

Influence of the environmental characteristics of mangrove forests on recent benthic foraminifera in the Gulf of Urabá, Colombian Caribbean

Influencia de las características ambientales de los manglares sobre foraminíferos béticos recientes en el golfo de Urabá, Caribe colombiano

Eliana Gómez*, Gladys Bernal

Grupo de investigación OCEANICOS (Oceanografía e ingeniería costera), Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín, Carrera 80 No 65-223.

* Corresponding author. E-mail: egomezoc@unal.edu.co

ABSTRACT. Mangrove forests with different characteristics have developed in the Gulf of Urabá (Colombia). Eighty-two sediment samples were studied for species of foraminifera and their environmental dependence. Ten agglutinated species and one calcareous species dominated in these mangroves. Foraminifera were absent in mangrove areas exposed to high hydraulic energy (waves) or high human affectation. Two characteristic assemblages were found. The first one, represented by *Milliammina fusca*, the most dominant species, was related to finer substrates and lower salinities. The second one, represented by *Ammonia beccarii*, the most common calcareous species, was found in polluted low-oxygen environments. *Haplophragmoides canariensis* and *Trochammina squamata*, small species, showed a preference for places with abundant organic matter. A conceptual model is proposed that relates the benthic foraminifera to the hydrodynamics, grain size, organic matter content, and pollution.

Key words: ecology, benthic foraminifera, estuary, mangrove forests.

RESUMEN. En el golfo de Urabá (Colombia) ocurren varios bosques de manglar con diferentes características. En 82 muestras de sedimentos se estudiaron las especies de foraminíferos y su dependencia ambiental. Diez especies de concha aglutinada y una de concha calcárea dominaron en estos manglares. No se observaron foraminíferos en zonas sometidas a alta energía hidráulica (oleaje) o alta intervención antropogénica. Se encontraron dos asociaciones características. La primera, representada por *Milliammina fusca*, la especie más dominante, se asoció con sustratos más finos y menores salinidades. La segunda, representada por *Amonia beccarii*, la especie calcárea más abundante, se asoció con ambientes contaminados y de bajo oxígeno. *Haplophragmoides canariensis* y *Trochammina squamata*, especies pequeñas, tuvieron preferencia por lugares con abundante materia orgánica. Los resultados permitieron plantear un modelo conceptual que relaciona los foraminíferos béticos de los manglares con la hidrodinámica, el tamaño de grano, el contenido de materia orgánica y la contaminación.

Palabras clave: ecología, foraminíferos béticos, estuario, manglares.

INTRODUCTION

Benthic foraminifera (BF) in mangrove environments are characterized by agglutinated tests (Murray 2006) and are smaller than in other environments, even less than 63 μm . Assemblages may vary from the mangrove to offshore in the percentage of agglutinated foraminifera, abundance, and diversity (Culver 1990).

Apparently, specific environmental factors acting on BF in mangrove ecosystems are diverse and may have complex relationships. Studies have shown that oxygen availability (Vanicek *et al.* 2000, Diz and Francés 2008), grain size (Debenay *et al.* 2002, Diz and Francés 2008, Chatelet *et al.* 2009, Mojtahid *et al.* 2009), amount and quality of organic matter (Wolfgang 1996, Nooijer *et al.* 2008, Chatelet *et al.* 2009), aerial exposure and vertical elevation (Debenay *et al.* 2002), marine and fresh water influence (Debenay and Thi-Luan 2006, Mojtahid *et al.* 2009), geomorphology (Alongi and Robertson 1992), vegetal composition (Morrisey *et al.* 2003), and waves and currents (Culver 1990) are some of the

INTRODUCCIÓN

Los foraminíferos béticos (FB) en ambientes de manglar se han caracterizado por presentar concha aglutinada (Murray 2006) y por ser de tamaños más pequeños que en otros ambientes, incluso menores que 63 μm . Las asociaciones pueden variar en el porcentaje de foraminíferos aglutinados, abundancias y diversidad, desde el manglar hacia fuera de la costa (Culver 1990).

Al parecer los factores ambientales específicos que actúan sobre los FB en manglares son diversos y pueden tener relaciones complejas. Estudios han mostrado que la disponibilidad de oxígeno (Vanicek *et al.* 2000, Diz y Francés 2008), el tamaño de grano (Debenay *et al.* 2002, Diz y Francés 2008, Chatelet *et al.* 2009, Mojtahid *et al.* 2009), la cantidad y calidad de materia orgánica (Wolfgang 1996, Chatelet *et al.* 2009, Nooijer *et al.* 2008), la exposición aérea y elevación vertical (Debenay *et al.* 2002), la influencia de agua marina y dulce (Debenay y Thi-Luan 2006, Mojtahid *et al.* 2009), la geomorfología (Alongi y Robertson 1992), la

elements that influence the distribution and abundance of BF in these ecosystems.

The Gulf of Urabá (GU) is located on the western edge of the Colombian Caribbean, close to Panama (fig. 1). It is a semi-enclosed water body of approximately 2000 km² and has different types of mangrove forests along the coast, which occupy about 70 km². This estuarine system receives several river inputs, especially from the Atrato River, responsible for the second largest river discharge to the Caribbean Sea (2421 m³ s⁻¹). This river forms a delta splitting GU into two parts, the southern part known as Colombia Bay. The river greatly influences the sediment and pollutant distribution inside GU; general circulation of the river plume is through the eastern margin (Montoya 2010).

Different mangrove forests are located in GU (fig. 1). (1) Atrato River delta mangroves: 78.3%, well-developed forests (Urrego *et al.* 2010) in distributary channels, deltaic bays, and swamps between bars; slight anthropogenic affectation, only a few villages of not more than 350 inhabitants in the area (Taborda-Marín *et al.* 2008), but high degree of plant infection (32.5%, Urrego *et al.* 2010). (2) Rionegro Cove mangroves: 7.2%, early successional forests around a coastal lagoon delimited by sand bars; they present high anthropogenic affectation, 70 ha were lost in 2004 due to several reasons (Corpourabá 2011). (3) Turbo Bay and El Uno Bay mangroves: 2.9%, the bays are separated from the main gulf by large barriers deposited by the Turbo River, the second largest in GU; highly intervened forests near the urban area of the town of Turbo, the biggest in the vicinity (135,967 inhabitants, <http://www.turbo-antioquia.gov.co>). (4) Mangroves at small river mouths: 17%, small forests at the mouths of small rivers, usually highly affected by logging.

The GU provides an opportunity to study the ecology of BF in mangroves because of its different environments, degree of development, and anthropogenic affectation. Vargas (2011) studied BF in GU and found that salinity is the main factor controlling their distribution in the large estuary, but BF fauna in the mangroves has not been studied before. The aim of this work was to determine the biodiversity and distribution of BF in the GU mangrove forests and their relationship with several ecological factors such as sediments, water properties, morphology, and anthropic impact.

MATERIAL AND METHODS

A total of 82 sediment samples taken from the GU mangrove forests in June and August 2009 (wet season) and February 2010 (dry season), at depths between 3 cm and 5 m, were analyzed (fig. 1). The number of samples was proportional to the area of each mangrove forest and with an approximate separation between stations of 2 km, distributed as follows: 53 samples from the Atrato River delta, 14 from Rionegro Cove, 6 from Turbo and El Uno bays, and 9 from river mouths along the GU margin. Most samples were taken next to the mangroves (42) and the rest in the lagoons or

composición vegetal (Morrissey *et al.* 2003) y las olas y corrientes (Culver 1990) son algunos de los factores que tienen influencia en la distribución y abundancia de los FB en estos ecosistemas.

En el límite oeste del Caribe colombiano, cerca de Panamá, se localiza el golfo de Urabá (GU) (fig. 1). El GU es un cuerpo de agua semicerrado de aproximadamente 2000 km² y presenta diferentes tipos de manglares a lo largo de la costa, que ocupan unos 70 km². Este sistema estuarino recibe descargas de varios ríos, en especial del río Atrato, el segundo caudal más grande que desemboca en el mar Caribe (2421 m³ s⁻¹). Este río forma un delta que separa el GU en dos partes, de las cuales la parte sureña es un cuerpo semicerrado denominado bahía Colombia. El río tiene una gran influencia en los patrones de distribución de sedimentos y contaminantes dentro del GU; la circulación general hace que las aguas dulces de la pluma turbia salgan recostadas por el margen oriental (Montoya 2010).

En el GU se encuentran diferentes bosques de manglar (fig. 1). (1) Manglares del delta del río Atrato: 78.3%, bosques muy bien desarrollados (Urrego *et al.* 2010) en canales distributarios, bahías deltaicas y pantanos entre barras; poca afectación antropogénica, sólo hay pequeñas poblaciones de máximo 350 habitantes en el área (Taborda-Marín *et al.* 2008), pero alto grado de infección fitosanitaria (32.5%, Urrego *et al.* 2010). (2) Manglares de la ensenada de Rionegro: 7.2%, bosques en estado sucesional temprano alrededor de una laguna costera delimitada por barras arenosas; presentan elevada influencia antropogénica, 70 hectáreas perdidas en 2004 por diversas causas (Corpourabá 2011). (3) Manglares de las bahías de Turbo y El Uno: 2.9%, las bahías están separadas del cuerpo principal del GU por grandes barreras depositadas por el río Turbo, el segundo en importancia en el GU; bosques altamente intervenidos cerca de la zona urbana del municipio de Turbo, el más grande en las riberas del golfo, (135,967 habitantes, <http://www.turbo-antioquia.gov.co>). (4) Manglares en las bocas de cauces: 17%, pequeños bosques en las desembocaduras de ríos menores, a menudo muy afectados por la tala.

