

UNIVERSIDAD DE ORIENTE - CUMANÁ, VENEZUELA / VOLUMEN 55 / N° 1 - 2016

BOLETIN  
DEL  
INSTITUTO  
OCEANOGRAFICO  
DE VENEZUELA



# BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

## UNIVERSIDAD DE ORIENTE

CUMANÁ – VENEZUELA

### COMITÉ EDITORIAL

ARTURO ACERO P.  
Instituto de Ciencias Naturales,  
Universidad Nacional de Colombia,  
Bogotá, Colombia.

JOAQUÍN BUITRAGO  
EDIMAR  
Fundación La Salle  
Isla de Margarita, Venezuela

LUIS D' CROZ  
Tropical Smithsonian Institute  
Panamá.

FERNANDO CERVIGÓN  
Museo Marino Boca de Río  
Isla de Margarita, Venezuela.

DAVID DIE  
Rosenstiel School of Marine and  
Atmospheric Science  
University of Miami  
Miami, FL, USA

JUAN ANTONIO GÓMEZ  
Centro de Ciencias del Mar y Limnología  
Universidad de Panamá, Panamá.

GEDIO MARÍN ESPINOZA  
Departamento de Biología  
Universidad de Oriente  
Cumaná, Venezuela.

RAFAEL LEMAITRE  
National Museum of Natural History,  
Smithsonian Institution  
Washington, DC, USA

ILDEFONSO LIÑERO ARANA  
Instituto Oceanográfico de Venezuela  
Universidad de Oriente  
Cumaná, Venezuela.

TAIZO OKUDA  
Instituto Oceanográfico de Venezuela  
Universidad de Oriente  
Cumaná, Venezuela.

EVELYN ZOPPI  
Instituto de Zoología Tropical  
Universidad Central de Venezuela  
Caracas, Venezuela.

El Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV) constituye el núcleo primigenio de la Universidad de Oriente, creada por el Decreto de la Junta de Gobierno N° 459 de fecha 21 de noviembre de 1958. Sus actividades comenzaron el 12 de octubre de 1959, en la ciudad de Cumaná estado Sucre, Venezuela y han continuado ininterrumpidamente desde entonces.

EL BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA es una revista arbitrada que tiene como objeto fundamental difundir el conocimiento científico sobre la oceanografía del Mar Caribe y el Océano Atlántico Tropical.

El Boletín fue editado por primera vez en el mes de octubre del año 1961, siendo publicado con el nombre de “Boletín del Instituto Oceanográfico”. A partir del volumen n° 8 publicado en el año 1970, la portada, el formato y las normas editoriales fueron modificadas. En el año 1980 es rebautizado con el nombre actual de “Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela”.

### INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

MAYRÉ JIMÉNEZ  
*Directora*

GREGORIO MARTÍNEZ.

*Jefe Departamento de Oceanografía*

NIEVES AGUADO

*Jefe Departamento de Biología Pesquera*

JORGE BARRIOS

*Jefe Departamento de Biología Marina*

MARY ISABEL SEGNINI DE BRAVO

*Coordinador Postgrado en Ciencias Marinas*

OSCAR DÍAZ

Editor

*jeiovudo@gmail.com*

JULIO PÉREZ, BAUMAR MARÍN, BRIGHTDOOM MÁRQUEZ,

GREGORIO MATINEZ, MIGUEL GUEVARA,

MARIELA NARVÁEZ & GEDIO MARÍN

Editores Asociados

EDYMR PARRA

Asistente Técnico

Indizada en :

*Aquatic Sciences & Fisheries Abstracts, Biosis,  
Latindex, Periódica, Ulrich's Periodicals Directory,  
Wildlife Review Abstracts, Zoological Record.*

*Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación  
(FONACIT)*

*N° Reg.- 19990243*

CONTENIDO

	Página
NIRCHIO, M., J. GAVIRIA, C. ABAD & O. CLAUDIO. The karyotype of <i>Scorpaena brasiliensis</i> and <i>S. isthmensis</i> (Scorpaeniformes: Scorpaenidae: Scorpaeninae) from Margarita island, Venezuela.	3
GÓMEZ, M., R. CRESCINI, W. VILLALBA, E. MILLÁN & A. ANÉS. Estructura de tallas, crecimiento y mortalidad del mejillón verde <i>Perna viridis</i> (LINNÉ, 1758) de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela.	7
VERA, M., J. MUÑOZ & G. MARÍN. Determinación de metales pesados (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni y Pb) en el alcatraz ( <i>Pelecanus occidentalis</i> L. 1766), en el estado Sucre, Venezuela.	19
SALAZAR, S., J. PÉREZ, C. ALFONSI, & L. TROCCOLI. Morfometría y variación genética del mejillón invasor <i>Perna viridis</i> en la costa nor oriental de Venezuela.	32
MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, J. FIGUERA, W. SENIOR & A. GONZÁLEZ. Aspectos geoquímicos y ambientales de los sedimentos del río Cuchivero, Venezuela.	41
VELÁSQUEZ, J., A. MÁRQUEZ, I. FERMÍN, F. LÓPEZ, D. HERNÁNDEZ & W. SENIOR. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga, isla de Margarita, Venezuela.	54
LÓPEZ, D., Y. MAGO & O. CHINCHILLA. Primer hallazgo en Venezuela de <i>Lecithochirium</i> cf. <i>floridense</i> (Manter, 1934) Crowcroft, 1946 y <i>Brachyphallus</i> cf. <i>crenatus</i> (Rudolphi, 1802) Odhner, 1905 (Trematoda, Digenea, Hemiuridae) parásitos del pez invasor <i>Pterois volitans</i> Linneo, 1758 (Scorpaenidae).	69
DÍAZ-BORDONES, P. & I. LIÑERO-ARANA. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a arrecifes de <i>Phragmatopoma caudata</i> Krøyer in Mörch, 1863 (Polychaeta: Sabellariidae) en la costa nororiental de Venezuela.	78
ROMERO, P., K. MALAVÉ, R. PINTO, O. DÍAZ & M. SEGNINI. Geoquímica de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga, Venezuela.	86

Depósito Legal, pp 196103SU776  
Composición de Textos, Diagramación  
y Arte Final: Carlos A. Figueroa Ascanio.  
Fotolito e Impresión a cargo de  
Editorial Universitaria  
de la Universidad de Oriente.  
Cumaná, Edo. Sucre

#### ADQUISICIÓN Y CANJE

Biblioteca "Rafael A. Curra"  
Instituto Oceanográfico de Venezuela  
Apartado Postal 294, Cumaná 6101A  
Estado Sucre, Venezuela  
*bibrac@sucre.udo.edu.ve*

#### PRECIO

VENEZUELA Bs. 30,00      EXTERIOR US\$ 10.00

THE KARYOTYPE OF *SCORPAENA BRASILIENSIS* AND *S. ISTHMENSIS*  
(SCORPAENIFORMES: SCORPAENIDAE: SCORPAENINAE) FROM MARGARITA  
ISLAND, VENEZUELA.

MAURO NIRCHIO<sup>1,2</sup>, JUAN I. GAVIRIA<sup>1</sup>, CESAR QUEZADA A.<sup>2</sup>, CLAUDIO OLIVEIRA<sup>3</sup>.

<sup>1</sup> *Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar,  
Departamento de Acuicultura. Boca de Río, Margarita Island, Venezuela.*

<sup>2</sup> *Universidad Técnica de Machala, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Ecuador.*

<sup>3</sup> *Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Departamento de Morfologia, Botucatu, São Paulo, Brasil.  
e-mail: mauro.nirchio@gmail.com*

**Abstract:** We report on the results of the cytogenetic study of *Scorpaena brasiliensis* and *S. isthmensis* from Venezuela by conventional Giemsa staining and silver staining. *S. brasiliensis* has a complement  $2n=46$  composed of two metacentric (M), 8 submetacentric (SM) and 36 subtelocentric (ST/A), NF=56 with NORs located in the terminal position of the short arms of the pair number 7, whereas *S. isthmensis* showed a diploid number  $2n=38$ , composed of 8 M, 8 SM y 22 A, NF=54 with NORs located in terminal position in the long arm of the pair number 9. The comparison of these results with those of a previous report from Brazil reflects a clear differentiation at chromosomal level between the populations from the Caribbean and those from Brazil, which is, explained as the result of gross chromosome reorganization involving fusion, pericentric inversion and translocation processes. Since the Caribbean and Brazilian populations of these species are separated by the massive discharge of fresh water from the Amazonas and the Orinoco rivers, we suggest that further studies will be necessary to determine the status of these two groups either as distinct populations or as separate species.

**Keywords:** Karyotype, NORs, populations, Scorpaenidae, *Scorpaena brasiliensis*, *S. isthmensis*.

#### INTRODUCTION:

With mimetic habits and adaptation capacity that allow Scorpaenidae to live in a variety of marine environments, this family is common in all tropical and temperate seas (NELSON 2006). This group contains 227 valid species, including three subfamilies Scorpaeninae, Caracanthinae and Pteroinae with 196, 4 and 27 species, respectively (ESCHMEYER & FONG 2016).

In spite of their high number of species, cytogenetic studies on Scorpaeninae are scarce. Indeed, the most comprehensive checklist on fish karyotypes (ARAI 2011 and references herein) shows that only 17 species of this subfamily were karyotyped (about 8%) exhibiting a remarkable chromosome diversity with variable diploid number ( $2n=36-48$ ) and arm number (FN=52-86).

Specimens of *Scorpaena brasiliensis* and *S. isthmensis* from Rio de Janeiro coast (Brazil) were karyotyped by CORREA & GALETTI (1997) who found  $2n=46$  and  $2n=40$  respectively. In this paper we provide karyological information about these two species from Venezuela with the main aim of comparing the karyotypic structure of these markedly separated populations.

#### MATERIALS AND METHODS:

Eight specimens of *Scorpaena brasiliensis* and four of *S. isthmensis*, collected at southeast of Peninsula of Macanao (10°55'N, 64°11'W), Margarita Island, Venezuela, were analyzed.

Twenty-four hours before chromosome preparations, the fishes were injected intramuscularly with a yeast glucose solution (OLIVEIRA *et al.* 1988) to stimulate mitosis.

Following the guidelines of the American Veterinary Medical Association for euthanasia of animals (AVMA 2013), fish were sacrificed by numbing them with an overdose of Benzocaine (250 mg/l) until the cessation of opercula movement, before removing the kidney. The specimens were fixed in 10% formalin, preserved in 70% alcohol, identified and vouchers deposited in the fish collection of Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente, Venezuela (Voucher number: *S. brasiliensis* ECAM-0917; *S. isthmensis* ECAM-907).

Chromosome preparations were obtained from kidney cells according to the techniques described by NIRCHIO & OLIVEIRA (2006). Active nucleolus organizer regions (NORs) were revealed by silver (Ag) staining as described by HOWELL & BLACK (1980) sequentially after Giemsa staining (RÁBOVÁ *et al.* 2015).

Stained metaphases were photographed using a Motic B400 microscope, equipped with a Moticam 5000C digital camera. Chromosomes were classified according to the arm ratio criteria (LEVAN *et al.* 1964).

## RESULTS AND DISCUSSION:

*Scorpaena brasiliensis* here analyzed, presented a karyotype  $2n=46$  composed of two metacentric (M), 8 submetacentric (SM) and 36 subtelo/acrocentric (ST/A),  $NF=56$ ; whereas *S. isthmensis* showed a diploid number  $2n=38$ , composed of 8 M, 8 SM and 22 A,  $NF=54$ . In *S. brasiliensis* the NORs were located in the terminal position of the short arms of the pair number 7 and in *S. isthmensis* in the terminal position in the long arm of the pair number 9.

TABLE 1 presents a summary of the cytogenetic results of CORREA & GALETTI (1997) and those obtained in the present study. It is not easy to establish comparisons between our results and those reported by CORREA & GALETTI (1997) since these authors did not employ the nomenclature of LEVAN *et al.* (1964) for classifying the chromosomes and the figures of the karyotypes that appear in their paper do not allow establishing homologies among the chromosomal pairs.

Nonetheless, in the case of *S. isthmensis*, differences in diploid number and position of NORs are so evident that lead to assume that those modifications have probably arisen through at least the fusion of two ST/A chromosome pairs reducing the diploid number from  $2n=40$  in the Brazilian sample to  $2n=38$  in Venezuelan sample or vice versa, and a pericentric inversion that could change the position of the NORs in the same chromosome or a translocation of the NOR from the tips of the short arm of chromosome pair number 5 in the Brazilian sample to the tips of the long arm of the chromosome pair number 9 in the Venezuelan sample or vice versa.

Since populations of fishes from the Caribbean and those from Brazil are separated by a geographical barrier such as the discharge of freshwater from the Amazonas and Orinoco rivers (ROCHA 2003), the clear differentiation at chromosomal level (diploid number, NOR bearing chromosomes and position of the NORs on the carrier elements) among these population, lead to conclude that further studies will be necessary to determinate the population or species level status of these groups.

TABLE 1. Summary of the cytogenetic results of CORREA AND GALETTI (1997) and those obtained in the present study.

