaventura Bay, Colombia. In U. Seeliger & B. Kjerfve (eds.). Coastal ecosystems of Latin America. Ecological Studies, 144. Springer, Berlín, Alemania.
- Cantera, J.R., P.M. Arnaud & B.A. Thomassin. 1983. Biogeographic and ecological remarks on molluscan distribution in mangrove biotopes: gastropods. *J. Mollusc. Stud.* 12: 10-26.
- Cantera, J.R., B.A. Thomassin & P.M. Arnaud. 1999. Faunal zonation and assemblages in the Pacific Colombian mangroves. *Hydrobiologia* 413: 17-33.
- Cedeño, J., M. Jiménez-Prieto, L. Pereda & T. Allen. 2010. Abundancia y riqueza de moluscos y crustáceos asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Bocaripo, Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 58: 213-226.
- Chong, C.T., S.T. Larned, A.P. Covich & R.A. Kinzie III. 2000. Species interactions between estuarine detritivores: inhibition or facilitation. *Hydrobiologia* 434: 11-16.
- Coat, S., D. Monti, C. Bouchon & G. Lepoint. 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web

- assessed by stable isotope analysis. *Freshwat. Biol.* 54: 1028-1041.
- Diop, E.S., C. Gordon, A.K. Semesi, A. Soumaré, D. Diallo, A. Guissé, M. Diouf & J.S. Ayivor. 2001. Mangroves of Africa, p. 63-121. *In* L.D. Lacerda (ed.). *Mangrove ecosystems. Function and management.* Springer, Berlín, Alemania.
- Ellison, A.M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *J. Sea Res.* 59: 2-15.
- Ellison, A.M. & E.J. Farnsworth. 1996. Anthropogenic disturbances of Caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica* 28: 549-565.
- García, C. (ed.). 2007. Atlas del golfo de Urabá: una mirada al Caribe de Antioquia y Chocó. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-Invemar- y Gobernación de Antioquia. Serie de Publicaciones Especiales de Invemar N° 12. Santa Marta, Colombia.
- Google Earth. Versión 6.0.2.2074, Mountain View, CA, Google Inc.
- Guisande, C., A. Berrio, I. Maneiro, I. Riveiro, A. Vergara & A. Vaamonde. 2006. Tratamiento de datos. Díaz de Santos, Madrid, España.
- Fondo, E.N. & E.E. Martens. 1998. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenya. *Mangrov. Salt Marsh.* 2: 75-83.
- Hogarth, P.J. 2007. The biology of mangroves and seagrasses. Oxford University, Nueva York, EEUU.
- Lacerda, L.D. (ed.). 2001. *Mangrove ecosystems. Function and management.* Springer, Berlín, Alemania.
- Lacerda, L.D., J.E. Conde, B. Kjerfve, R. Álvarez-León, C. Alarcón & J. Polanía. 2001. American mangroves, p. 1-62. *In* L.D. Lacerda (ed.). *Mangrove ecosystems. Function and management.* Springer, Berlín, Alemania.
- Lane, J.M. 1991. The effect of variation in quality and quantity of periphyton on feeding rate and absorption efficiencies of the snail *Neritina reclivata* (Say). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 150: 117-129.
- Lee, S.Y. 2008. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *J. Sea Res.* 59: 16-29.
- Maia, R.C. & M.O. Tanaka. 2007. Avaliação de efeitos de espécies de mangue na distribuição de *Melampus coffeus* (Gastropoda, Ellobiidae) no Ceará, nordeste do Brasil. *Iheringia, Ser. Zool.* 97: 379-382.
- McIvor, C.C. & T.J. Smith. 1995. Differences in the crab fauna of mangrove areas at a Southwest Florida and a Northeast Australia location: implications for leaf litter processing. *Estuaries* 18: 591-597.
- Minitab® Statistical Software. Versión 16, State College, PA, Minitab Inc.
- Ortiz, L.F. & J.F. Blanco. 2012. Ámbito de los gasterópodos del manglar *Neritina virginea* (Neritidae) y *Littoraria angulifera* (Littorinidae) en la Ecorregión Darién, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 60: 219-232.
- Plaziat, J.C. 1984. Mollusk distribution in the mangal. *In* F.D. & I. Dor (eds.). *Hidrobiology of the mangal.* Dr. Junk, La Haya, Holland.
- Proffitt, E.C. & D.J. Devlin. 2005. Grazing by the intertidal gastropod *Melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 296: 209-218.
- Riascos, J.M. & P.A. Guzmán. 2010. The ecological significance of growth rate, sexual dimorphism and size at maturity of *Littoraria zebra* and *L. variegata* (Gastropoda: Littorinidae). *J. Mollusc. Stud.* 76: 289-295.
- Sasekumar, A. 1974. Distribution of macrofauna on a Malayan mangrove shore. *J. Anim. Ecol.* 43: 51-69.
- Sasekumar, A. & V.C. Chong. 1998. Faunal diversity in Malaysian mangrove. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 7: 57-60.
- Simard, M., V.H. Rivera-Monroy, J.E. Mancera-Pineda, E. Cantañeda-Moya & R.R. Twilley. 2008. A systematic method for 3D mapping of mangrove forests based on Shuttle Radar Topography Mission elevation data, ICESat/GLAS waveforms and field data: application to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Remote Sens. Environm.* 112: 2131-2144.
- Skilleter, G.A. & S. Warren. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusk and crab assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 244: 107-129.
- Taborda, A. 2008. Cambios de la cobertura del suelo en la cuenca baja del río Turbo entre 1960 y 2007, departamento de Antioquia, golfo de Urabá, Caribe colombiano. CORPOURABÁ. Informe técnico.
- Urrego, L.E., E.C. Molina, J.A. Suárez, H. Ruiz & J. Polanía. 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del golfo de Urabá. Proyecto Expedición Estuarina, golfo de Urabá, fase I. Informe final. Julio 2010. Gobernación de Antioquia, Universidad de Antioquia, Universidad Nacional Sede Medellín, Universidad EAFIT, Colombia.
- Vermeij, G.J. 1974. Mollusk in mangrove swamps: Physiognomy, diversity and regional differences. *Syst. Zool.* 22: 609-624.