El GU ofrece una oportunidad para estudiar la ecología de los FB en manglares, por su variedad de entornos, desarrollo y afectación antropogénica. Los FB del GU han sido estudiados por Vargas (2011), quien encontró que la salinidad es el principal factor que controla la distribución de éstos en el gran estuario, pero la fauna de FB en los manglares no ha sido estudiada. El objetivo de este trabajo fue determinar la biodiversidad y distribución de FB en los bosques de manglares del GU y su relación con algunos factores ecológicos como sedimentos, propiedades del agua, morfología y grado de afectación antropogénica.

METODOLOGÍA

Se analizaron un total de 82 muestras tomadas de los sedimentos asociados con los manglares del GU en junio y agosto

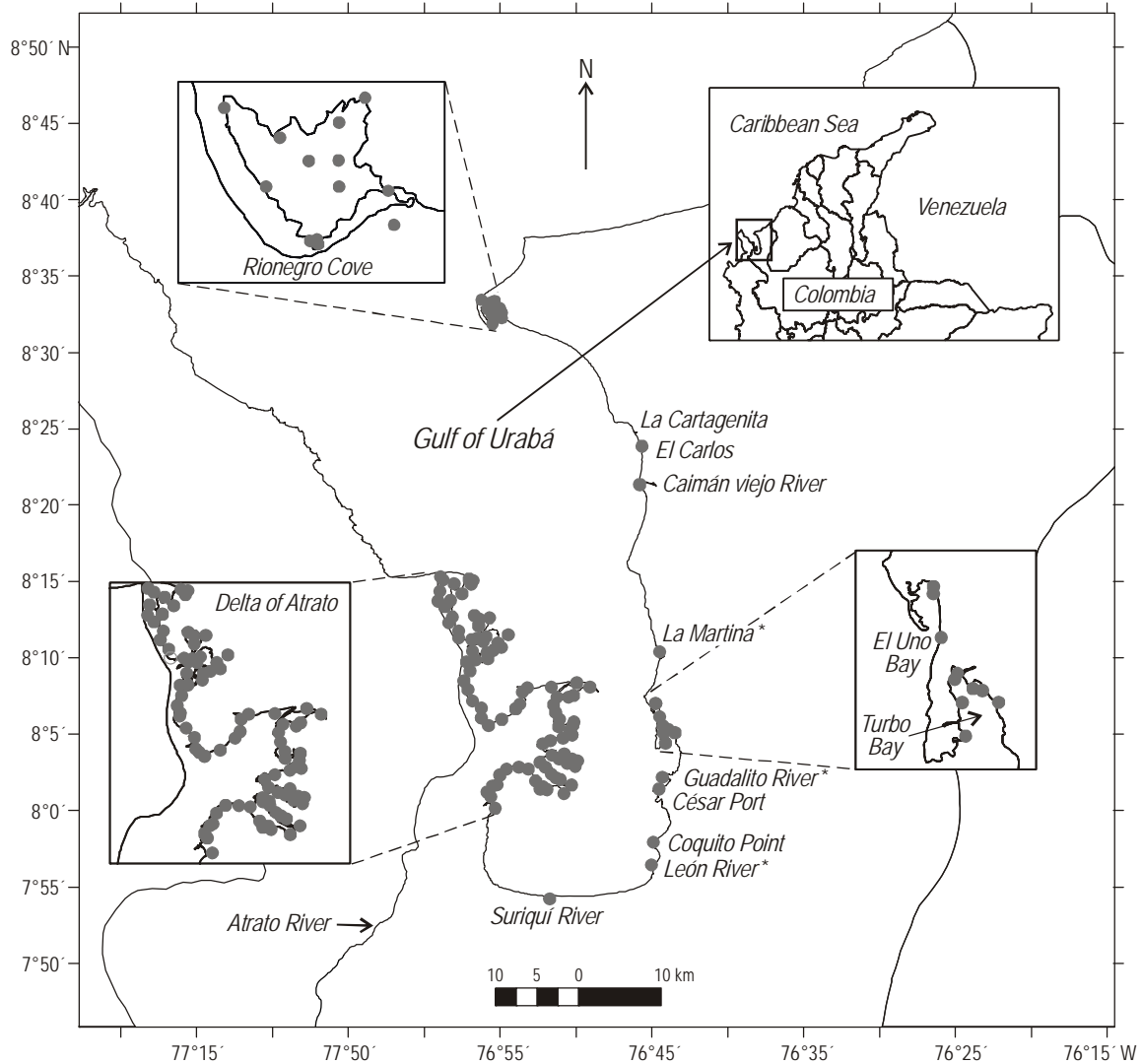


Figure 1. Location map of the study area showing the sampling sites (circles) in the mangrove forests of the Gulf of Urabá (Colombia). REDCAM stations indicated with asterisks.

Figura 1. Mapa del área de estudio donde se muestra la ubicación (círculos) de las muestras recolectadas en el golfo de Urabá (Colombia). Estaciones de REDCAM marcadas con asterisco.

associated channels. Surface sediments were collected with an Ekman dredge and samples of 100 cm³ of the first centimeter were taken. Twenty drops of 95% alcohol were added to the samples and, after 15 minutes, 70% alcohol was added and the samples were stored on ice (Murray 2006). Although BF can survive below several centimeters, only the first centimeter was collected in order to obtain recent shells. It has also been reported that the first surface centimeter is the most representative environmentally (Schonfeld *et al.* 2012), that assemblages of shallow environments show no significant changes with sediment depth (Sen Gupta 1999), and that the depth to which FB penetrate the sediment is largely controlled by the oxygen content (Goody *et al.* 2000); hence, in mangrove environments, rich in organic matter, epibenthic habits are expected. Nonetheless, environmental

de 2009 (época húmeda) y febrero de 2010 (época seca) a profundidades de entre 3 cm y 5 m (fig. 1). El número de muestras tomadas fue proporcional al área de cada bosque de manglar y con una separación aproximada de 2km entre las estaciones, distribuidas de la siguiente manera: 53 muestras en los manglares del delta del Atrato, 14 en la ensenada de Rionegro, 6 en las bahías de Turbo y El Uno, y 9 en las bocas de cauces a lo largo del margen del golfo. La mayoría de las muestras fueron tomadas al lado de los mangles (42) y las demás, en las lagunas o canales asociados. Sedimentos superficiales fueron recolectados con una draga Ekman y se tomaron muestras de 100 cm³ del primer centímetro. A las muestras se les adicionaron 20 gotas de alcohol al 95%, y 15 minutos después se les adicionó alcohol al 70% y luego se conservaron en hielo (Murray 2006). Aunque los FB pueden

interpretations from the superficial sediment may still underestimate infaunal species.

Salinity and temperature were measured with a YSI multiparameter probe. The oxygen sensor presented problems in the field and *in situ* oxygen data could not be obtained. Other water quality parameters were taken from the National Network for Marine Water Quality Monitoring reports (REDCAM 2010, <http://www.invemar.org.co/psubcategorias.jsp?idsub=252&idcat=105>).

Sediments were washed through 355, 150, and 63 μm meshes. To differentiate the live organisms during the collection, the three size fractions were stained with rose bengal as described in Murray (2006). Each dried fraction was divided depending on its size and counts were made in pre-weighed aliquots until at least 100 individuals were obtained, for a total of approximately 300 individuals per sample. In some samples it was not possible to complete the 300 individuals due to the scarcity of foraminifera. The number of individuals per sample was calculated taking into account the weights of aliquots and fractions.

Biocenosis was defined (rose bengal stained individuals) in order to differentiate the live and dead organisms at the moment of capture. Nonetheless, the total of individuals (live + dead) was used for the final analysis. The convenience of working with the total number of individuals is discussed by Debenay *et al.* (2002) and Chatelet *et al.* (2004), who show that it is a good indicator of environmental conditions.

Species were identified according to the classification of Loeblich and Tappan (Sen Gupta 1999) and the plates of Barker (1960), Buzas *et al.* (1977), McCulloch (1977), Buzas and Severin (1982), Boltovskoy and Hincapié de Martínez (1983), Parada and Pinto (1986), Parada (1991), Debenay *et al.* (2002), Debenay and Thi-Luan (2006), and Bernal *et al.* (2008).

Samples for sediment analysis were taken at the same time as sample collection for BF analysis. They were dried at 60 °C. Organic matter (OM) was measured by calcination and carbonates were measured using a Bernard calcimeter. Particle-size analysis of sand and mud was made separately by dry sieving and the pipette method. In small samples (with higher water contents relative to sediment) only percentages of mud (%M) and sand grain size were estimated. The grain size parameters of the mean, selection, and asymmetry were obtained by the method of moments (Tucker 1988).

Data analysis and statistical methods were used (correlation matrices and cluster analysis). The Shannon diversity index was calculated as described in Mojtahid *et al.* (2009). Finally, we performed a conceptual model of the main ecological factors affecting the distribution and abundance of benthic foraminifera in the GU mangrove forests.