Species	<i>S. brasiliensis</i>		<i>S. isthmensis</i>	
	Brazil	Venezuela	Brazil	Venezuela
Diploid number	46	46	40	38
Number of M/SM	14	4	14	16
Number of ST/A	32	42	26	22
FN	60	50	54	54
NOR-bearing chromosomes/position	2/tips of short arms	7/tips of short arms	5/tips of short arms	9/tips of long arms

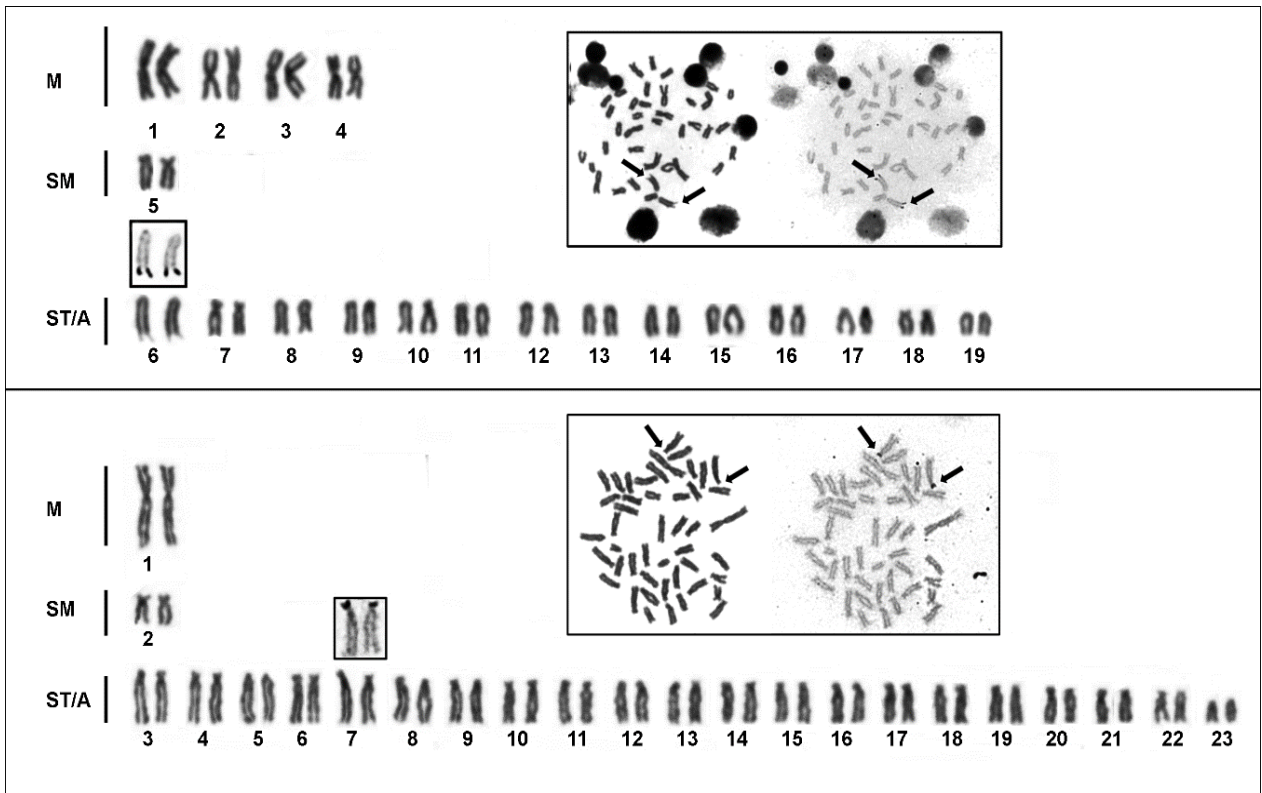


Figure 1. Conventional Giemsa-stained karyotype of a) *Scorpaena isthmensis*, b) *Scorpaena brasiliensis*. In the insets the NOR-bearing chromosomes identified through sequential staining. Plates after sequential staining are showed.

#### ACKNOWLEDGEMENTS:

This research was partially funded by Consejo de Investigacion, Universidad de Oriente, through Research Project CI-6-030602-1 303/2006.

#### REFERENCES:

- ARAI, R. 2011. *Fish karyotypes: A Check List*. Springer Science & Business Media.
- AVMA. 2013. Guidelines for the euthanasia of animals. Version 2013.0.1. <https://www.avma.org/KB/Policies/Documents/euthanasia.pdf> [accessed 29. August 2014).
- CORREA, M. M. O. & P. M. GALETTI Jr. 1997. Chromosomal diversity in Scorpaenidae (Teleostei, Scorpaeniformes): cytogenetic studies in *Scorpaena brasiliensis* and *Scorpaena isthmensis* from the coast of Rio de Janeiro, Brazil. *Cytologia* 62: 397–404.
- ESCHMEYER, W. N. & J. D. FONG. 2016. Species by family/subfamily. In: Catalog of fishes. <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>). Electronic version accessed 2016-24-01.
- HOWELL, W. & D. BLACK. 1980. Controlled silver staining of nucleolus organizer regions with a protective colloidal developer: a one-step method. *Experientia* 36: 1014-1015.
- LEVAN, A., K. FREDGA & A. SANDBERG. 1964. Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas* 52: 201-220.
- NELSON, J. S. 2006. *Fishes of the world*, 4th ed. John Wiley & Sons Inc, Hoboken, NJ, USA.

NIRCHIO, M. & C. OLIVEIRA. 2006. *Citogenética de peces*. Editado por la Coordinación de Publicaciones, del Rectorado, de la Universidad de Oriente, Nueva Esparta, Venezuela.

OLIVEIRA, C., L. F. AALMEIDA-TOLEDO, F. FORESTI & S. A. TOLEDO-FILHO. 1988. Supernumerary chromosomes, Robertsonian rearrangements and multiple NORs in *Corydoras aeneus* (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). *Caryologia*, 41: 227-236.

RÁBOVÁ, M., M. VÖLKER, S. PELIKÁNOVÁ & P. RÁB. 2015. Sequential chromosome banding in fishes. In C. Ozouf-Costaz, E. Pisano, F. Foresti, L. Foresti de Almeida Toledo, editors. *Fish cytogenetic techniques. Ray-fin fishes and Chondrichthyans*, CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC. pp: 92-102.

ROCHA, L. A. 2003. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. *J. Biogeogr.* 30: 1161–1171.

Recibido: Marzo 2016

Aceptado: Abril 2016

## ESTRUCTURA DE TALLAS, CRECIMIENTO Y MORTALIDAD DEL MEJILLÓN VERDE *PERNA VIRIDIS* (LINNÉ, 1758) DE LA LAGUNA DE LA RESTINGA, ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA.

MERVING GÓMEZ<sup>\*</sup>, ROBERTA CRESCINI<sup>1</sup>, WILLIAM VILLALBA<sup>1</sup>, EDUARDO MILLÁN<sup>2</sup> Y ANAÍS ANÉS<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar; Universidad de Oriente, Boca del Río Venezuela*

<sup>2</sup> *AGRODIRECTO, Maracaibo, Venezuela*

*\*-mail: mervinggomez@gmail.com*

**RESUMEN:** El mejillón verde *Perna viridis* es una especie nativa de la región del Indo-Pacífico, la cual ha colonizado de manera exitosa las costas venezolanas. Debido a que la especie es invasora y ha colonizado las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* en la laguna de La Restinga y quizás desplazado a especies nativas como el *Perna perna*, el presente trabajo tiene por finalidad estimar algunos parámetros poblacionales de esta especie en la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012. Se colectaron un total de 1592 individuos con talla mínima de 15,34 mm y máxima de 113,92 mm, cuya estructura de tallas mensual fue variable, encontrando la mayor cantidad de individuos en el intervalo de 65 a 75 mm. La relación longitud-peso de la especie quedó definida por la ecuación  $Pt = 0,0006X^{2,497}$  indicando que la especie tiene un crecimiento alométrico minorante. Los parámetros de crecimiento determinados  $L_{\infty} = 124,47$  mm,  $k = 1,6/\text{año}$  y  $t_0 = -0,065$  años mostraron un crecimiento rápido. El coeficiente de variación del índice de crecimiento ( $\Phi'$ ) demostró que hay diferencias en el patrón de crecimiento de *P. viridis* entre las diferentes regiones geográficas. La tasa de mortalidad total ( $Z$ ) fue alta (2,10/año). Se recomienda continuar con los estudios poblacionales de *P. viridis* ya que es una especie invasora y logra causar graves impactos en las zonas donde puede llegar a colonizar.

Palabras claves: Mollusca, Bivalvia, exótico, evaluación, dinámica.

**ABSTRACT:** The green mussel *Perna viridis* is a native species from the Indo-Pacific, which successfully colonize the Venezuelan coast. Because the species is invasive and has colonized the roots of red mangrove *Rhizophora mangle* in La Restinga lagoon and perhaps displaced native species such as the *Perna perna*, this paper aims to estimate some of its population parameters in La Restinga lagoon, Margarita Island, Venezuela, since November 2011 to October 2012. A total of 1592 individuals with minimum size of 15.34 mm and a maximum of 113.92 mm were collected; the monthly size structure was varied, finding the largest number of individuals in the range of 65 to 75 mm. The length-weight relationship of the species was defined by the equation  $Pt = 0,0006X^{2,497}$  indicating that the species has an allometric growth. Certain growth parameters  $L_{\infty} = 124.47$  mm,  $k = 1.6 / \text{year}$  and  $t_0 = -0.065$  years showed rapid growth. The coefficient of variation of the growth rate ( $\Phi'$ ) showed that there are differences in the pattern of growth of *P. viridis* between different geographic regions. The total mortality rate ( $Z$ ) was high (2.10/year). It is recommended to continue with the population studies of *P. viridis* because as an invasive species it causes serious impacts in areas where it colonize.

Key words: Mollusca, Bivalvia, exotic, evaluation, dynamic.

### INTRODUCCION

Los moluscos representan en la acuicultura marina uno de los grupos más importantes desde el punto de vista económico, debido a los bajos costos de producción y a su alta rentabilidad. Entre los grupos más cultivados en el mundo se encuentran ostras, almejas, vieiras y mejillones, los cuales han ayudado a suplir la demanda y necesidades alimenticias de una gran parte de la población mundial, destacándose los mejillones por presentar altas tasas de filtración, rápido crecimiento y elevada fecundidad (HICKS & TUNELL 1993; PILLAY 1997).

El género *Perna* (Bivalvia: Mytilidae) está constituido por tres especies: *Perna perna*, *P. viridis* y *P. canaliculus* (SIDALL 1980), las dos primeras se encuentran entre las quince especies de mitílidos reportadas para Venezuela (BEPERTHUY 1970; RYLANDER *et al.* 1996). Estos moluscos se caracterizan por tener el cuerpo comprimido por dos valvas unidas dorsalmente por medio de un ligamento, un pie muscular característico y una cavidad que encierra los órganos, agrupados en una masa visceral rodeada por un manto, el cual secreta la concha calcárea característica, de periostraco liso o con incrustaciones, biso desarrollado, charnela larga con dientes reducidos y umbos agudos (LODEIROS *et al.* 1999).

*Perna viridis* (Linné, 1758) es una especie nativa de la región del Indo-Pacífico, posee una distribución tropical que abarca desde el golfo Pérsico hasta las Filipinas y desde el este de China hasta Indonesia (DÍAZ & PUYANA 1994). Constituye una especie importante para la acuicultura en esos países, debido a que posee una serie de características ecológicas como alta tasa de filtración, puede alcanzar elevadas tasas de crecimiento, cortos períodos reproductivos y una elevada fecundidad y sus larvas presentan una amplia capacidad de dispersión. Se adapta rápidamente a las variaciones de temperatura, salinidad y alimento, lo que le permite colonizar varios ambientes marinos y estuarios (HICKS & TUNELL 1995; MORTON 1997; PILLAY 1997). La especie tiene un crecimiento variable y se caracteriza por ser un mejillón grande, cuya talla adulta promedio en la India y áreas adyacentes, se encuentra entre 80 y 165 mm de largo y ocasionalmente puede alcanzar hasta 300 mm (RAJAGOPAL *et al.* 1998). Los bajos costos de producción y a su alta rentabilidad han permitido, que en el sureste de Asia sea una de las cinco especies de mejillones más cultivada comercialmente (CHALERMWAT & LUTZ 1989).

En los bancos naturales, *P. viridis* se encuentra frecuentemente constituyendo densas poblaciones sobre un fondo duro de piedra, arena y cascajo, hasta una profundidad de 10 m, y habita la zona intermareal, sublitoral y ambientes estuarinos con altas salinidades (FERNÁNDEZ & JIMÉNEZ 2007). El hábitat, la dispersión, reclutamiento, densidad y el crecimiento de esta especie está condicionada por la influencia de factores fisicoquímicos como: exposición al oleaje, temperatura, desecación, salinidad, oxígeno disuelto, luz, contaminantes, superficie de fijación y disponibilidad de alimento y biológicos: competencia, depredación, presencia de herbívoros y reclutamiento, los que determinan las características y comportamiento de las poblaciones existentes (VÉLEZ & AZUAJE 1993; WILLIAMS 1994; RYLANDER *et al.* 1996; SEGNINI *et al.* 1998; TIRADO & MACIAS 2002).

En diferentes regiones geográficas se han realizado estudios sobre *P. viridis*, entre los más recientes destacan las investigaciones de dinámica poblacional de AL-BARWANI *et al.* (2007) en las costas de Malacca, Malasia y KHAN *et al.* (2010) en Bangladesh, India; SUNDARAM *et al.* (2011) estimaron la relación longitud-peso del mejillón verde en la ensenada de Versova, Mumbai; JAYALAKSHMY *et al.* (2013) realizaron estudios de biometría y morfometría

en las costas sureste de la India; THEJASVI *et al.* (2013) determinaron la alometría de la especie en un hábitat rocoso en Karnataka, India y THEJASVI *et al.* (2014) estimaron las relaciones morfométricas y la relación longitud-peso de la especie también en Karnataka, India.