RESULTS

Only at 35 locations were BF found (fig. 2), with maximum abundances of 66 ind cm^{-3} . The highest abundances

vivir enterrados varios centímetros, se muestreó el primer centímetro superficial buscando que las conchillas contenidas en el sedimento analizado fueran recientes. Además, se ha demostrado que el primer centímetro superficial es el más representativo ecológicamente (Schonfeld *et al.* 2012), que en ambientes someros no se han visto cambios significativos en las asociaciones con la profundidad (Sen Gupta 1999) y que la profundidad a la cual los FB penetran en los sedimentos es controlada en gran parte por el contenido de oxígeno (Gooday *et al.* 2000); por tanto, en ambientes de manglar, ricos en materia orgánica, se esperan hábitos preferencialmente epibénticos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las interpretaciones ambientales a partir de los sedimentos más superficiales pueden subestimar algunas especies infaunales.

La salinidad y temperatura fueron medidas con una sonda multiparamétrica YSI. La sonda para medir oxígeno presentó problemas en el campo y no se obtuvieron datos de oxígeno. Otros parámetros de calidad de agua fueron tomados de los informes del Monitoreo de Calidad del Agua del Invemar (REDCAM 2010, <http://www.invemar.org.co/psubcategorias.jsp?idsub=252&idcat=105>).

Los sedimentos fueron lavados a través de tamices de 355, 150 y 63 μm . Con el fin de diferenciar los organismos vivos durante la colecta, las tres fracciones fueron teñidas con rosa de bengala como se describe en Murray (2006). Cada fracción seca fue dividida dependiendo de su tamaño y se hicieron conteos en alícuotas previamente pesadas hasta obtener al menos 100 individuos, para un total aproximado de 300 individuos por muestra. En algunas muestras no fue posible completar los 300 individuos debido a la escasez de foraminíferos. El número de individuos por muestra fue calculado tomando en cuenta los pesos de las alícuotas medidas y de las fracciones.

Se determinó la biocenosis (individuos teñidos con rosa de bengala), para diferenciar los organismos vivos de los muertos en el momento de la captura. Sin embargo, el total de individuos (vivos + muertos) fue utilizado en el análisis final. La conveniencia de trabajar con el total de individuos se discute en Debenay *et al.* (2002) y Chatelet *et al.* (2004), quienes muestran que el total de los individuos es un buen indicador de condiciones ambientales.

Para la identificación de las especies se usó la clasificación de Loeblich y Tappan (Sen Gupta 1999) y las planchas de Barker (1960), Buzas *et al.* (1977), McCulloch (1977), Buzas y Severin (1982), Boltovskoy e Hincapié de Martínez (1983), Parada y Pinto (1986), Parada (1991), Debenay *et al.* (2002), Debenay y Thi-Luan (2006) y Bernal *et al.* (2008).

Paralelo con la recolección de muestras para foraminíferos, se tomaron muestras para análisis sedimentológicos. Se secaron a 60 °C. Se midió la materia orgánica (MO) por calcinación y los carbonatos se midieron con un calcímetro de Bernard. La granulometría de arenas y lodos se hizo por separado, a través de tamizado en seco y el método de la pipeta. En muestras pequeñas (con alto contenido de agua

occurred in the mangroves of the Atrato River delta and Turbo and El Uno bays (up to 66 and 26 ind cm⁻³, respectively); however, only two of six samples from this last locality contained foraminifera. In Rionegro Cove, BF were only found in two samples from the lagoon, with maximum values of 3 ind cm⁻³. In small forests along the GU shore, at the mouths of small rivers, we did not find BF.

A total of 18 genera and 26 species were identified (fig. 3); 12 species belong to the order Rotaliida (calcareous test) and 14 to the order Textulariida (agglutinated test). Agglutinated species abundances were higher, the most abundant being *Milliammina fusca*, while *Ammonia beccarii* was the most abundant calcareous species. The agglutinated BF were present in all samples containing foraminifera, with values between 55% and 100% (except Rionegro Cove, where the only species was the calcareous foraminifera *A. beccarii*). The Shannon-Weaver index showed values between 0 and 0.66.

Eleven species of BF, ten of them agglutinated, had the highest abundances (> 5 ind cm⁻³): *M. fusca* (61%), *Haplophragmoides canariensis* (7%), *Ammobaculites exiguus* (7%), *Trochammina squammata* (5%), *Ammobaculites exilis* (5%), *Ammotium salsum* (3%), *Ammobaculites americanus* (3%), *Arenoparrella mexicana* (2%), *Ammonia beccarii* (2%), *Trochammina inflata* (1%), and *Haplophragmoides wilbertii* (1%). The species stained with rose bengal were *M. fusca* and *A. exilis*. *Haplophragmoides canariensis* and *T. squammata* preferred the smallest fraction (63–150 µm); 87% of the former and 67% of the latter were smaller than 150 µm. In turn, *A. exiguus*, *A. exilis*, *A. salsum*, *T. inflata*, and *A. mexicana* preferred the 150–355 µm fraction.

Cluster analysis with the abundances of the most common species at the 35 localities where BF were found (fig. 4) revealed two main groups (G1 and G2). The G1 locations had the highest abundances of *A. salsum*, *A. mexicana*, and *A. beccarii*, while the G2 locations had the highest abundances of *M. fusca*, *H. canariensis*, *A. exiguus*, *T. squammata*, *A. exilis*, *A. americanus*, *T. inflata*, and *H. wilbertii*. The G1 abundances of *M. fusca* were less than 8 ind cm⁻³, while those of G2 were higher (between 8 and 42 ind cm⁻³). Salinity reached 20 at the G1 locations and 12 at the G2 locations. The G1 sediments had up to 41% of carbonates, while the G2 sediments only up to 6%. G1 had the largest sediment sizes and lowest BF abundances. There was no difference in the percentage of agglutinated species between the two groups.

The two main groups are in turn divided into subgroups (g1 to g6, table 1). The two G1 subgroups differed in regard to OM content (higher in g2), carbonates (higher in g2), and %M (higher in g1). The four G2 subgroups showed decreasing abundances and grain sizes.

Correlations between the variables characterizing the environment and foraminifera were low. Salinity, temperature, and depth did not have significant relationships with BF, because of their homogeneity among sampled sites. Significant correlations were observed for *H. canariensis* and

respecto al sedimento) sólo se estimaron los porcentajes de lodos (%L) y el tamaño de granos. Los parámetros granulométricos de la media, la asimetría y la selección fueron obtenidos por el método de los momentos (Tucker 1988).

Para analizar los datos se utilizaron métodos estadísticos como matrices de correlación y análisis de conglomerados. Se calculó el índice de diversidad de Shannon como se describe en Mojtahid *et al.* (2009). Finalmente, se realizó un modelo conceptual de los principales factores ecológicos que están afectando la distribución y abundancia de los foraminíferos béticos en los manglares del GU.

RESULTADOS

Sólo en 35 localidades se encontraron BF (fig. 2), con abundancias máximas de 66 ind cm⁻³. Las mayores abundancias ocurrieron en los manglares del delta del río Atrato y de las bahías Turbo y El Uno (hasta 66 y 26 ind cm⁻³, respectivamente); sin embargo, sólo en dos muestras de 6 de esta última localidad hubo foraminíferos. En la ensenada de Rionegro sólo se encontraron BF en dos muestras, con valores máximos de 3 ind cm⁻³. En los pequeños bosques de la ribera del GU, en las bocas de ríos menores, no se encontraron BF.

Un total de 18 géneros y 26 especies fueron identificados (fig. 3); 12 de las especies pertenecen al orden Rotaliida (concha calcárea) y 14 al orden Textulariida (concha aglutinada). Las especies aglutinadas presentaron las abundancias más altas, y *Milliammina fusca* fue la más abundante. Por su parte, *Ammonia beccarii* fue la especie calcárea con mayor ocurrencia. Los BF aglutinados estuvieron presentes en todas las muestras donde se presentaron foraminíferos, con valores entre 55% y 100% (a excepción de la ensenada de Rionegro, donde sólo se presentó la especie calcárea *A. beccarii*). El índice de Shannon Weaver presentó valores entre 0 y 0.66.

Once especies de BF, diez de ellos aglutinados, tuvieron las mayores abundancias (> 5 ind cm⁻³): *M. fusca* (61%), *Haplophragmoides canariensis* (7%), *Ammobaculites exiguus* (7%), *Trochammina squammata* (5%), *Ammobaculites exilis* (5%), *Ammotium salsum* (3%), *Ammobaculites americanus* (3%), *Arenoparrella mexicana* (2%), *Ammonia beccarii* (2%), *Trochammina inflata* (1%) y *Haplophragmoides wilbertii* (1%). Las especies que se tiñeron con rosa de bengala fueron *M. fusca* y *A. exilis*. *Haplophragmoides canariensis* y *T. squammata* mostraron preferencia por la fracción más pequeña (63–150 µm); 87% de los individuos de *H. canariensis* y 67% de *T. squammata* midieron menos de 150 µm. Por su parte, *A. exiguus*, *A. exilis*, *A. salsum*, *T. inflata* y *A. mexicana* prefirieron la fracción de 150–355 µm.

El análisis de conglomerados con las abundancias de las especies más comunes en las 35 localidades donde se presentaron BF (fig. 4) indicó dos grupos principales (G1 y G2). Las localidades del G1 tuvieron las abundancias más altas de *A. salsum*, *A. mexicana* y *A. beccarii*, mientras que las localidades del G2 tuvieron las abundancias más altas de

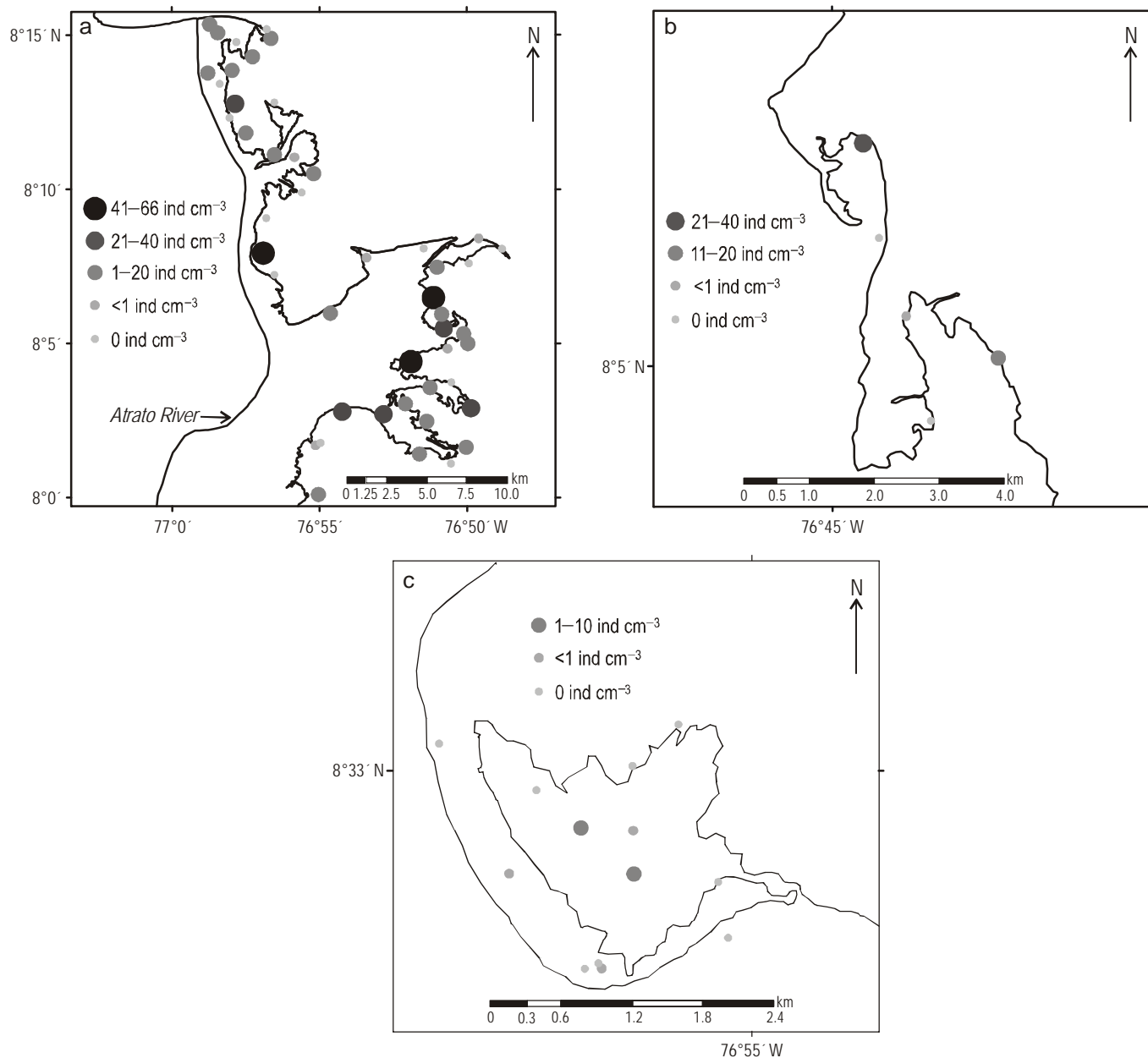


Figure 2. Distribution of benthic foraminiferal abundance: (a) Atrato River delta, (b) Turbo and El Uno bays, and (c) Rionegro Cove.

Figura 2. Distribución de las abundancias totales de foraminíferos béticos: (a) delta del río Atrato, (b) bahías Turbo y El Uno, y (c) ensenada de Rionegro.

T. squamata with OM (0.26 and 0.31) and *T. inflata* with %M (0.22).

According to REDCAM (fig. 5), dissolved oxygen levels were below 4 mg L⁻¹ (minimum value of the Colombian norm) at the mouths of the rivers León, Guadualito, and Caimán Nuevo, locations where there were no BF, as well as at Rionegro Cove, where BF only occurred in 2 of 12 samples, from the middle part of the lagoon. Nutrient (phosphate, nitrate, and ammonium) values above the norm were found at Guadualito River mouth, La Martina Beach, and Rionegro Cove (without BF). Coliforms were measured only on

M. fusca, *H. canariensis*, *A. exiguus*, *T. squammata*, *A. exilis*, *A. americanus*, *T. inflata* y *H. wilbertii*. El G1 incluyó muestras con abundancias de *M. fusca* menores que 8 ind cm⁻³, mientras que el G2 incluyó muestras con mayores abundancias (entre 8 y 42 ind cm⁻³). La salinidad en las estaciones del G1 llegó hasta 20 y en las del G2, hasta 12; los sedimentos del G1 tuvieron hasta 41% de carbonatos, mientras que los del G2 sólo hasta 6%. El G1 tuvo los tamaños más grandes de sedimento y las menores abundancias de FB. No hubo diferenciación del porcentaje de especies aglutinadas entre los dos grupos.

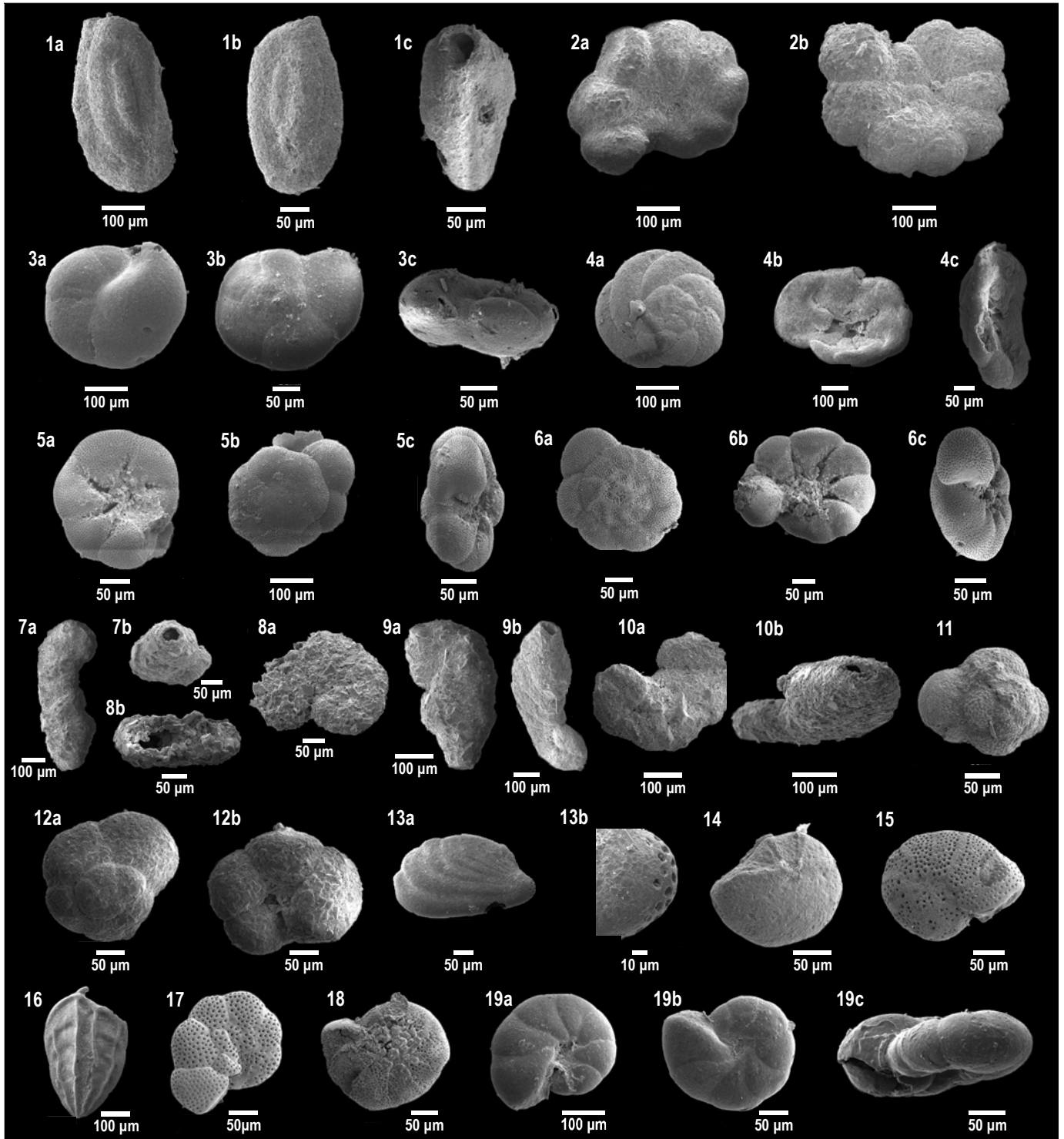


Figure 3. Electron microscope images of the species of foraminifera found.

Figura 3. Imágenes de microscopio electrónico de las especies de foraminíferos encontradas.