En Venezuela, es considerada una especie con potencial para actividades de cultivo, particularmente el de fondo, mostrando una gran factibilidad, por presentar mejor crecimiento y supervivencia que *P. perna*, particularmente en aguas someras y en cultivo de estacas y de empalizada, donde alcanza tallas de 70 mm en 6 meses (LODEIROS & FREITES 2008). Es por ello que se han realizados diferentes estudios como el de URBANO *et al.* (2005) quienes describieron el desarrollo del crecimiento y supervivencia de los mejillones *P. perna* y *P. viridis* bajo cultivo suspendido en el golfo de Cariaco; VILLAFRANCA *et al.* (2006) analizaron la distribución de tallas de *P. viridis* en la laguna de La Restinga; PRIETO *et al.* (2009) evaluaron la dinámica poblacional de la especie en el morro de Guarapo, en Araya; en la isla de Margarita VIRE (2010) evaluó el crecimiento en biomasa e índice gonadosomático del mejillón verde en el banco natural de La Pachara y MARCANO (2011) determinó la estructura de tallas, densidad y biomasa de *P. viridis* en fondos rocosos de la Guardia y Tacuantar; ACOSTA *et al.* (2009) analizaron el efecto de la profundidad del golfo de Cariaco sobre el crecimiento; D'ARMAS *et al.* (2009) evaluaron la composición de lípidos en periodo de maduración del mejillón verde en el oriente venezolano y en la isla de Trinidad y MONTES (2011) estudió el crecimiento del mejillón verde en un sistema de cultivo en la ensenada de Turpialito estado Sucre.

Considerando que *P. viridis* ha colonizado las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* en la laguna de La Restinga y que es una especie invasora que quizás ha desplazado a especies nativas como el *P. perna* y tomando en cuenta que sus bancos son explotados comercialmente, formando en algunos casos el 100% de la captura que se vende, es de importancia evaluar la estructura de tallas, el crecimiento, la mortalidad total del mejillón verde *Perna viridis* en la laguna de La Restinga durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012, aspectos que permitan describir el estado actual de esta población.

## METODOLOGÍA

## Área de Estudio y Muestreo

La laguna de La Restinga, localizada en la isla de Margarita, está ubicada geográficamente entre las coordenadas: 10° 55' y 11° 03' N y 64° 01' y 64° 12' O. Posee forma triangular con una longitud máxima de 15 km, una anchura máxima de 5 km y un área de 26 km<sup>2</sup>. Su configuración es bastante compleja, ya que posee formaciones de mangles, sub-lagunas, caños y canales intercomunicados entre sí. Está separada del mar, por el norte, mediante una barra arenosa de 23 km de longitud (RAMÍREZ, 1996).

Se realizaron muestreos mensuales en tres zonas de la laguna: El Mánamo, El Gato y El Indio (Fig.1), desde noviembre 2011 hasta octubre del 2012, puesto que observaciones previas de la laguna permitieron avistar esta especie en relativa abundancia en ellas. Se recolectaron ejemplares mensualmente de *P. viridis* de todas las tallas, en una distancia de 50 m en el borde del manglar mediante buceo libre. Los organismos se colocaron en bolsas plásticas y fueron trasladados al laboratorio donde fueron procesados. Los individuos recolectados fueron medidos (Lt) con un vernier digital de ±0,01 mm de precisión y pesados (Pt) con una balanza digital de ±0,0001 g de precisión.

## ANÁLISIS DE DATOS

Estructura de talla y relación talla-peso: La distribución de tallas se realizó mediante la construcción de una matriz de datos con las frecuencias de tallas obtenidas con respecto a los meses de muestreo y a las estaciones, agrupándolos en intervalos de 5 mm. La relación entre la longitud total y el peso total se estimó a través de la ecuación propuesta por RICKER (1975):  $Pt = a * Lt^b$  donde: Pt es el peso total (g); a es la intersección con el eje de las coordenadas; b es la pendiente y Lt es la longitud total (mm). Se probó la hipótesis de crecimiento isométrico mediante una prueba t-student (ZAR 2009) con un nivel de significancia de  $\alpha=0,05$  teniendo como hipótesis Ho:  $b=3$  contra Ha:  $b \neq 3$ ; los resultados de esta prueba fueron usados para determinar si el crecimiento es alométrico mayorante ( $b > 3$ ) o minorante ( $b < 3$ ).

Crecimiento y mortalidad: Los parámetros de crecimiento de longitud asintótica ( $L_{\infty}$ ) y coeficiente de curvatura (k) de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy se determinaron mediante el análisis de las distribuciones mensuales de frecuencia de longitudes, por medio del programa FiSAT II (GAYANILO *et al.* 1996). En primer lugar, se estimó una longitud asintótica ( $L_{\infty}$ ) aplicando el método de POWELL (1979) y WETHERALL (1986). Con la  $L_{\infty}$  estimada se determinó el coeficiente

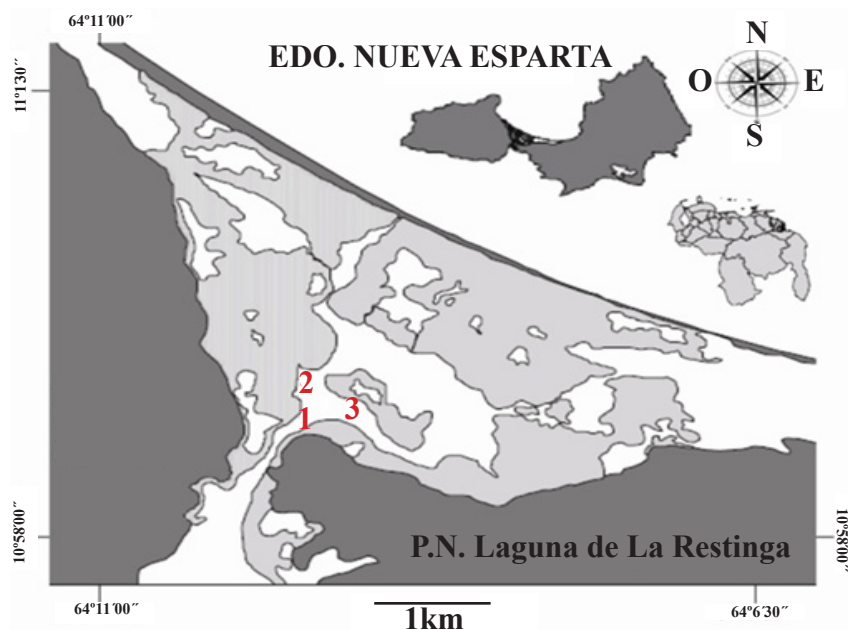


Fig. 1. Ubicación geográfica relativa de las zonas de muestreo 1) El Indio 2) El Gato y 3) Mánamo en la laguna de La Restinga, Venezuela.

de crecimiento ( $k$ ) a través de la rutina ELEFAN I. Para optimizar  $L_{\infty}$  y  $k$  se usó el procedimiento de GULLAND & HOLT (1959) previo análisis de la progresión modal utilizando para ello la descomposición de longitudes según el método de BHATTACHARYA (1967). Para la determinación del  $t_0$ , necesario para estimar la curva de crecimiento en longitud, se utilizó la ecuación de PAULY & MUNRO (1984):  $\log_{10}(t_0) = -0,3922 - 0,2752 * \log_{10} L_{\infty} - 1,038 * \log_{10} K$  donde:  $t_0$  = la edad hipotética a la cual la longitud es cero. Una vez obtenidos los valores de los parámetros de crecimiento, se obtuvo la curva de crecimiento en longitud de von Bertalanffy por medio de la ecuación:  $L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]$  donde:  $L_{\infty}$  es la longitud asintótica,  $K$  es el coeficiente de crecimiento,  $t_0$  es la edad hipotética que debe haber tenido para que su longitud sea cero y  $L_t$  es la longitud teórica a la edad  $t$ .

Se realizó el cálculo de la edad límite mediante la fórmula propuesta por TAYLOR (1984):  $A(0,95) = t_0 + (2,996)/K$  donde:  $A(0,95)$  es la edad límite o tiempo requerido para alcanzar el 95% de  $L_{\infty}$ . A su vez se aplicó la ecuación empírica del índice de desempeño de crecimiento o phi prima ( $\Phi'$ ) de acuerdo a la fórmula establecida por PAULY & MUNRO (1984):  $\Phi' = \log_{10} K + 2 \log_{10} L_{\infty}$ , con la finalidad de observar si existen diferencias de crecimiento para la misma especie en diferentes regiones geográficas, los que posteriormente se compararon mediante el coeficiente de variación (CV) (SPARRE & VENEMA 1997).

La mortalidad total ( $Z$ ), se determinó por medio de la ecuación establecida por HOENIG (1983):  $\ln(Z) = a + b * \ln(t_{max})$  donde:  $a = 1,23$  y  $b = -0,832$  son las constantes de regresión estimadas para moluscos y  $t_{max}$  es la edad máxima, la cual fue calculada mediante la ecuación de TAYLOR (1962):  $t_{max} = 3/K + t_0$ .

## RESULTADOS

### Estructura de talla y relación talla peso

Se examinó un total de 1592 individuos de diferentes tamaños, siendo el más pequeño de 15,34 mm y el más grande de 113,92 mm, con un tamaño promedio de  $59,18 \pm 17,59$  mm y pesos desde 0,43 g hasta 67,83 g con promedio de  $13,28 \pm 9,53$  g. La frecuencia de tallas general presentó una distribución polimodal, encontrándose en el intervalo de 65 mm a 75 mm la mayor cantidad de ejemplares. La estructura de frecuencia de longitudes por estaciones también presentó un comportamiento polimodal

en todas las estaciones. La estación 1 (Mánamo) y 2 (El Gato) presentaron las mayores longitudes promedio ( $60,42 \pm 18,42$  y  $60,20 \pm 16,76$  mm de  $L_t$ , respectivamente), mientras que la estación 3 (El Indio) mostró una longitud promedio de  $56,85 \pm 17,35$  mm de  $L_t$ . En la zona del Mánamo se encontró la mayor cantidad de ejemplares en el intervalo de 70 mm a 75 mm, en El Gato de 65 mm a 75 mm, mientras que en El Indio abundaron las longitudes más pequeñas en el intervalo 30 mm a 45 mm (Fig. 2).

La distribución de frecuencias de tallas por mes fue variable durante todo el muestreo, observando un comportamiento polimodal, presentándose hasta un máximo de 3 cohortes, determinadas mediante el método de BHATTACHARYA (1967), a lo largo del año de muestreo: estas corresponden a los meses de abril, mayo, julio y octubre. En los meses de noviembre, diciembre, enero, abril y mayo se observaron organismos de longitudes pequeñas lo que podría indicar que son meses de reclutamiento de la especie en la laguna (Fig. 3).

La relación longitud-peso de *P. viridis* estimada quedó definida mediante la ecuación  $P_t = 0,0006 * L_t^{2,497}$ . La constante  $b$  fue significativamente diferente a 3 ( $t_{0,05}(1) (1592) = -2,105$ ;  $p < 0,05$ ) demostrando un crecimiento alométrico minorante (Fig. 4).

### Crecimiento y mortalidad

El método de POWELL (1979) y WETHERALL (1986) de *P. viridis*, permitió determinar la  $L_{\infty} = 124,47$  mm. Se realizó la corrida del GULLAND & HOLT (1959), la cual no arrojó ningún resultado debido a las pocas clases modales que presentan los datos por ausencia de organismos juveniles, por lo que se utilizó el resultado de la  $L_{\infty}$  obtenida mediante POWELL (1979) y WETHERALL (1986) en la rutina ELEFAN I para la estimación de  $K = 1,6/\text{año}$ . La edad límite estimada fue de  $1,80 \approx 2$  años, en la cual el organismo alcanza una longitud de 118 mm. Se aplicó el modelo de von Bertalanffy, para determinar la curva de crecimiento en longitud  $L_t = 124,47 * [1 - \exp(-1,6 * (t + 0,065))]$  la cual describió una curva del tipo exponencial acelerado hasta 0,25 años de vida, alcanzando aproximadamente el 39,59 % de su longitud asintótica, posteriormente disminuyó lentamente hasta hacerse casi constante hasta alcanzar su longitud máxima teórica ( $L_{\infty}$ ) (Fig. 5).