1: *Milliammina fusca* (Debenay & Luan). 2: *Haplophragmoides canariensis* (Barker). 3: *Arenoparrella mexicana* (Kornfeld). 4: *Trochammina squamata* (Barker). 5: *Ammonia beccarii* (Linné). 6: *Ammonia differens* (McCulloch). 7: *Ammobaculites exilis* (Cushman & Brönnimann). 8: *Ammobaculites americanus* (Cushman). 9: *Ammotium salsum* (Cushman & Brönnimann). 10: *Ammobaculites exiguus* (Cushman & Brönnimann). 11: *Rosalina cf. globulariformis* (McCulloch). 12: *Trochammina inflata* (Montagu). 13: *Amoastuta inepta* (Cushman & McCulloch). 14: *Cellanthus gunteri* (Cole). 15: *Anomalinoidea kurtzi* (McCulloch). 16: *Bolivina cf. arenosa* (Chapman). 17: *Discorbis granulosa* (Heron-Allen & Earland). 18: *Elphidium mexicanum* (Kornfeld). 19: *Haplophragmoides wilbertii* (Andersen).

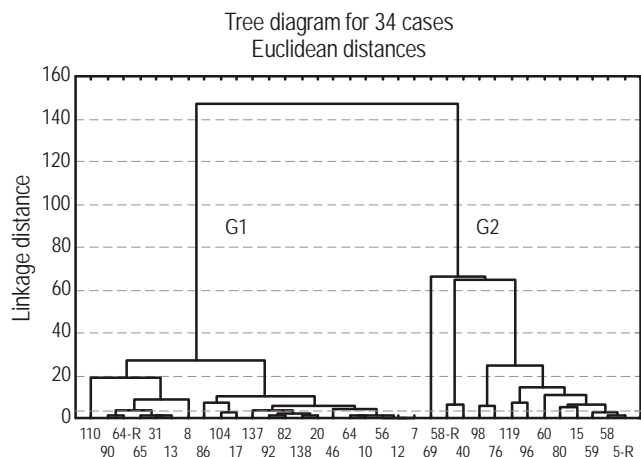


Figure 4. Dendrogram obtained by cluster analysis (Ward's method). Two groups (G1 and G2) are shown.

Figura 4. Dendrograma obtenido del análisis de conglomerados (método de Ward). Se indican dos grupos (G1 y G2).

beaches and were beyond the norm in La Martina and Turbo, where BF were also scarce.

The relationships found are summarized in the conceptual model presented in figure 6. Mangrove hydrodynamics and morphology influence the grain size; the localities exposed to waves have coarse sediments, lower %OM, and no BF. Sheltered localities have muddy substrates and higher %OM, favoring *M. fusca*. When OM values increase, carbonates decrease. Agglutinated foraminifera are favored by acid pH. In anthropogenically affected mangroves, BF are absent or occur in low abundances, *A. beccarii* dominates, and low values of dissolved oxygen in water (anoxia) are common.

DISCUSSION

In comparison with other studies using similar methodologies in mangrove environments (considering the top 1 cm of sediment and all grain sizes), BF abundances in GU mangrove forests for grain sizes >63 µm (0–66 ind cm⁻³) have the same order of magnitude (e.g., French Guiana,

Los dos grupos se dividieron en subgrupos (g1 a g6, tabla 1). Los dos subgrupos del G1 se diferenciaron por sus contenidos de MO (mayor en g2), carbonatos (mayor en g2) y %L (mayor en g1). Los cuatro subgrupos de G2 mostraron abundancias y tamaños de grano decrecientes.

Las correlaciones entre las variables que caracterizan los foraminíferos y las variables ambientales fueron bajas. La salinidad, temperatura y profundidad no tuvieron relaciones significativas con los FB, debido a su homogeneidad entre los sitios muestreados. Correlaciones significativas se presentaron entre *H. canariensis* y *T. squamata* con MO (0.26 y 0.31) y *T. inflata* con % L (0.22).

De acuerdo con REDCAM (fig. 5), se registraron niveles de oxígeno disuelto menores que 4 mg L⁻¹ (valor mínimo según la norma colombiana) en las bocas de los ríos León, Guadualito y Caimán Nuevo, localidades donde no se encontraron FB, así como en la ensenada de Rionegro, donde sólo hubo FB en dos de 12 muestras, al centro de la laguna. Valores de nutrientes (fosfatos, nitratos y amonio) por encima de la norma se encontraron en la boca del río Guadualito, la playa La Martina y la ensenada de Rionegro (sin presencia de FB). Los coliformes sólo se midieron en playas y sobrepasaron la norma en La Martina y Turbo, donde igualmente hubo déficit de FB.

Las relaciones encontradas se sintetizan en el modelo conceptual que se presenta en la figura 6. La hidrodinámica del manglar y su morfología influyen sobre el tamaño de grano; las localidades expuestas al oleaje presentan tamaños gruesos, menor %MO y ausencia de FB. Las localidades resguardadas presentan sustratos lodosos y mayor %MO, que favorecen a *M. fusca*. Cuando los valores de MO aumentan, disminuyen los porcentajes de carbonato. El desarrollo de foraminíferos aglutinados se ve favorecido con el pH ácido. En manglares con influencia antropogénica hay ausencia o bajas abundancias de FB, dominancia de *A. beccarii* y bajos valores de oxígeno disuelto en el agua (anoxia).

DISCUSIÓN

En comparación con estudios que consideran hasta 1 cm superficial y todos los tamaños de grano, las abundancias de

Table 1. Comparison of variables among the groups obtained by cluster analysis.

Tabla 1. Paralelo entre las variables de los grupos resultantes en el análisis de conglomerados.

Group	Subgroup	Abundance (ind cm ⁻³)	% Organic matter	% CaCO3	% Mud	Mean grain size (phi)	Species richness
G1	g1	6–20	6–15	0.7–4.6	>70	3.79–6.52	1–9
	g2	1–13	10–65	1–41	13–97	-1.29–5.91	1–14
G2	g3	66	77	0	18	0.2	7
	g4	43–53	19–32	3–6	52–82	2.8–4.1	6–10
	g5	24–31	19–31	3–6	52–82	3–4.14	6–10
	g6	11–26	4–82	0.34–6.3	16–98	4–7.2	4–10

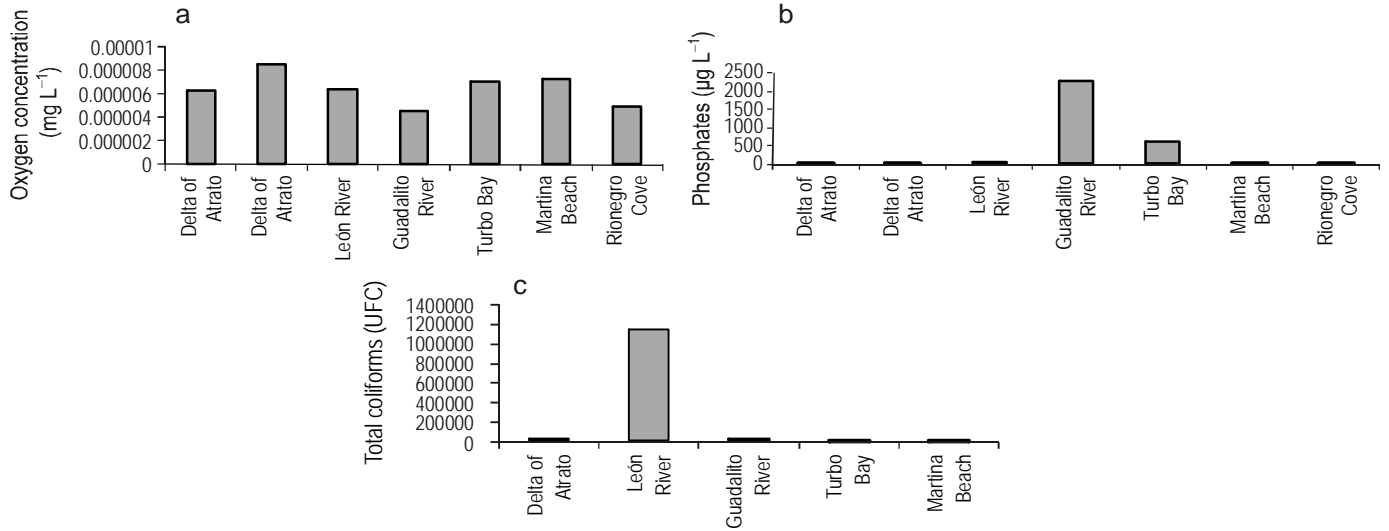


Figure 5. Bar graph showing the concentration of (a) dissolved oxygen, (b) phosphates, and (c) total coliforms. Data obtained from REDCAM (Invemar).

Figura 5. Gráfica que muestra la concentración de (a) oxígeno disuelto, (b) fosfatos y (c) coliformes totales. Datos obtenidos de REDCAM (Invemar).