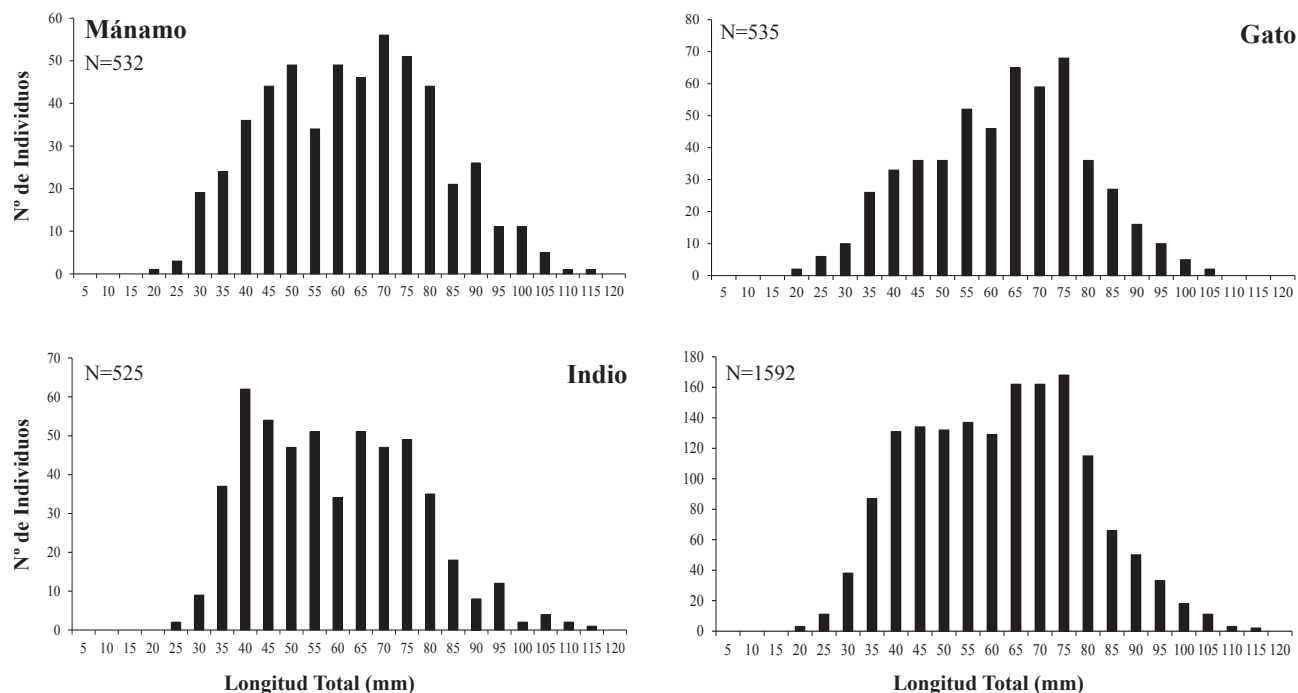


Fig. 2. Estructura de tallas por estación (Mánamo, El Gato y El Indio) y general de *P. viridis* en la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012.

En la Tabla 1 se presentan los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy, donde se observa similitudes en el índice de desempeño de crecimiento obtenido en el presente trabajo con los obtenidos por los diferentes autores, exceptuando los de NARASIMHAM (1981) y LEE (1985); sin embargo, el coeficiente de variación del  $\Phi'$  indica que existen diferencias en el patrón de crecimiento entre las diferentes regiones geográficas.

La mortalidad total para la población de *P. viridis* evaluada en la laguna de La Restinga fue alta, siendo  $Z=2,10/años$ .

## DISCUSION

Las longitudes determinadas en *P. viridis* fluctuaron entre 15,34 mm y 113,92 mm de longitud total (Lt), longitudes similares a las obtenidas por VILLAFRANCA *et al.* (2006) en la laguna de La Restinga (7,82 mm y 137,07 mm), por VIRE (2010) en el banco de La Pachara, La Guardia, isla de Margarita (15 mm y 110 mm de Lt) y por MARCANO (2011) en la Guardia y Tacuantar (7,13 mm y 112,53 mm). GARCÍA *et al.* (2005) en la península de Araya reportan longitudes desde 4,3 mm hasta 101,08 mm. El rango de tallas determinadas en el presente estudio fue

ligeramente menor a lo obtenido por KHAN *et al.* (2010), quienes estimaron longitudes comprendidas entre 23 mm y 134 mm en el Río Naf, Bangladesh y JAYALAKSHMY (2013) en las costas de la India (24,3 mm a 106 mm).

La frecuencia de longitudes por estación y mensual reflejó un comportamiento multimodal, con presencia de hasta 3 cohortes en los meses de abril, mayo, julio y octubre, similar a lo encontrado por GARCÍA *et al.* (2005), quienes encontraron distribuciones multimodales con hasta cinco cohortes en un año y la predominancia de la longitud de 20 mm y de 40 mm a 70 mm en la población de la península de Araya. PRIETO *et al.* (2009) determinaron dos cohortes para *P. viridis* del morro de Guarapo con predominancia de tallas de 50 mm. KHAN *et al.* (2010) encontraron que los patrones de reclutamiento de *P. viridis* son continuos y se extienden a dos o más picos por año. GARCÍA *et al.* (2005) y PRIETO *et al.* (2009) reportaron en el estado Sucre un mayor reclutamiento en los meses de enero, febrero, abril, septiembre y diciembre. VIRE (2010) en la isla de Margarita reporta mayores incorporaciones de reclutas en los meses de marzo, abril y junio. A su vez, AL-BARWANI *et al.* (2007) señalan un reclutamiento continuo con mayor

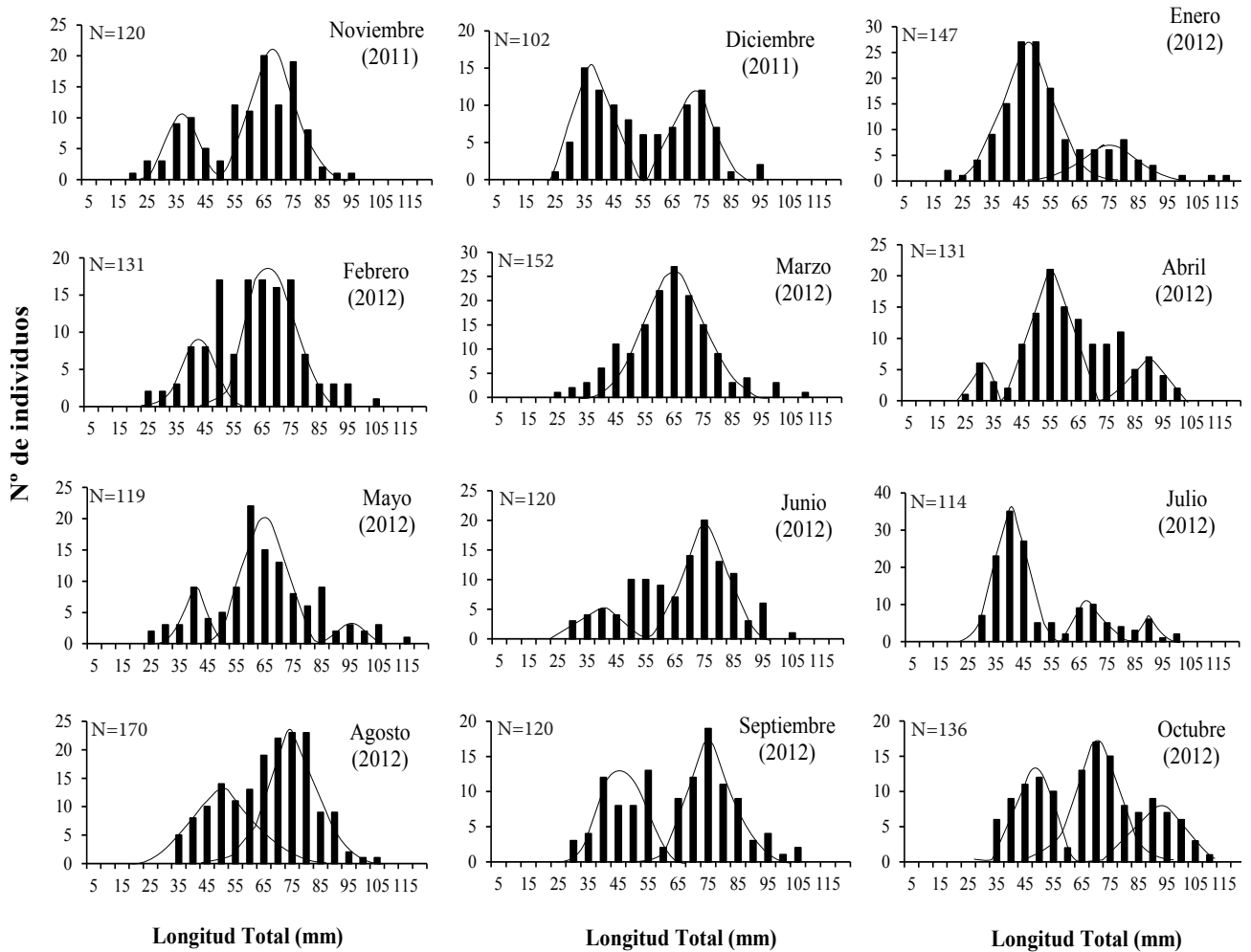


Fig. 3. Distribución de frecuencia de tallas mensual de *P. viridis* de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012.

ocurrencia durante los meses de julio y agosto en Malasia y KHAN *et al.* (2010) en la costa de Bangladesh señalan un reclutamiento continuo con mayor predominancia en los meses de mayo y agosto. Esto confirma que los bivalvos de ambientes tropicales se reproducen todo el año, con diferente intensidad.

La relación longitud - peso puede ser utilizada para evaluar el estado de salud de los individuos de una población así como para determinar posibles diferencias que permitan separar un stock de la misma especie. Es importante en el manejo de las pesquerías para poder comparar entre estudios de crecimiento de la misma

especie, dado que los incrementos de tamaño y de peso son el parámetro más apropiado para las mediciones (THEJASVI 2014). El crecimiento y la forma de la concha están influenciados por factores abióticos (exógenos o ambientales) y bióticos (endógenos/fisiológicos); los que en varias especies de bivalvos, hacen que las conchas se vuelven más altas y más amplias durante el crecimiento a fin de contrarrestar el desalajo involuntario por la turbulencia y las corrientes (GASPAR *et al.* 2002).

En el presente estudio el valor de  $b = 2,49$  expresa un crecimiento alométrico minorante. Este resultado coincide con lo reportado por HEMACHANDRA & THIPPESWANY (2008)

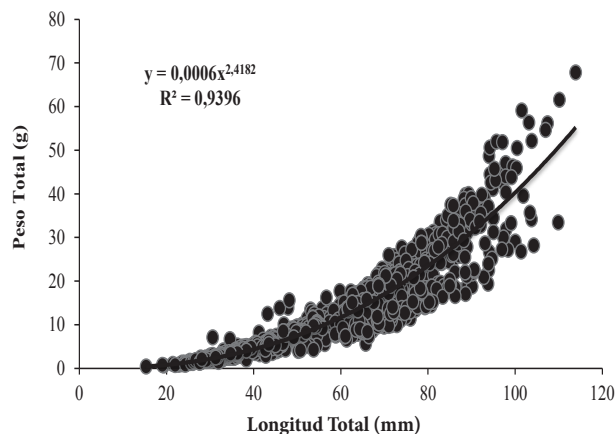


Fig. 4. Relación longitud-peso de *P. viridis* de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012.

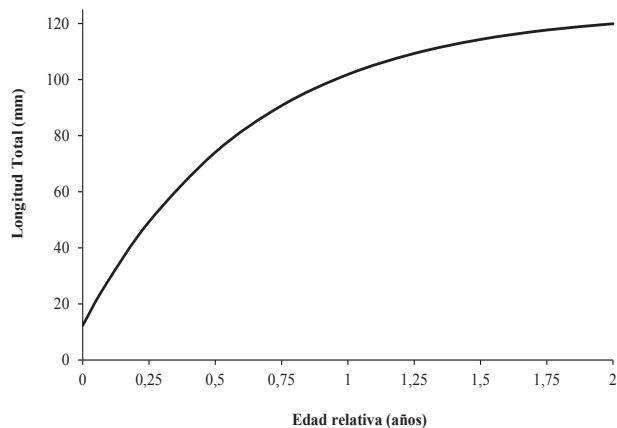


Fig. 5. Curva teórica de crecimiento de *P. viridis* de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo de noviembre 2011 a octubre 2012.

( $b=2,95$ ); SUNDARAM *et al.* (2011) ( $b=2,67$ ); THEJASVI *et al.* (2013) ( $b=2,74$ ) y THEJASVI *et al.* (2014) ( $b=2,77$ ) para la India; AL-BARWANI *et al.* (2007) en Malasia (2,6). AL-BARWANI *et al.* (2007) indica que esto podría ser explicado por la influencia de los factores ecológicos tales como la densidad de mejillones y el nivel de la orilla. El comportamiento alométrico que presenta el crecimiento de esta especie es el mismo en todos los ambientes donde se encuentra distribuida; no obstante, el crecimiento en

longitud de la concha en mitílidos tropicales es mayor que la reportada en mitílidos templados (VAKILY 1989), esto se debe a que los bivalvos de zonas templadas presentan una mayor longevidad (BRETHES *et al.* 1986) y una menor tasa metabólica en comparación con las especies tropicales (PEREIRA *et al.* 1988).

Los patrones de crecimiento de los moluscos son importantes para evaluar su potencial de producción y la

Tabla 1. Parámetros de crecimiento del mejillón verde *P. viridis* según el modelo de von Bertalanffy en diferentes regiones geográficas.