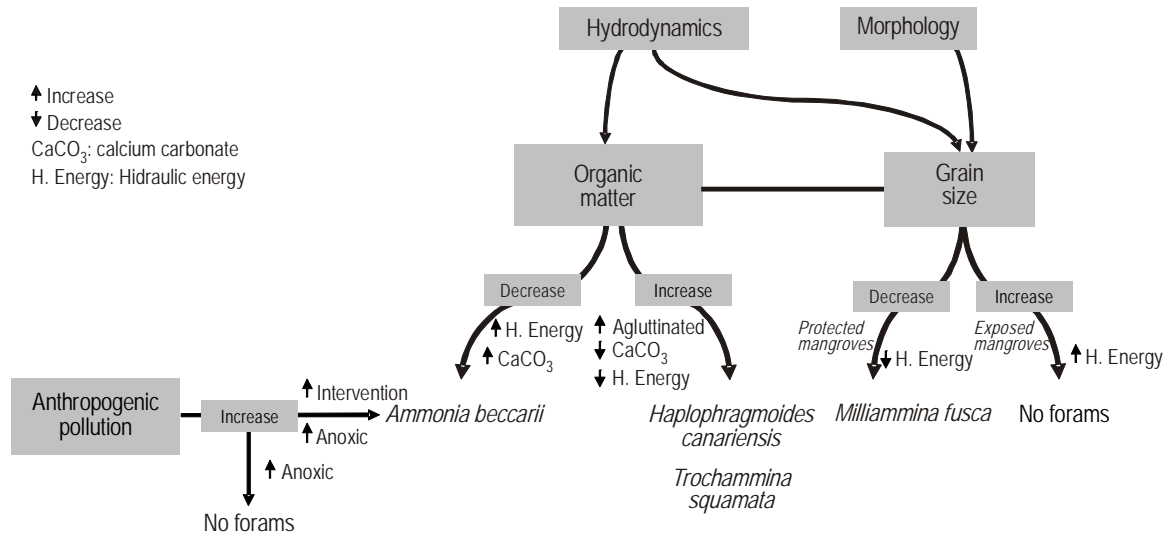


Figure 6. Scheme showing the influence of ecological factors on benthic foraminifera from the Gulf of Urabá mangrove forests according to the results obtained in this study.

Figura 6. Esquema tentativo donde se resume la influencia de factores ecológicos sobre foraminíferos bénticos en los manglares del golfo de Urabá según los resultados obtenidos en este estudio.

0–40 ind cm⁻³, Debenay *et al.* 2002; Mekong Delta, Vietnam, 0.2–300 ind cm⁻³, Debenay and Thi-Luan 2006; Ría de Vigo, Spain, 20–80 ind cm⁻³, Diz and Francés 2008). The abundances in the mangrove forests are lower than in the main water body of GU (up to 92 ind cm⁻³, Vargas 2011). Species richness (26 species) is consistent with results obtained by other authors in estuarine environments (Debenay *et al.* 2002, Debenay and Thi-Luan 2006, Bernal *et al.* 2008, Mojtahid *et al.* 2009, Semensatto *et al.* 2009), but below those reported for the open GU (60 species, Vargas 2011). Likewise,

FB en GU para las fracciones >63 µm (0–66 ind cm⁻³) tienen los mismos órdenes de magnitud que en otros ambientes de manglar (e.g., Guyana Francesa, 0–40 ind cm⁻³, Debenay *et al.* 2002; delta del Mekong, Vietnam, 0.2–300 ind cm⁻³, Debenay y Thi-Luan 2006; Ría de Vigo, España, 20–80 ind cm⁻³, Diz y Francés 2008). Las abundancias en los manglares son más bajas que en el cuerpo de agua principal del GU (hasta 92 ind cm⁻³, Vargas 2011). La riqueza de especies (26 especies) es congruente con resultados obtenidos por otros autores en ambientes estuarinos (Debenay *et al.* 2002,

biodiversity was low (Shannon-Weaver index from 0 to 0.66). Low abundance and diversity in estuaries and mangroves can be attributed to non-optimal salinity and pH conditions for BF (Mojtahid *et al.* 2009).

Foraminifinal faunal composition was dominated by a single species, *M. fusca*, with 61% of the total. This species was also dominant in the Tina Minor estuary, Cantabria (Pascual *et al.* 2009). In GU, *M. fusca* was found mainly in the Atrato mangroves where silty substrates with high %M (up to 90%) dominated. This species has occurred in environments with very low salinity (Debenay *et al.* 2002, Murray 2006), with %M lower than 66% (Murray 2006), in clay-rich sediments (Chatelet *et al.* 2009), and stressed environments (Semensatto *et al.* 2009); it is not favored by plant debris deposits on sediments (Chatelet *et al.* 2009).

The species assemblage found is characteristic of these environments. Horton *et al.* (2003) observed the predominance of *M. fusca*, *A. mexicana*, and *H. canariensis* in an Australian mangrove ecosystem. *Ammobaculites exiguus* has been reported in shallow estuarine environments where salinity does not exceed 20 (Scott 2007), associated with muddy sediments and tolerant to air exposure (Semensatto *et al.* 2009). In GU mangrove forests, *A. exiguus* showed a preference for sandy muds in some Atrato localities. In turn, *T. squamata* has been characterized as preferring fine substrates (Murray 2006), rich in OM (Chatelet *et al.* 2009). In the GU mangroves it was also associated with %M and, together with *H. canariensis*, with OM.

The most important calcareous species was *A. Beccari*. In a sample from Rionegro Cove it represented 100% relative to other species. It is a common species but has the ability to colonize mangrove and estuarine environments (Debenay *et al.* 2002, Diz and Francés 2008, Mojtahid *et al.* 2009). It is associated with high levels of OM and low oxygen concentrations in the sediments (Scott 2007, Diz and Francés 2008). Its dominance in Rionegro Cove could be due to the low oxygen levels recorded by REDCAM.

To analyze the relationships between BF and the environmental conditions, total abundances in samples and environmental parameters at the time of collection were taken into account. A weakness of the analysis is that the samples were collected during three months, in two different seasons. An analysis of seasonal variability was not performed, which would certainly be valuable but requires a specific sampling design. The use of total BF (live + dead) in the first centimeter implies a long-term rather than seasonal relationship with the environment.

Previous research has shown that small fractions (63–150 μm) may contain a large number of individuals and species of foraminifera that are rarely seen in large fractions, especially in environments rich in OM, where the dominant species are more abundant in small fractions (Shepherd *et al.* 2007). Our results confirm the importance of analyzing small fractions in mangrove environments.

Debenay y Thi-Luan 2006, Bernal *et al.* 2008, Mojtahid *et al.* 2009, Semensatto *et al.* 2009), pero inferior a los registrados para el cuerpo de agua principal del golfo (60 especies, Vargas 2011). Así mismo, la biodiversidad fue baja (índice de Shannon Weaver: 0–0.66). Las bajas abundancias y diversidad en los estuarios y manglares se deben a condiciones no óptimas de salinidad y pH para los FB (Mojtahid *et al.* 2009).

La composición de la fauna de FB estuvo dominada por una sola especie, *M. fusca*, con 61% del total. Esta especie también fue dominante, en el estuario de Tina Menor, Cantabria (Pascual *et al.* 2009). En el GU, *M. fusca* se encontró principalmente en los manglares del Atrato donde dominaron los sustratos limosos y % L altos (hasta 90%). Esta especie se ha presentado en ambientes con muy baja salinidad (Debenay *et al.* 2002, Murray 2006.), con %L menores que 66% (Murray 2006), en sedimentos con abundantes arcillas (Chatelet *et al.* 2009) y en ambientes estresados (Semensatto *et al.* 2009); no se favorece con depósitos de restos vegetales sobre los sedimentos (Chatelet *et al.* 2009).

La asociación de especies encontrada es característica de estos ambientes. Horton *et al.* (2003) observaron la dominancia de *M. fusca*, *A. mexicana* y *H. canariensis* en un ecosistema de manglar australiano. *Ammobaculites exiguus* se ha registrado en ambientes estuarinos someros donde la salinidad no excede 20 (Scott 2007), está asociada con sedimentos lodosos y puede ser tolerante a la exposición aérea (Semensatto *et al.* 2009). En los manglares del golfo, *A. exiguus* mostró preferencia por los sustratos areno lodosos de algunas localidades de bocas del Atrato. Por su parte, *T. squamata*, se ha caracterizado por encontrarse en sustratos finos (Murray 2006) y ricos en MO (Chatelet *et al.* 2009). En los manglares del GU estuvo relacionada con el %L y, junto con *H. canariensis*, con la MO.

La especie calcárea más importante fue *A. beccari*. En una de las muestras de la ensenada de Rionegro representó el 100% relativo a otras especies. Es una especie común, pero tiene la capacidad de colonizar ambientes estuarinos y de manglar (Debenay *et al.* 2002, Diz y Francés 2008, Mojtahid *et al.* 2009). Se asocia con altos contenidos de MO y bajas concentraciones de oxígeno en los sedimentos (Scott 2007, Diz y Francés 2008). Su dominancia en la ensenada de Rionegro podría deberse a los niveles bajos de oxígeno registrados por la REDCAM.

Para el análisis de las relaciones entre los FB y los factores ambientales se tuvieron en cuenta las abundancias totales en las muestras y las condiciones ambientales en el momento de la recolección. Una debilidad del análisis reside en que las muestras fueron recolectadas en tres meses del año, en dos estaciones diferentes. No se realizó un análisis de variabilidad estacional, el cual sería sin duda valioso, pero requeriría un diseño de muestreo específico. El hecho de usar el total de FB (vivos + muertos) encontrados en el primer centímetro superficial implica que la relación con el medio ambiente sea de una asociación de más largo plazo que la estacional.