Localidad	$L_{\infty}$ (mm)	K (año <sup>-1</sup> )	$\Phi'$	Fuente
Malasia	89,4	2,4	4,28	CHOO Y SPEISER (1979)
Malasia	102,3	1,5	4,19	AL – BARWANI <i>et al.</i> (2007)
India	184,6	0,25	3,93	NARASIMHAM (1981)
Hong Kong	101,9	0,30	3,49	LEE (1985)
Tailandia	112,0	1,00	4,09	TUAYCHAROEN <i>et al.</i> (1988)
Bangladesh	136,5	1,30	4,38	KHAN <i>et al.</i> (2010)
Venezuela	104,5	1,13	4,09	GARCÍA <i>et al.</i> (2005)
Venezuela	101,4	0,99	4,00	PRIETO <i>et al.</i> (2009)
Venezuela	130,5	1,04	4,24	VIRE (2010)
Venezuela (La Restinga)	124,47	1,6	4,39	Presente Estudio
Media			4,11	
Desviación típica			0,27	
C. V.			6,57 %	

energía que fluye a través de las poblaciones (GASPAR *et al.* 2002). Las características de crecimiento de los mejillones son importantes para comprender la influencia de las condiciones climáticas en su morfometría. La temperatura es el principal factor que influye en su crecimiento y otros factores incluyen alimentación, fouling y el hábitat (KULAKOVSKII & LEZIN 2002).

Las diferencias de los parámetros de crecimiento de *P. viridis* obtenidas entre las diferentes regiones geográficas puede deberse a las fluctuaciones de temperatura y disponibilidad de alimento a lo largo del tiempo en especies con tendencia a la explotación (VIRE 2010). PEREIRA (1982) señala que, en general, el crecimiento de los bivalvos varía de acuerdo a la localización geográfica de la población, y se encuentra estimulado por aumentos en la temperatura del agua y mayores aportes de alimento; en cambio sería retardado por salinidades y temperaturas bajas. BRIONES & GUIÑEZ (2005) señalan que muchas especies de mitílidos, en su tendencia a formar agregaciones de individuos altamente densas, conforman usualmente matrices multiestratificadas, en las cuales, ocurre una competencia por espacio y alimento, sometiendo a los individuos a un ambiente estresante en donde la sobrevivencia y el crecimiento se ven afectados a medida que aumenta la densidad.

En el presente estudio, se obtuvo que *P. viridis* a los 12 meses de edad presentó una longitud de 101,82 mm superando los resultados obtenidos por GARCÍA *et al.* (2005) con 71 mm en la península de Araya y PRIETO *et al.* (2009) de 64 mm a 75 mm en el morro de Guarapo, estado Sucre. SREENIVASAN *et al.* (1989) en la India con 79,8 mm a los 11 meses, RAJAGOPAL *et al.* (1998b) de 83 mm en la India, AL-BARWANI *et al.* (2007) en la península de Malasia con 79,53 mm a los 12 meses, pero menor al resultado de RAJAGOPAL *et al.* (1998a) en India con una longitud al año de 119 mm. Esto puede ser debido al incremento del flujo del alimento (fitoplancton) causado por las corrientes presentes en esas áreas y las condiciones estacionales (VAKILY 1989), temperaturas y salinidades más estables que permiten mejores tasas de crecimiento e influyen sobre la reproducción de la especie, obteniéndose un mayor número de cohortes dominando sobre la fauna acompañante.

Los estudios de mortalidad en poblaciones naturales son importantes porque permiten obtener información de

las pérdidas que pueden ocurrir, indicando la necesidad de tomar medidas de protección que minimicen estos factores (JIMÉNEZ *et al.* 2004). La estimación de las tasas de mortalidad es un aspecto muy importante para la evaluación pesquera, y fundamentalmente en el caso de los moluscos bivalvos, ya que al hacer la comparación entre la tasa de mortalidad natural y mortalidad por pesca y si esta refleja un resultado mayor que la mortalidad natural, quiere decir que la muerte por pesca es mucho mayor que la ocasionada por causas naturales, lo cual manifiesta que el recurso se encuentra en fase de sobreexplotación (BORDA & CRUZ 2007).

La mortalidad total de *P. viridis* fue menor a lo reportado por AL-BARWANI *et al.* (2007) en Malasia con un  $Z = 2,48$  año<sup>-1</sup> y mayor a lo reportado por KHAN *et al.* (2010) en Bangladesh ( $Z = 1,90$  año<sup>-1</sup>). En el presente trabajo, el  $Z$  determinado fue influenciado en gran parte por la acción del hombre (pesca) lo cual indica un resultado alto. SPARRE & VENEMA (1997) indican que los organismos que presentan una mortalidad de 2 es alta y la especie puede extinguirse en poco tiempo. El valor de  $Z$  puede ser interpretado como una consecuencia de los requerimientos fisiológicos, tasa de depredación de los diferentes estados de desarrollo y como un resultado de las condiciones ambientales que actúan sobre la vida de los individuos (RAMÍREZ & ARREGUÍN 2002).

Cuando están en las fases larvaria, juvenil y adulta, la mortalidad de los bivalvos puede estar originada por una gran variedad de causas, de origen biológico o ambiental. Los factores físicos como las temperaturas demasiado elevadas o muy bajas pueden ser letales para los bivalvos; variaciones en la salinidad, sobre todo la baja después de periodos de lluvias fuertes, provocan grandes mortalidades. La depredación de algunos parásitos provoca mortalidades sobre todo en la fase adulta, un ejemplo el anélido perforador *Polidora* sp. y algunas esponjas. Probablemente la mayor causa de mortalidad en los bivalvos sean las enfermedades (HELM *et al.* 2006) pero para *P. viridis* en la laguna de La Restinga, es probablemente la explotación comercial sin control es la que influye principalmente en su mortalidad, ya que se extraen organismos de cualquier talla, llevando con ellos los reclutas, formando en muchos casos un gran porcentaje de los bivalvos vendidos en el estado Nueva Esparta.

## CONCLUSIONES

El mejillón verde *P. viridis* presentó un intervalo de longitudes desde 15,34 mm hasta 113,92 mm, con presencia de tres cohortes. La relación longitud-peso mostró que presenta un crecimiento alométrico minorante. Los parámetros de crecimiento demostraron que es una especie de crecimiento rápido con una edad límite de aproximadamente 2 años y una alta tasa de mortalidad total para la laguna de La Restinga.

## REFERENCIAS

- ACOSTA, V., C. LODEIROS, A. PRIETO, M. GLEM & Y NATERA. 2009. Efecto de la profundidad sobre el crecimiento de los mejillones *Perna perna* y *Perna viridis* (Bivalvia: Mytilidae) en cultivo suspendido en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Zootecnia Tropical*. 27(3): 315-328.
- AL-BARWANI, S., A. ARSHAD, S. AMIN, S. JAPAR, S. SIRAJ & C. YAP. 2007. Population dynamics of the green mussel *Perna viridis* from the high spat-fall coastal water of Malacca, Peninsular Malaysia. *Fish. Res.* 84: 147-152.
- BHATTACHARYA, C. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 23: 115-135.
- BORDA, C. & R. CRUZ. 2007. Crecimiento y tasas de mortalidad del bivalvo *Anadara tuberculosa* (SOWERBY, 1833) en el pacífico colombiano. *Rev. Invest. Mar.* 25(3):177-184.
- BRETHES J., G. DESROSIERS & J. FORTIN. 1986. Croissance et production du bivalve *Mesodesma artatum* (Conrad) sur la côte nord du golfe du Saint-Laurent. *Can. J. Zool.* 64: 1914-1919.
- BRIONES, C. & R. GUIÑEZ. 2005. Asimetría bilateral de la forma de las valvas y posición espacial en matrices del chorito *Perumytilus purpuratus* (Lamarck, 1819) (Bivalvia: Mytilidae). *Rev. Chilena Hist. Nat.* 78: 3-14
- CHALERMWAT, K. & R. LUTZ. 1989. Farming the green mussel in Thailand. *World Aquaculture*, 20: 41-46.
- DÍAZ, J. & M. PUYANA. 1994. *Moluscos del caribe colombiano*. Editorial Presencia. Santa Fe, Bogotá. 291 pp.
- D'ARMAS, H., T. KOFTAYAN & J. MILANO. 2009. Composición de lípidos del mejillón verde (*Perna viridis*) en periodo de maduración, proveniente de diferentes localidades, mediante métodos cromatográficos y de RMN13C. Parte II. 235. *Saber*. 21(3): 235-243.
- FERNÁNDEZ, J. & M. JIMÉNEZ. 2007. Fauna malacológica del litoral rocoso de la costa sur del Golfo de Cariaco y costa norte del Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Instit. Oceanogr. Venezuela*. 46 (1): 9-18.
- GARCÍA, Y., A. PRIETO, J. MARCANO, C. LODEIROS & D. ARRIECHE. 2005. Producción secundaria del mejillón verde (*Perna viridis* L. 1758), en la península de Araya, Venezuela. *Rev. Cient., FCV-LUZ*. XV, 252–262.
- GASPAR, M., M. SANTOS, P. VASCONCELOS & C. MONTEIRO. 2002. Shell morphometric relationships of the most common bivalve species (Mollusca: Bivalvia) of the Algarve coast (southern Portugal). *Hydrobiologia*. 477: 73-80.
- GAYANILO, F., P. SPARRE & D. PAULY. 1996. *The FAO-ICLARM Stock assessment tools (FiSAT) user's manual* FAO. Computerized Information Series (Fisheries) 8. Roma, Italia. 126 pp.
- GULLAND, J. & S. HOLT. 1959. Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *Consejo Internacional Pour L'Exploitation Mer*, 25: 47–49 pp.
- HELM, M., N. BOURNE & A. LOVATELLI. 2006. (Eds). *Cultivo de bivalvos en criadero. Un manual práctico*. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 471. Roma, Italia. 182 pp.
- HEMACHANDRA & S. THIPPESWAMY. 2008. Allometry and condition index in green Mussel *Perna viridis* (L.) From St. Mary's island off Malpe, near Udupi, India. *Aquac. Res.* 39: 1747-1758.

- HICKS, D. & J. TUNELL. 1993. Invasión of the South Texas coast by the edible Brown mussel *Perna perna* (Linne, 1758). *The Veliger*. 36: 92-94.
- HICKS, D. & J. TUNELL. 1995. Ecological notes and patterns of dispersal in the recently introduced mussel, *Perna perna* (Linne, 1758), in the Gulf of Mexico. *Am. Malac. Bull.* 11(2): 203-206.
- HOENING, J. 1983. Empirical use of longevity data to estimated mortality rates. *Fish. Bull.* 82(1): 898-903.
- JAYALAKSHMY, K., N. MAHESWARI, K. DILEEP & M. VIJAYAN. 2013. Biometric and morphometric studies of *Perna viridis* and *Perna indica* along the southwest coast of india: a statistical approach. *J. Exp. Biol. Agric. Sci.* 1(4): 285-296.
- JIMÉNEZ, M., A. PRIETO, L. RUIZ, B. MARIN & T. ALLEN. 2004. Distribución de tallas, crecimiento y mortalidad de *Anadara notabilis* (Bivalvia: Arcidae) en la bahía de Mochima, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Instit. Oceanogr. Venezuela*. 43(1 y 2): 41-47.
- KHAN, M., Z. ASSIM & N. ISMAIL. 2010. Population dynamics of the green Lipped mussel, *Perna viridis* from the offshore waters of Naf river coast, Bangladesh. Chiang mai. *J. Sci.* 37: 344-354.
- KULAKOVSKII, E & P. LEZIN. 2002. Filtration activity of the blue mussel, *Mytilus edulis* (Mytilida, Mytilidae), under influence of the starfish, *Asterias rubens* (Forcipulata, Asteroidea). *Zoologicheskij Zhurnal*, 81: 292-297.
- LODEIROS, C. & L. FREITES. 2008. *Estado actual y perspectivas del cultivo de moluscos bivalvos en Venezuela*. En: *Estado actual del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad en América latina*. Eds. A. Lovatelli, A. Fariás & I. Uriarte. FAO Actas de pesca y acuicultura. No. 12. Roma, Italia. 135-150.
- LODEIROS, C., B. MARÍN & A. PRIETO. 1999. *Catálogo de moluscos marinos de las costas nororientales de Venezuela: Clase Bivalvia*. Ediciones APUDONS. Cumaná, Venezuela. 109 pp.
- MARCANO, A. 2011. *Estructura de tallas, densidad y biomasa de Perna viridis (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Mytilidae) de fondos rocosos de la guardia y Tacuantar, isla de Margarita, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología Marina, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela, 70 pp.
- MONTES, M. 2011. *Crecimiento del mejillón verde Perna viridis (L., 1758) bajo sistema de cultivo de fondo en la ensenada de Turpialito, Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumana, Venezuela, 41 pp.
- MORTON, B. 1997. *The aquatic nuisance species problem: a global perspective and review*. En: *Zebra mussels and aquatic nuisance species*. Ed. D. Itri- Ann Arbor Press, Inc. Michigan, Estados Unidos.
- PAULY, D. & J. MUNRO. 1984. Once more on the comparisor of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, 2(1): 21.
- PEREIRA, R. 1982. *Producción, crecimiento y distribución del mejillón de fondo Modiolus modiolus squamosus (Beauperthuy, 1967)*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumana, Venezuela, 104 pp.
- PEREIRA R., A. PRIETO & M. FLORES. 1988. Notas sobre el crecimiento en una población del mejillón *Modiolus squamosus*. *Ac. Cient. Venzlna*. 39: 281-288.
- PILLAY, T. 1997. *Acuicultura principios y prácticas*. Editorial Limusa, S. A. México, 35-55.
- POWELL, D. 1979. Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch. Rapport process-V Reunion *Conseil International pou L'Exploitation de la Mer*. 175: 167-169.
- PRIETO, A., D. ARRIECHE & Y. GARCÍA. 2009. Aspectos de la dinámica poblacional del mejillón verde *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) en el morro de Guarapo, península de Araya, Venezuela. *Interciencia*. 34 (3): 202-208.
- RAJAGOPAL, S., V. VENUGOPALAN, K. NAIR, G. VAN DER VELDE & H. JENNER. 1998a. Settlement and growth of the green mussel *Perna viridis* (L.)