Hydraulic energy is an abiotic factor influencing BF (Schonfeld 2002). This has a major effect on other variables such as grain size and OM. Grain size has a large influence on BF (Murray 2006), but in some cases it is difficult to discriminate the influence of other environmental variables (Debenay *et al.* 2002). Coarse sediments are typical of wave or current environments and fine sediments of quiet environments. The absence of foraminifera in the GU localities exposed to waves (headlands of the Atrato delta) can be attributed to their preference for low-energy areas that favor the deposition of OM (food); also, environments with heavy surf conditions vary so quickly that they do not allow the establishment of BF (Alve 1999). Moreover, current forces have negative impacts on richness and abundances (Schonfeld 2002). Overall, in the GU mangroves, the areas exposed to waves and currents had larger grain size and lower abundance of foraminifera, while sheltered and depositional environments had high %M and higher abundance of foraminifera.

The effects of OM on BF are complex. Some studies show an increase or decrease in abundance of foraminifera with an increase or decrease of OM in sediments, while others show no influence (Chatelet *et al.* 2009). In this study, BF were absent in sediments with OM values <5% and >40%, and more abundant in sediments with 15–30% OM. These results support the hypothesis proposed by Alve (1999), that OM favors the development of BF until it becomes toxic. Regarding richness, it decreases with increasing OM in the GU mangrove forests.

Low levels of dissolved oxygen have been reported in many of the GU locations where foraminifera were not found. Low levels of oxygen and carbonates may be due to high concentrations of OM (30%–90%) that produce anoxia and decrease pH due to oxygen consumption and CO₂ production during its degradation.

The coastal waters of the eastern GU are influenced by pollution from hydrocarbons, fertilizers, and pesticides related to banana farming, the main economic activity of the region. In Turbo Bay there is high environmental degradation due to garbage, sewage, and maritime traffic, which coincided with low abundance and diversity of BF (only one of three samples contained foraminifera, with nine species). Hydrocarbons and pesticides have increased in León River, the main route of banana boats out to sea, and no foraminifera were found. The above results show that these locations are probably being affected by the increase in hydrocarbon values. Other studies have reported that aromatic hydrocarbons can be lethal to marine organisms. Low doses may inhibit physiological activities and cause pathological reactions (Sen Gupta 1999), and this may also be one of the causes of the low dissolved oxygen levels in the water.

The low occurrence of foraminifera in Rionegro Cove may be linked to human intervention and sediment type (high content of OM and plant debris). This forest suffered very strong degradation in 2004 and the REDCAM reports also

En investigaciones anteriores se ha observado que las fracciones pequeñas (63–150 µm) pueden contener un gran número de individuos y especies de foraminíferos que raramente se observan en las fracciones grandes, especialmente en ambientes ricos en MO, donde las especies dominantes pueden encontrarse más abundantes en fracciones pequeñas (Shepherd *et al.* 2007). Los resultados del presente estudio confirman la importancia de analizar las fracciones pequeñas en ambientes de manglar.

La energía hidráulica es un factor abiótico influyente sobre los FB (Schonfeld 2002). Ésta ejerce un efecto importante sobre otras variables como el tamaño de grano y la MO. El tamaño de grano tiene gran influencia sobre los FB (Murray 2006), pero hay algunas ocasiones donde es difícil discriminar su influencia de la de otras variables ambientales (Debenay *et al.* 2002). Los sedimentos gruesos son típicos de ambientes con oleaje o corrientes y los finos de, ambientes tranquilos. La ausencia de foraminíferos en los lugares del GU expuestos al oleaje (salientes del delta del Atrato) se explica porque éstos prefieren zonas de baja energía donde se facilita el depósito de MO (alimento); además, en ambientes con fuerte oleaje las condiciones varían tan rápidamente que no permiten el establecimiento de los FB (Alve 1999). Asimismo, las fuerzas de las corrientes tienen impactos negativos en riqueza y abundancias (Schonfeld 2002). En general, en los manglares del GU se observó que los lugares expuestos al oleaje y corrientes presentaron mayor tamaño de grano y menores abundancias de foraminíferos, mientras que los ambientes resguardados y depositacionales presentaron altos %L y mayores abundancias de foraminíferos.

Los efectos de la MO sobre los FB son complejos, ya que algunos estudios muestran aumento o decrecimiento en abundancias de foraminíferos con el aumento o disminución de la MO en los sedimentos, mientras que otros revelan no tener influencia (Chatelet *et al.* 2009). En este estudio, no se observaron foraminíferos en los sedimentos con valores de MO <5% y >40%, y las abundancias fueron mayores en sedimentos con MO entre 15 y 30%. Estos resultados apoyan la hipótesis de Alve (1999), de que la MO favorece el desarrollo de los FB hasta que llega a ser tóxica. En cuanto a la riqueza, en los manglares del GU disminuye cuando se incrementa la MO.

En muchas de las localidades del GU donde no se encontraron foraminíferos se han registrado valores bajos de oxígeno disuelto. Niveles bajos de oxígeno y de carbonatos podrían deberse a concentraciones de MO altas (30%–90%) que producirían anoxia y disminución del pH debido al consumo de oxígeno y producción de CO₂ en su degradación.

Las aguas costeras del lado oriental del golfo se encuentran influenciadas por contaminación por fertilizantes, hidrocarburos y pesticidas relacionada con la agricultura del banano, principal actividad económica de la región. En bahía Turbo se presenta una alta degradación ambiental debida a basuras, aguas residuales y tráfico marítimo, que coincidió con baja abundancia y diversidad de FB (sólo en una de tres

indicate low oxygen levels in the water. These sediments had the highest carbonate content of the studied mangroves (up to 57% compared to 6.5% for the other forests), with traces of clams or oysters. It is precisely here that the BF found were calcareous. This was expected because, since the waters have higher availability of calcium carbonate, individuals can build their calcareous shells more easily.

CONCLUSIONS

This study allowed identifying the main ecological factors acting on BF in the GU mangrove forests. Hydraulic energy is an important factor related to grain size and %OM. The most abundant species was *M. fusca* and it was associated with %M; *T. squammata* and *H. canariensis* showed a preference for localities with plenty of OM. In places with high human impact, there were low BF abundances, high nutrient concentrations, low oxygen levels, and hydrocarbons and pesticide pollution; *A. beccarii*, typical colonizer of contaminated environments, was found there. This species could be used as a bioindicator of environmental degradation.

The BF assemblages were similar to those of most estuarine environments around the world. There were two typical assemblages, one formed by *A. salsum*, *A. mexicana*, and *A. beccarii*, and the other by *M. fusca*, *H. canariensis*, *A. exiguus*, *T. squammata*, *A. exilis*, *A. americanus*, *T. inflata*, and *H. wilbertii*.

Species such as *H. canariensis* and *T. squammata* were more abundant in the 63–150 µm size fraction, highlighting the importance of taking into account the small fractions in the analysis of BF in mangrove ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was made possible due to funding from the Government of Antioquia (Colombia). Thanks to Mauricio Ruiz-Ochoa for his support and advice, and Ligia E Urrego for her valuable suggestions. Jose D Ramírez collaborated with the sedimentological analysis, and Mario A Jiménez and Jaime A Carmona helped in programming. Thanks also to the colleagues that participated in the Estuarine Expedition, Gulf of Urabá, Stage I, and field assistants for their collaboration, as well as the people of the region of Urabá for allowing sampling.

English translation by authors.

REFERENCES

- Alongi DM, Robertson AI. 1992. Tropical Mangrove Ecosystems. American Geophysical Union, Washington, DC, 329 pp.
- Alve E. 1999. Colonization of new habitats by benthic foraminifera: A review. Earth-Sci. Rev. 46: 167–185.
- Barker R. 1960. Taxonomic notes on the species figured by H.B. Brady in his report on the foraminifera dredged by H.M.S

muestras se hallaron foraminíferos, con nueve especies). En el río León, la principal ruta de salida de los barcos bananeros hacia el mar, se ha notado un incremento en los hidrocarburos y pesticidas, y allí no se encontraron foraminíferos. Los anteriores resultados muestran que estas localidades probablemente están siendo afectadas por el aumento en los valores de hidrocarburos. En otras investigaciones se ha registrado que los hidrocarburos aromáticos pueden ser letales para organismos marinos. Las dosis más bajas pueden inhibir actividades fisiológicas y causar reacciones patológicas (Sen Gupta 1999), además esto también puede ser uno de los causantes de los bajos valores de oxígeno disuelto en el agua.

La baja ocurrencia de foraminíferos en la ensenada de Rionegro podría tener que ver con la intervención antrópica y el tipo de sedimento (altos contenidos de MO y restos vegetales). Este bosque sufrió una degradación muy fuerte en 2004 y los reportes de REDCAM igualmente indican bajos contenidos de oxígeno en el agua. Estos sedimentos tuvieron los mayores porcentajes de carbonatos de los manglares estudiados (hasta 57% respecto a 6.5% en los otros bosques), con restos de conchas de almejas u ostras. Precisamente aquí, cuando se presentaron FB, éstos fueron calcáreos. Esto era de esperarse, pues al tener las aguas mayor disponibilidad de carbonato de calcio, los individuos pueden construir su concha calcárea más fácilmente.

CONCLUSIONES

Este estudio permitió determinar los principales factores ecológicos que actúan sobre los FB en los manglares del GU. La energía hidráulica es un factor importante, relacionada con el tamaño de grano y el %MO. La especie más abundante, *M. fusca*, se encontró relacionada con el %L; *T. squammata* y *H. canariensis* tuvieron preferencia por lugares con abundante MO. En los lugares con alta intervención antropogénica se dieron bajas abundancias de FB con altas concentraciones de nutrientes, bajos niveles de oxígeno y contaminación con hidrocarburos y pesticidas. Allí se presentó la especie *A. beccarii*, típica colonizadora de ambientes contaminados. Esta especie podría ser usada como bioindicadora de degradación ambiental.