- in coastal waters: influence of water velocity. *Aquatic. Ecol.* 32: 313-322.
- RAJAGOPAL, S., V. VENUGOPALAN, K. NAIR, G. VANDER VELDE, H. JENNER & C. DEN HARTOG. 1998. Reproduction, growth rate and culture potential of the green mussel, *Perna viridis* (L.) in Edaiyur backwaters, east coast of India. *Acuaculture*, 162: 187-202.
- RAMÍREZ, P. 1996. *Lagunas costeras venezolanas*. Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta. Centro Regional de Investigaciones Ambientales Benavente y Martínez C. A. 275 pp.
- RAMÍREZ, M. & F. ARREGUÍN. 2002. Life history duration and natural mortality for the pink shrimp *Farfantepenaeus* (Burkenroad, 1939) in the southern Gulf of Mexico, using the gnomonic model for time division. *Fish. Res.* 60: 45-51.
- RICKER, W. 1975. Computation and interpretation of biological statistic of fish population. Department of Environmental Fisheries and Marine Science. *Bull. fish. res. bd. Can.* 191: 382 pp.
- RYLANDER, K., J. PÉREZ & J. GÓMEZ. 1996. The distribution of the brown mussel, *Perna perna* and the green mussel *P. viridis* (Mollusca: Bivalvia: Mytilidae) in North Eastern Venezuela. *Carib. Mar. Stud.* 5: 86-87.
- SEGNINI, M., S. CHUNG & J. PÉREZ. 1998. Salinity and temperature tolerances of the green and brown mussels, *Perna viridis* and *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae). *Rev. Biol. Trop.* 46 (5): 121-125.
- SIDALL, S. 1980. A clarification of the genus *Perna* (Mytilidae). *Bull. Mar. Sci.* 30: 858-870.
- SUNDARAM, S., C. JOSEKUTTY & B. CHAVAN. 2011. Length-weight relationship of Green mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) from Versova creek, Mumbai. *Mar. Fish. Inf. Ser.* 207: 33-34.
- SPARRE, P. & S. VENEMA. 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Part 1. *Manual FAO Documento Técnico de Pesca*. 306. 1 Rev. 2: 420 pp.
- TAYLOR, C. 1962. Growth equations with metabolic parameter. *International Council for the Exploration of the Sea*. 27(3):270-286 pp.
- TAYLOR, C. 1984. Good growth and temperature. *Conseil pour L' Exploitation de la Mer*, 23: 366-370.
- THEJASVI, A., CHANDRAKALA, K. SHENOY & S. THIPPESWAMY. 2013. Allometry of the green mussel *Perna viridis* (Linnaeus) from the intertidal rocky habitat of Mukka, Karnataka, India. *J. Theor. Biol.* 9 (3&4):105-112.
- THEJASVI, A., C. SHENOY & S. THIPPESWAMY. 2014. Morphometric and length-weight relationships of the green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus) from a subtidal habitat of Karwar coast, Karnataka, India. *Internat. J. Recent Sci. Res.* 5: 295-299.
- TIRADO, C. & J. MACIAS. 2002. *Cultivo de mejillón. Aspectos generales y experiencias en Andalucía*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Dirección General de Pesca y Acuicultura. Sevilla, España, 182 pp.
- URBANO, T., C. LODEIROS, M. DE DONATO, V. ACOSTA, D. ARRIECHE, M. NÚÑEZ & J. HIMMELMAN. 2005. Crecimiento y supervivencia de los mejillones *Perna perna*, *Perna viridis* y de un morfotipo indefinido bajo cultivo suspendido. *Cienc. Mar.* 31(3): 517-528 pp.
- VAKILY, J. 1989 *The biology and culture of mussel of the genus Perna*. Studies and Review N° 17. International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines. 63 pp.
- VÉLEZ, A. & O. AZUAJE. 1993. Efectos de algunos factores físicos sobre la fijación larval del mejillón *Perna perna* (Linnaeus). *Bol. Inst. Ocean. Venezuela*. 49-55.
- VILLAFRANCA, S., T. ALLEN, J. BOLAÑOS, M. JIMÉNEZ & J. HERNÁNDEZ. 2006. Análisis de distribución de tallas del mejillón verde *Perna viridis* (linné, 1758) (Mollusca: Bivalvia) en cinco estaciones de la laguna de La Restinga, isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.

- VIRE, E. 2010. *Estimación del crecimiento, biomasa seca por compartimiento e índice gonadosomático del mejillón verde Perna viridis (Linné, 1758) del banco natural La Pachara, de la localidad de La Guardia, isla de Margarita, Venezuela. Durante el período julio 2008 – junio 2009.* Trab. Grad. Lic. Biología Marina, Universidad de Oriente, Boca del Río, Venezuela, 66 pp.
- WETHERALL, J. 1986. A new method for estimating growth and mortality parameters from length-frequency data. *Fishbyte* (4): 12–14.
- WILLIAMS, G. 1994. The relationship between shade and mollusca grazing in structuring communities on a moderately-exposed tropical rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 178 (1): 79-95.
- ZAR, J. 2009. *Biostatistical analysis.* Prentice Hall, New Jersey, EEUU. 633 pp.

RECIBIDO: Noviembre 2015

ACEPTADO: Abril 2016

## DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni y Pb) EN EL ALCATRAZ (*Pelecanus occidentalis* L. 1766), EN EL ESTADO SUCRE, VENEZUELA.

MOISÉS VERA<sup>1</sup>, JORGE MUÑOZ G.<sup>2</sup> & GEDIO MARÍN E.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.*

<sup>2</sup>*Centro de Investigaciones Ecológicas Guayaacán, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre, Venezuela.*

*e-mail: gmarin@yahoo.com*

**RESUMEN:** En las aves, las concentraciones de metales pesados están influenciadas por su dieta, patrones de migración y tiempo de permanencia. Se determinaron las concentraciones totales de metales pesados (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni y Pb) en muestras de músculo, hígado, cerebro, pulmón, riñón y corazón de seis individuos del Alcatraz (*Pelecanus occidentalis*), del NE de la península de Araya, estado Sucre, utilizando espectrometría de plasma acoplado inductivamente (ICP). Los niveles de Ni y Pb registrados no mostraron diferencias significativas entre tejidos; en cambio, Cr y Zn mostraron diferencias significativas entre tejidos, encontrándose una mayor acumulación de ambos metales en el músculo pectoral. Los niveles de Cu y Cd también presentaron diferencias significativas, observándose una mayor acumulación de Cu en hígado y riñón. Las concentraciones diferentes entre órganos pudieran tener varias lecturas, por ejemplo, el músculo pectoral, junto al supracoracoides, son responsables del vuelo, poseyendo una alta actividad metabólica y, a su vez, una intensa irrigación de sangre; por otra parte, ya que los alcatrazes permanecen un tiempo considerable en el mar, pudiera haber un intercambio de iones metálicos disueltos en el agua, los cuales son incorporados al tejido a través del proceso de absorción. Por otra parte, la alta actividad metabólica que poseen el hígado y el riñón enlaza metales pesados a las metalotioneínas, depurando al organismo de concentraciones perjudiciales. La diferencia entre los diferentes tejidos estudiados pudiera estar relacionada con el papel que juega la dieta, metalotioneínas, época del muestreo y la muda. En general, los niveles promedio de metales pesados obtenidos en Alcatraz fueron similares o inferiores de los niveles establecidos como perjudiciales para aves marinas; y, a su vez, están por debajo de los registrados para otras aves marinas de otras latitudes.

Las palabras clave: *Pelecanus occidentalis*, tejidos, metales pesados.

**ABSTRACT:** In birds, heavy metal concentrations are influenced by diet intake, migratory pattern, and residence time. In the present study, heavy metal concentrations (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni and Pb) were measured in muscle, liver, brain, lung, kidney and hearth of Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) from Araya Peninsula, Sucre State, determined by atomic spectrophotometry matched inductively. Ni and Pb concentrations did not differ among tissues; in contrast, Cr and Zn showed significant differences between tissues, being greater in pectoral muscle. Cu and Cd showed significant differences between tissues, being significantly higher in liver and kidney. The results might be associated to several interpretations. For instance, in birds, pectoral and supracoracoides muscles are responsible of flight, which implicates an intense metabolic activity and enormous blood irrigation, additionally, pelicans stay a lot of time in marine waters, this would allow them to exchange dissolved metallic ions and incorporate to its tissues by absorption. On the other hand, the high metabolic activity of liver and kidney allow to link metals to metallothioneins, avoiding harmful concentrations in the organism. Differences in metal concentrations between Brown Pelican tissues are likely due to differences in diet, metallothioneins, timing of sampling and molting. Anyhow, these values are comparable to those reported for other species sampled and other places and are below levels known to cause adverse effects in seabirds.

Key words: *Pelecanus occidentalis*, tissues, heavy metals.

### INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el empleo concreto de aves acuáticas como biomonitores cobra un especial interés, ya que estos animales están ampliamente distribuidos a nivel mundial y se sitúan en la cumbre de las cadenas ecoalimentarias marinas (SAVINOV *et al.* 2003; BOYD *et al.* 2006; FOSSI *et al.* 2012); por otra parte se ha demostrado que poseen una

marcada tendencia a la acumulación de contaminantes ambientales en diversos órganos y tejidos, lo que permite evaluar el estado ecotoxicológico en que se encuentra el ecosistema marino (DIAMOND & DEVLIN 2003).

Ciertamente, las aves marinas poseen características ideales para utilizarlas como biomonitores de ambientes marinos (FURNES & CAMPHUYSEN 1997). En primer lugar,

las aves marinas son especies longevas y generalmente están en el tope de las cadenas alimenticias (BOYD *et al.* 2006); razón por la cual bioacumulan fácilmente sustancias contaminantes. En segundo lugar, los contaminantes presentes sus plumas y sus huevos pueden cuantificarse sin detrimento del ave, y finalmente la ecología y fisiología de la mayoría de las aves ha sido relativamente bien estudiada lo cual facilita la interpretación de los datos de tejidos contaminados (ICES 1999). Sin embargo, factores como la especiación y biodisponibilidad usualmente están entrelazados debido a que la especiación del metal está frecuentemente relacionada a la biodisponibilidad de los diferentes metales, complicando las herramientas metodológicas para medirlos; por otro lado, las distintas especies e individuos de aves marinas pueden ser afectados por los metales pesados de diversas maneras, dependiendo de su ciclo reproductivo, hábitos alimentarios, ámbito geográfico y estrategias vivenciales, *e. g.*, longevidad, tiempo de dependencia parental y movimientos migratorios (PEAKALL & BURGER 2003).

De los metales seleccionados para esta investigación, *i. e.*, cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), níquel (Ni) y plomo (Pb), varios de ellos cumplen funciones importantes en los organismos. Por ejemplo, el Cr actúa como regulador del metabolismo de la glucosa y el colesterol; el Cu es un constituyente de las oxidasas, las cuales son necesarias para la regulación de las reacciones redox, respiración y formación de cartílagos; el Ni es inhibidor de varias enzimas y está enlazado a varias proteínas, incluyendo metalotioneínas y albúminas; y el Zn es un nutriente esencial (KHAYATZADEH & ABBASI 2010). Otros como el Cd y el Pb no tienen función biológica conocida, pero bioacumulados, aun en pequeñas cantidades, pueden resultar tóxicos (JAKIMSKA *et al.* 2011).

En aves marinas, estos metales tienen funciones esenciales particulares. Así, el Cu y el Zn son constituyentes de muchas enzimas metabólicamente reguladas, estando enlazados al pigmento eumelanina del plumaje por su afinidad con el grupo tiol (SH); y el exceso de Cu puede ser eliminado con la muda. El Cd parece bioacumularse con la edad, aunque hay discrepancias al respecto (STEWART & FURNESS 1998), mientras el Pb es causante de diversas patologías (JAKIMSKA *et al.* 2011).

El Alcatraz (*Pelecanus occidentalis* L. 1766), especie objeto de este estudio, se distribuye en toda el área caribeña. Se considera la subespecie *P. o. occidentalis*,

de talla más pequeña, como endémica del Caribe, y en Venezuela es frecuente en toda la costa e islas (HILTY 2003). Los alcatraces (114-140 cm) son bastante longevos (25-30 años), y usualmente no se reproducen hasta por lo menos tres años de edad (SCHREIBER 1980). Desafortunadamente, en la mayoría de las localidades del ámbito caribeño, la información sobre su ecología poblacional y conservación se encuentra bastante dispersa, y, en general, las diferentes colonias continentales e insulares han venido siendo afectadas por factores similares, *e. g.*, contaminantes, perturbaciones antrópicas, destrucción de sus hábitat reproductivos (COLLAZO *et al.* 2000).