Las asociaciones de FB encontradas son similares a las de la mayoría de ambientes estuarinos alrededor del mundo. Ocurrieron dos asociaciones, una conformada por *A. salsum*, *A. mexicana* y *A. beccarii*, y otra por *M. fusca*, *H. canariensis*, *A. exiguus*, *T. squammata*, *A. exilis*, *A. americanus*, *T. inflata* y *H. wilbertii*.

Especies como *H. canariensis* y *T. squammata* fueron más abundantes en la fracción de 63–150 µm, resaltando la importancia de tomar en cuenta las fracciones pequeñas en el análisis de FB en manglares.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Gobernación de Antioquia (Colombia) por el apoyo económico que hizo posible esta investigación.

- Challenger* during the years 1873–1876. Vol. 9. Society of Economy Paleontology and Mineralogy.
- Bernal G, Ruiz-Ochoa MA, Piedrahita MT, Restrepo E. 2008. Foraminíferos en los sedimentos superficiales del sistema lagunar de Cispatá y la interacción Río Sinú-Mar Caribe Colombiano. *Bol. Ciencias de la Tierra* 23: 5–20.
- Boltovskoy E, Hincapié de Martínez S. 1983. Foraminíferos del manglar de Tesca, Cartagena, Colombia. *Rev. Esp. Micropaleontol.* 15: 205–220.
- Buzas M, Severin K. 1982. Distribution and systematics of foraminifera in the Indian River, Florida. *Smithson. Contrib. Paleobiol.* 16: 1–73.
- Buzas M, Smith R, Beem, K. 1977. Ecology and systematics of foraminifera in two thalassia habitats, Jamaica, West Indies. *Smithson. Contrib. Paleobiol.* 31: 139 pp.
- Chatelet E, Debenay JP, Soulard R. 2004. Foraminiferal proxies for pollution monitoring in moderately polluted harbors. *Environ. Pollut.* 127: 27–40.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00256-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00256-2).
- Chatelet EA, Bout-Roumazelles V, Riboulleau A, Trentesaux A. 2009. Sediment (grain size and clay mineralogy) and organic matter quality control on living benthic foraminifera. *Rev. Micropaleontol.* 52: 75–84.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.revmic.2008.10.002>
- Corpourabá. 2011. En la Ensenada de Rionegro-Necoclí Avanza Recuperación de las Ostras del Manglar. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. <http://www.corpouraba.gov.co/en-la-ensenada-de-rionegro-necocli-avanza-recuperacion-de-las-ostras-del-manglar>. Accessed on 26 February 2013.
- Culver SJ. 1990. Benthic foraminifera of Puerto Rican mangrove-lagoon systems: Potential for paleoenvironmental interpretations. *Deep Sea Res. (B Oceanogr. Lit. Rev.)* 37: 34–51.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0198-0254\(06\)80381-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0198-0254(06)80381-X)
- Debenay JP, Thi-Luan B. 2006. Foraminiferal assemblages and the confinement index as tools for assessment of saline intrusion and human impact in the Mekong Delta and neighbouring areas (Vietnam). *Rev. Micropaleontol.* 49: 74–85.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.revmic.2006.01.002>
- Debenay JP, Guiral M, Parra D. 2002. Ecological factors acting on the microfauna in mangrove swamps. The case of foraminiferal assemblages in French Guiana. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55: 509–533.
<http://dx.doi.org/10.1006/ecss.2001.0906>
- Diz P, Francés G. 2008. Distribution of live benthic foraminifera in the Ría de Vigo (NW Spain). *Mar. Micropaleontol.* 66: 165–191.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2007.09.001>
- Gooday AJ, Bernhard JM, Levin LA, Suhr SB. 2000. Foraminifera in the Arabian Sea oxygen minimum zone and other oxygen-deficient settings: Taxonomic composition, diversity, and relation to metazoan faunas. *Deep-Sea Res. II* 47: 25–54.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(99\)00099-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(99)00099-5)
- Horton BP, Larcombe P, Woodroffe SA, Whittaker SA, Wright MR, Wynn C. 2003. Contemporary foraminiferal distributions of a mangrove environment, Great Barrier Reef coastline, Australia: Implications for sea-level reconstructions. *Mar. Geol.* 198: 225–243.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227\(03\)00117-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227(03)00117-8)
- McCulloch I. 1977. Qualitative observations on recent foraminifera test with emphasis on the Eastern Pacific. University of Southern California, Los Angeles.
- Mojtahid M, Jorissen F, Lansard B, Fontanier C, Bombled B, Rabouille C. 2009. Spatial distribution of live benthic foraminifera in the Rhone prodelta: Faunal response to a continental-marine organic matter gradient. *Mar. Micropaleontol.* 70: 177–200.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227\(03\)00117-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227(03)00117-8)
- Gracias a Mauricio Ruiz-Ochoa por su apoyo y asesoría, y a Ligia E Urrego por sus valiosos aportes. Jose D Ramírez colaboró con los análisis sedimentológicos de las muestras, y Mario A Jiménez y Jaime A Carmona ayudaron con la programación. Agradecemos también a los compañeros de Expedición Estuarina, golfo de Urabá, Fase I, por su acompañamiento, a los ayudantes de campo por su colaboración, así como a los habitantes de la región de Urabá por permitir los muestreos.
-
- Montoya LJ. 2010. Dinámica oceanográfica del Golfo de Urabá y su relación con los patrones de dispersión de contaminantes y sedimentos. PhD thesis, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Morrisey DJ, Skilleter GA, Ellis Burns JI, Kemp CE, Burt CE. 2003. Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 56: 581–592.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00208-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00208-1)
- Murray J. 2006. Ecology and applications of benthic foraminifera. Cambridge University Press, 426 pp.
- Nooijer LJ, Duijnste IAP, Bergman MJN, Van der Zwaan MJN. 2008. The ecology of benthic foraminifera across the Frisian Front, southern North Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 78: 715–726.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.02.015>
- Parada C. 1991. Claves de identificación para géneros de foraminíferos. Curso Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C.
- Parada C, Pinto J. 1986. Foraminíferos béticos recientes de isla Barú. Fondo FEN Colombia. Fondo FEN Colombia, Bogotá D.C., 212 pp.
- Pascual A, Martínez García B, Rodríguez Lázaro J, Martín-Rubio M. 2009. Distribución de los foraminíferos bentónicos recientes en el estuario de Tina Menor (Cantabria). *Geogaceta* 47: 45–48.
- Schonfeld J. 2002. A new benthic foraminiferal proxy for near-bottom current velocities in the Gulf of Cadiz, northeastern Atlantic Ocean. *Deep-Sea Res. (I Oceanogr. Res. Pap.)* 49: 1853–1875.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0637\(02\)00088-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0637(02)00088-2)
- Schonfeld J, Alve E, Geslin E, Jorissen F, Korsun S, Spezzaferri S. 2012. The FOBIMO (Foraminiferal Bio-Monitoring) initiative: Towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Mar. Micropaleontol.* 94:1–13.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2012.06.001>
- Scott DB. 2007. Monitoring in Coastal Environments using Foraminifera and Thecamoebian Indicators. Cambridge University Press.
- Semensatto Jr. DL, Hideki Ferreira Funo R, Dias-Brito D, Coelho Jr. C. 2009. Foraminiferal ecological zonation along a Brazilian mangrove transect: Diversity, morphotypes and the influence of subaerial exposure time. *Rev. Micropaleontol.* 52: 67–74.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.revmic.2008.06.004>
- Sen Gupta B. 1999. Modern Foraminifera. Kluwer Academic Publishers, 361 pp.
- Shepherd AS, Rathburn AE, Pérez ME. 2007. Living foraminiferal assemblages from the Southern California margin: A comparison of the >150, 63–150, and >63 µm fractions. *Mar. Micropaleontol.* 65: 54–77.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2007.06.001>

- Taborda-Marín A, Maldonado-Lizarazo C, Palacio-Baena JM, Vásquez-Arango JG. 2008. Participación comunitaria en el Golfo de Urabá: El caso del corregimiento Bocas del Atrato y la vereda El Roto, Municipio de Turbo, Antioquia. *Rev. Gestión Ambiente* 11: 97–108.
- Tucker M. 1988. *Techniques in Sedimentology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Urrego LE, Molina EC, Suárez JA, Ruiz HY, Polanía J. 2010. Distribución, composición y estructura de los manglares del Golfo Urabá. En: Informe técnico del proyecto Expedición estuarina Golfo de Urabá, 2013. Gobernación de Antioquia, Medellín (Colombia).
- Vanicek V, Juracic M, Bajraktarevic Z, Cosovic V. 2000. Benthic foraminiferal assemblages in a restricted environment. An example from Mjet lakes (Adriatic Sea, Croatia). *Geol. Croatica* 53: 269–279.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2007.06.001>
- Vargas ME. 2011. Foraminíferos del Golfo de Urabá y su potencial como paleoindicadores y bioindicadores de cambios ecológicos. Msc Thesis, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia.
- Wolfgang K. 1996. Ecological structuring and evolution of deep sea agglutinated foraminifera: A review. *Rev. Micropaleontol.* 39: 271–281.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0035-1598\(96\)90119-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0035-1598(96)90119-1)

*Received July 2012,
received in revised form November 2012,
accepted January 2013.*