El objetivo principal de esta investigación fue determinar la concentración de algunos metales pesados en Alcatraz, comparándolos con las de otras aves marinas investigadas en otras regiones del globo, y comparando las concentraciones con algunas investigaciones realizadas en Norteamérica para esta especie (BLUS *et al.* 1977, OHLENDORF *et al.* 1985, BRUEHLER & DE PEYSTER 1999), y así discutir sobre las causas ecofisiológicas de la variabilidad interorgánica e interespecífica encontrada.

## METODOLOGÍA

La zona de muestreo corresponde el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo (10° 41' 49" N y 63° 46' 23" O), ubicado al NE de la península de Araya, estado Sucre, Venezuela (Figura 1).

### De Campo

Se realizó un único muestreo en julio de 2010, en el cual se capturaron seis ejemplares de Alcatraz *P. occidentalis*, con la permisología del Ministerio del Poder Popular para el Ambiente.

### De Laboratorio

Las aves sacrificadas fueron pesadas y se les extrajeron porciones de cerebro, pulmones, corazón, hígado, riñones y músculo pectoral, los cuales se mantuvieron refrigerados a 4 °C hasta su posterior procesamiento.

Las muestras de tejidos fueron colocadas en folios de 250 ml y pesadas en una balanza Sartorius de 2 kg de capacidad (0,01 g de apreciación). Luego fueron secadas en una estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante durante ~72 h. Los contenidos totales de metales pesados en el tejido seco se extrajeron a través de una digestión con ácido nítrico (grado analítico 65%) sobre una plancha

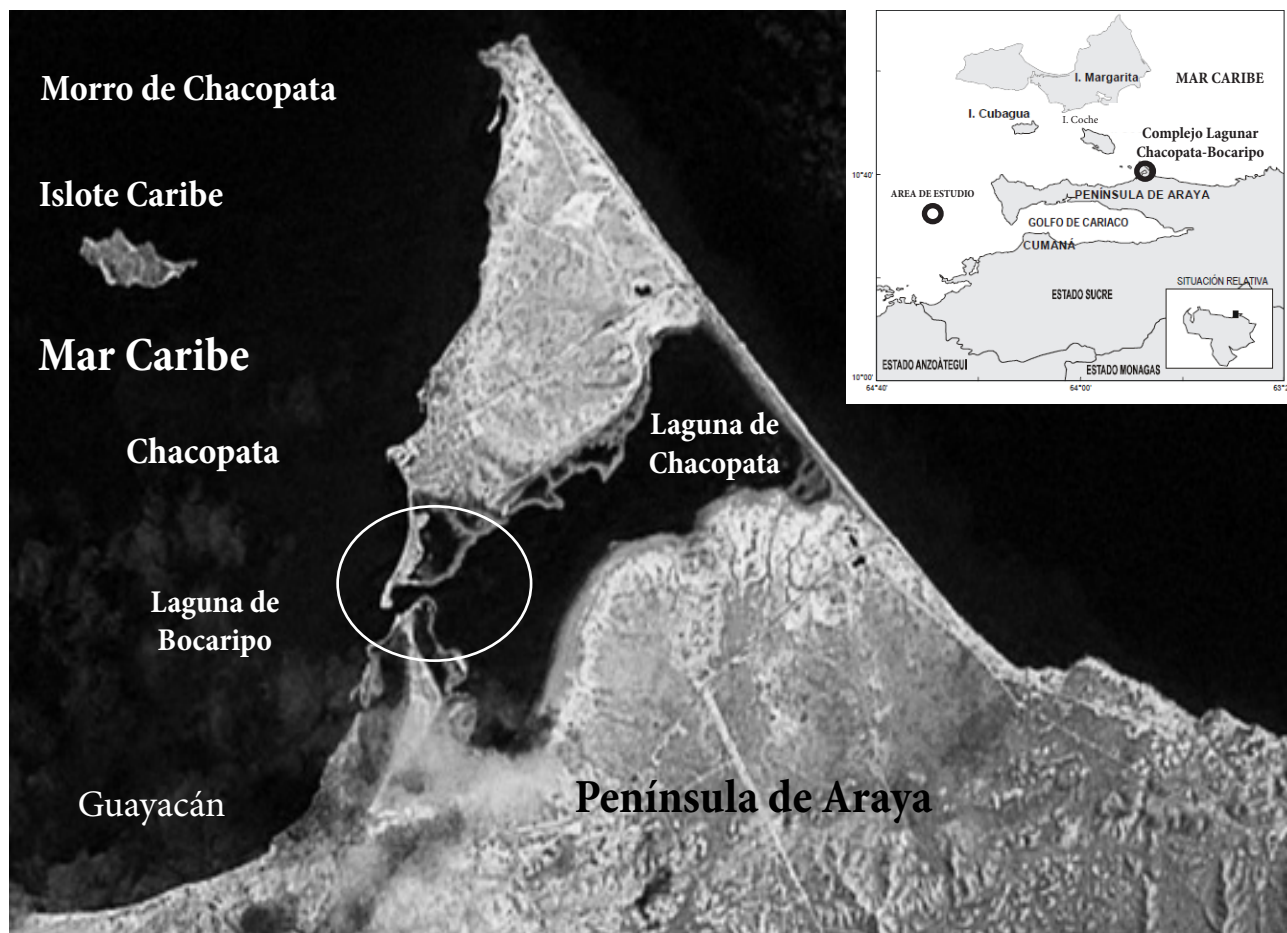


Fig. 1. Área de estudio.

de calefacción a 70 °C durante 2 h y se filtraron con agua desionizada utilizando papel filtro Whatman 42 en balones aforados de 25 ml, luego trasvasados a viales plásticos donde se mantuvieron en un refrigerador a 4 °C para su posterior análisis, mediante la técnica de Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP, por su siglas en inglés) con flujo de argón-nitrógeno, para realizar las lecturas de los metales cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), níquel (Ni) y plomo (Pb). Las concentraciones de los metales se expresaron en mg/kg de masa seca (m.s.).

#### Índice de Masa Total y Lectura de Metales.

El índice de masa total de metales se calculó según la ecuación:  $M_{im} = \sum m_i \times C_m$ ; donde  $m_i$  es la masa de cada tejido u órgano y  $C_m$  es la concentración de metal en cada tejido. La lectura de los metales pesados en las muestras tisulares se realizaron con un Espectrómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer, modelo 3110 con flujo

de acetileno, en el Laboratorio de Oceanografía Química, del Instituto Oceanográfico de Venezuela, utilizando el método Impact Bead (Tabla 1).

#### Análisis Estadísticos

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y posteriormente una prueba *a posteriori* de contraste múltiple (PCM) (SOKAL & ROHLF 1981) para determinar diferencias significativas en el contenido de metales pesados en los tejidos de las aves, haciendo uso del programa STATGRAPHICS plus 5.0. Los resultados se representaron en tablas y mediante gráficos de cajas y bigotes, recomendados por BOYER *et al.* (1997).

## RESULTADOS

En general, los valores obtenidos en este estudio fueron comparables o por debajo de los reportados en otras zonas y especies marinas.

TABLA. 1. Diferentes longitudes de onda (nm), slit (nm), rango lineal (mg×L<sup>-1</sup>) y límite de detección para los metales analizados por Espectrofotometría de Absorción Atómica.

Metal	Longitud de onda	Slit	Rango lineal	Límite de detección
Plomo	217,0	0,7	5,0	0,145
Cadmio	228,8	0,7	1,0	0,008
Zinc	213,9	0,7	0,2	0,059
Cobre	324,8	0,7	2,0	0,059
Cromo	357,9	0,7	3,0	0,214
Níquel	232,0	0,2	1,0	0,008

**Cromo**

Los niveles de Cr determinados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW=3,97\*; *p*<0,05) entre los distintos tejidos (Figura 2). A través de la prueba *a posteriori* de contraste múltiple (PCM) se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el músculo (22,4±23,49 mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: cerebro (8,46±3,78 mg/kg m.s.), pulmón (7,69±2,33 mg/kg m.s.), riñón (4,58±4,39 mg/kg m.s.), corazón (1,25±1,07 mg/kg m.s.) e hígado (0,008±0,02 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Cr encontrada en tejidos de Alcatraz fue de 7,40±8,08 mg/kg m.s., encontrándose los máximos valores en el músculo pectoral y los menores, en el hígado.

**Cobre**

Los niveles de Cu determinados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW =11,85; *p*<0,05) entre los distintos tejidos (Figura 3). A través de la PCM se pudo observar la formación de tres grupos: el primero representado por el hígado (15,17±8,30 mg/kg

m.s.), el segundo grupo formado por el corazón (8,91±1,64 mg/kg m.s.), cerebro (8,89±1,06 mg/kg m.s.), músculo (7,38±1,14 mg/kg m.s.) y riñón (4,76±0,75 mg/kg m.s.) y el tercer grupo por el pulmón (0,24±0,36 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Cu obtenida entre los distintos tejidos fue de 7,56±4,96 mg/kg, presentando el hígado el valor más alto y el pulmón, el menor.

**Zinc**

Los niveles de Zn encontrados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW =4,90; *p*<0,05) entre los distintos tejidos (Figura 4). Mediante la PCM se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el músculo (21,17±21,47 mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: pulmón (7,72±2,56 mg/kg m.s.), cerebro (7,41±4,87 mg/kg m.s.), riñón (4,21±4,49 mg/kg m.s.), corazón (0,91±1,04 mg/kg m.s.) e hígado (0,0 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Zn obtenida entre los distintos tejidos fue de 8,39±7,09 mg/kg, presentando el músculo el valor más alto y el hígado, el menor.

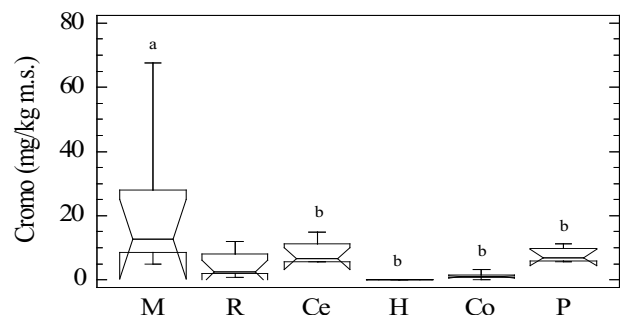


Fig. 2. Concentración de cromo (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =3,97\*; *p*<0,05) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

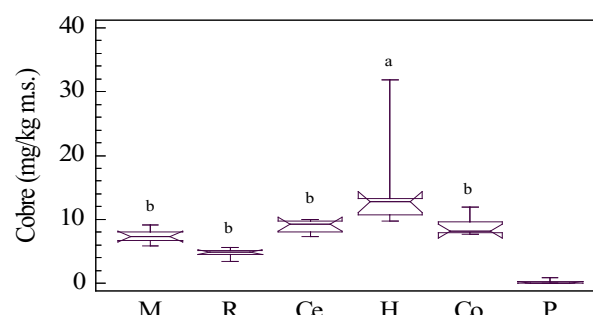


Fig. 3. Concentración de cobre (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =11,85\*; *p*<0,05) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

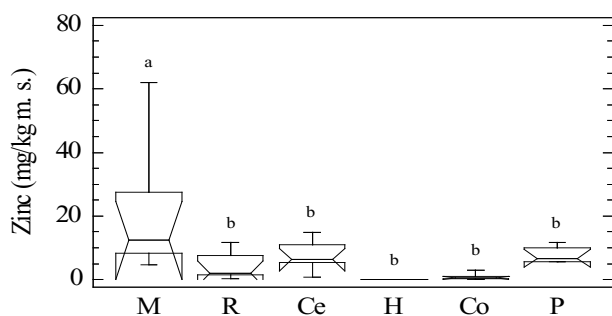


Fig. 4. Concentración de zinc (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =4,90\*;  $p<0,05$ ) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

#### Cadmio

Los niveles de Cd encontrados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW = 4,00;  $p<0,05$ ) entre los distintos tejidos (Figura 5). A través de la PCM se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el riñón ( $4,79\pm 5,54$  mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: hígado ( $1,16\pm 1,58$  mg/kg m.s.), pulmón (0,0 mg/kg m.s.), cerebro (0,0 mg/kg m.s.), corazón (0,0 mg/kg m.s.) y músculo (0,0 mg/kg m.s.).

La concentración de Cd solo fue evidenciada en riñón ( $4,79\pm 5,54$  mg/kg) e hígado ( $1,16\pm 1,58$  mg/kg); en el resto de los tejidos resultó indetectable.

#### Níquel

Los niveles de Ni encontrados en Alcatraz no mostraron diferencias significativas entre ellos (KW=1,50 NS;  $p>0,05$ ) entre los distintos tejidos (Figura 6). La concentración promedio de Ni obtenida en esta investigación fue de  $0,30\pm 0,29$  mg/kg m.s.

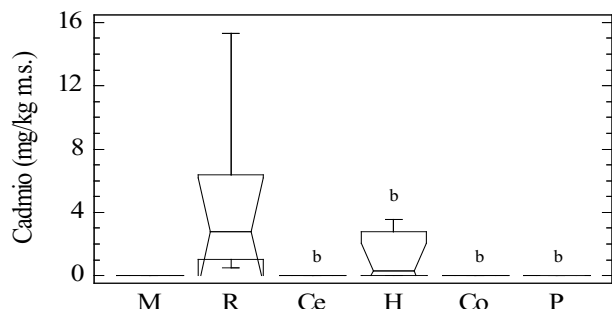


Fig. 5. Concentración de cadmio (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =4,00\*;  $p<0,05$ ) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

#### Plomo

Los niveles de Pb encontrados no mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW=0,51 NS;  $p>0,05$ ) entre los distintos tejidos (Tabla 2). La concentración promedio de Pb obtenida en esta investigación fue de  $0,06\pm 0,05$  mg/kg m.s.

### DISCUSIÓN

#### Cromo

No se conoce evidencia alguna de que el Cr tenga función fisiológica en aves (DHIA *et al.* 2010); sin embargo, la concentración más alta observada en el músculo pectoral probablemente se deba a procesos de absorción, ya que el ave permanece un tiempo considerable nadando, pudiendo incorporar al tejido iones metálicos disueltos en el cuerpo de agua. Por otra parte, el órgano con menor acumulación de Cr fue el hígado, esto quizás debido a su actividad metabólica y función desintoxicante, donde las metalotioneínas se enlazan a los metales y de alguna manera inhiben su acción tóxica.

En el hígado del Alcatraz, BLUS *et al.* (1977), en South Carolina y Georgia (EUA), encontraron concentraciones de Cr < 1  $\mu\text{g/g}$ , mientras OHLENDORF *et al.* (1985), en el Golfo de California, determinaron concentraciones de 3,71  $\mu\text{g/g}$  de Cr; por su parte, BRUEHLER & PEYSTER (1999), en el mar de Salton (EUA), consiguieron concentraciones de 46  $\mu\text{g/g}$  de Cr.

En una laguna de Murcia, España, NAVARRO *et al.* (2010) encontraron valores promedio de Cr de 4,004 mg/kg m.s. en algunos órganos del Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo sinensis* L. 1758), pero no registraron signos de intoxicación del ave por este metal.

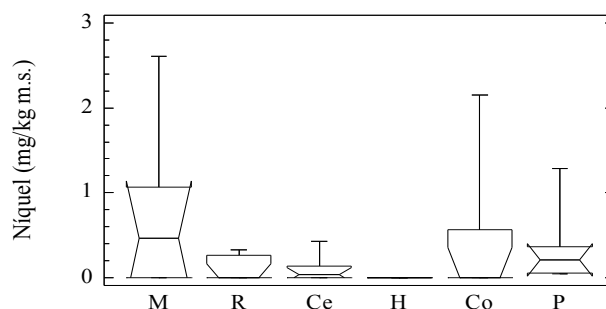


Fig. 6. Concentración de níquel (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =1,50 NS;  $p>0,05$ ) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

TABLA 2. Concentración de plomo (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =0,51 NS;  $p>0,05$ ) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo.

Músculo	Riñón	Cerebro	Hígado	Corazón	Pulmón
0,130±0,29	0,040±0,11	0,020±0,06	0,006±0,01	0,160±0,39	0,040±0,10
N=6	N=6	N=6	N=6	N=6	N=6

En Dakota y Montana (EUA), BURGER (1996), en plumas de la Gaviota de Franklin (*Larus pipixcan* Wagler 1831) reportó concentraciones de Cr similares a las registradas en la Gaviota Argétea (*Larus argentatus* Ponttopidan 1763). En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Cr visiblemente distintos, en huevos de Gaviota Argétea (110 ppb), Pico de Tijera (*Rynchops niger* L. 1758) (105 ppb), Tierra Medio Cuchillo (*Sterna hirundo* L. 1758) (45 ppb), Gaviota de Forster (*Sterna forsterii* Nuttall 1834) (28 ppb) y Gavión Atlántico (*Larus marinus* L. 1758) (21 ppb).

BURGER *et al.* (2015) realizaron un análisis comparativo de la variación temporal del contenido de metales pesados durante la década de 1990 *versus* el período 2011-2012, en plumas de tres playeros escolopácidos, *i.e.*, Playero Pecho Rufo (*Calidris canutus* L. 1758), Playero Semipalmado (*C. pusilla* L. 1766) y Playero Arenero (*C. alba* Pallas 1764) provenientes de la bahía Delaware (EUA), concluyendo que los niveles de Cr y Pb habían aumentado en Playero Pecho Rufo y disminuido en Playero Semipalmado, mientras que el Cd disminuyó en Playero Semipalmado. Sin embargo, todos los niveles de metales registrados estaban por debajo del umbral de toxicidad (SCHEUHAMMER 1987).

SAVINOV *et al.* (2003) sostienen que niveles de Cr, en la forma Cr<sup>6+</sup> (forma hexavalente no analizada en este estudio), con valores superiores a 80 mg/kg, pudieran provocar daños teratogénicos y/o mutagénicos. De cualquier modo, los niveles de Cr obtenidos en esta investigación pudieran estar vinculados con el uso frecuente de anticorrosivos, pigmentos y pinturas con base de Cr para acondicionar los botes que forman parte de la flota pesquera artesanal del área.

#### Cobre

Los resultados arrojados en esta investigación corroboran lo expuesto por STEWART *et al.* (1997), quienes sostienen que los metales con funciones fisiológicas como el Cu y Zn se pueden encontrar a concentraciones elevadas

en cualquier órgano de las aves, pudiendo presentarse fluctuaciones mayores a nivel de hígado o riñón por su tendencia a metabolizar y depurar al organismo de sustancias o concentraciones perniciosas. Sin embargo, aunque WALSH (1990) y STRONKHOST *et al.* (1993) afirmaron que la concentración de Cu en aves marinas es por lo general moderadamente baja (0,15- 1,80 ppm/peso fresco), en Alcatraz del Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 3,71 µg/g de Cu, y en el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 18,6 y 9,2 µg/g de Cu, en hígado y riñón, respectivamente.

SALDIVIA (2005) obtuvo valores de Cu que oscilaron entre los 20 y los 113 mg/kg m.s., en el Cisne Cuellinegro (*Cignus melancoryphus* Molina 1782), reportando que las aves no mostraron signos de intoxicación asociados a este metal. En Suecia, BLOMQUIST *et al.* (1987), en los riñones del Playero Arenero y el Correlimos Zarapitín (*Calidris ferruginea* Pontoppidan 1763), encontraron concentraciones promedio de 17,2 y 19,7 mg/kg, respectivamente. En el Playero Arenero, en Skagit Bay (EUA) y en Boundary Bay (Canadá), se reportaron concentraciones de 19,1 y 19,2 mg/kg, respectivamente (ST. CLAIR 2006). En Brasil, SCHERER *ET AL.* (2015), en plumas del Playero Dorado (*Tringytes subruficollis* Vieillot 1819) registraron una concentración de 2,29 µg/g, mientras RUDGERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra (*Limosa limosa* L. 1758), señalaron una concentración de 14,93 µg/g.

En Chile, SEPÚLVEDA & GONZÁLEZ-ACUÑA (2014), en plumas de las gaviotas *Larus dominicanus* Lichtenstein 1823 (especie residente) y *Leucophaeus pipixcan* Wagler 1831 (especie migratoria) obtuvieron concentraciones de Cu de 19,5 y 4,1 µg/g, respectivamente, y concluyeron que las diferencias en estos valores tenían que ver con la dieta, tiempo de muestreo y de muda. BARBIERI *et al.* (2010), en plumas de *L. dominicanus* Lichtenstein 1823 no encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cu entre los individuos adultos (13,30 µg/g), subadultos

(9,67 µg/g) y juveniles (13,76 µg/g). En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010), en hígado del Petrel Cauicho (*Puffinus gravis* O'Reilly 1818), obtuvieron concentraciones de Cu significativamente diferentes entre los individuos adultos (39, 51 µg/g) y juveniles (20, 22 µg/g), pero no en riñón. En la Patagonia, SECO *et al.* (2012), en plumas del Petrel Pecho Blancuzco (*Procellaria aequinoctialis* L. 1758), no encontraron diferencias significativas entre machos y hembras en los niveles de Cu, pero sí entre las plumas del pecho y las remeras. En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en Pardela Atlántica (*Calonectris borealis* Cory 1881) obtuvieron niveles de Cu de 20,62 y 37,56 µg/g, en hígado y riñón, respectivamente. En Polonia, SZYMCZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real (*Anas platyrhynchos* L. 1758) y Porrón Moñudo (*Aythya fuligula* L. 1758) promediaron 4,785 y 5,950 µg/g, respectivamente, en músculo, y 7.083 y 6.028 µg/g, en hígado.

BEYER & DAY (2004) sostienen que aves de gran tamaño como el Cisne Mudo (*Cygnus olor* Gmelin 1789), comparativamente similares en talla al Alcatraz, soportan hasta 2000 mg de Cu/kg en tejido hepático. No obstante, altos niveles de Cu en aves acuáticas probablemente sean producidos por bioacumulación particular para cada especie, y parece improbable que revelen contaminación en sus respectivos hábitat (KIM *et al.* 1996a).

#### Zinc

CALNEK (2000) sostiene que concentraciones tóxicas de Zn que sobrepasan los 500 mg/kg en aves, causan anorexia, reducción del crecimiento y la producción de huevo, así como también lesiones en la molleja y páncreas, ataxia, paresis, pérdida total del control muscular de sus piernas, lo cual dificulta su disponibilidad para nadar haciéndolos susceptible a la depredación, y, dependiendo de la concentración y de la especie, también produce una alta mortalidad. Se ha observado una alta acumulación de este metal en ciertos órganos como hígado, riñón, ovario y testículo (EISLER, 2000).

En el Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 108,1 µg/g de Zn, en hígado del Alcatraz. En el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 148 y 46 µg/g de Zn, en hígado y riñón, respectivamente, del Alcatraz. En aves playeras escolopácidas se han registrado concentraciones de Zn más altas que las señaladas en esta investigación. Así, en Canadá, ST. CLAIR (2012), en plumas del Correlimos (*Calidris alpina* L. 1758), encontró

concentraciones de Zn de 197µg/g, mientras que en Corea, KIM *et al.* (2008) registraron concentraciones de 103 µg/g. En el SO de Francia, LUCÍA *et al.* (2010), en el Playero Pecho Rufo obtuvieron concentraciones de 189 µg/g; en Yeong Island, Corea, KIM *et al.* (2008), en Correlimos Zarapitín, obtuvieron una concentración de 71,5µg/g. En Brasil, SCHERER *et al.* (2015) en plumas del Playero Dorado obtuvieron concentraciones de 97,97µg/g de Zn.

En Gough Island, Océano Sudatlántico, MUIRHEAD & FURNESS (1988) hallaron concentraciones entre 30-70 µg/g de Zn en hígado y riñón de aves marinas, *i. e.*, Pingüino Saltarrocas (*Eudyptes chrysocome*), Albatros Errante (*Diomedea exulans* L. 1758) y Petrel del Atlántico (*Pterodroma incerta* Scheglel 1863). En Reino Unido, HUTTON (1981), en el Ostrero Euroasiático (*Haematopus ostralegus* L. 1758), Gaviota Argétea y Págalo Grande (*Catharacta skua* Brunnich1764) encontró una correlación positiva entre los niveles de Zn y Cd en riñón, sugiriendo que esta asociación pudiera reflejar interacciones antagónicas en la toxicidad de ambos metales. En la isla Spitsbergen, del archipiélago Svalbard (Océano Ártico), NORHEIN (1987) encontró que las concentraciones de Zn fueron mayores que en el Océano Antártico, luego de analizar el hígado y el riñón de 92 aves marinas.

SALDIVIA (2005) obtuvo concentraciones de Zn entre los 40 y 141 mg/kg m.s. en el Cisne Cuellinegro (*Cygnus melancoryphus* 1782), valores muy por encima de los encontrados en esta investigación (6,99 mg/kg), y no reportó signos de toxicidad por este metal en las aves. LOVVORN *et al.* (2013), en el riñón del Eider de Anteojos (*Somateria fischeri* 1847) obtuvieron niveles de Zn de 131,28 µg/g, mientras que KIM *et al.* (1999a), en hígado del Eider Real (*Somateria spectabilis* 1758) obtuvieron 201 µg/g. En Polonia, SZYMCZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real y Porrón Moñudo promediaron 10,42 y 11,75 µg/g, respectivamente, en músculo, y 24,28 y 24,18 µg/g, en hígado. En Irán, MANSOURI *et al.* (2011), en plumas de la Gaviota de Heuglin (*Larus heuglini* Bree 1876), el Zn tuvo la segunda concentración más alta entre los siete metales pesados analizados. En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en Pardela Atlántica, obtuvieron niveles de Zn de 156,26 µg/g y 155,26 µg/g, en hígado y riñón, respectivamente. Finalmente, en mares subantárticos y antárticos de Nueva Zelanda, LOCK *et al.* (1992), en un análisis de concentración de metales pesados en 62 aves marinas, no encontraron diferencias significativas en los niveles de Zn entre adultos y juveniles.

Se ha demostrado que las concentraciones de Zn en el hígado y músculo pectoral de las aves parecen tener valores fisiológicos, muy por debajo de los niveles toxigénicos, *i. e.*, 1200 mg/kg m.s. o 360 mg/kg m.h. (GASAWAY & BUSS 1972).

#### Cadmio

Generalmente, los niveles de Cd acumulado en tejidos internos de aves marinas son mayores que los de aves terrestres (SCHEUHAMMER 1987, FURNESS 1996).

En el Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 18,2 µg/g de Cd, en hígado del Alcatraz, mientras, en el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 0,58 y 2,3 µg/g de Cd, en hígado y riñón, respectivamente.

En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en hígado y riñón de tres especies de aves marinas, *i. e.*, Pardela Atlántica, Gaviota Dorsinegra Menor (*Larus fuscus* L. 1758) y Págallo Grande, mostraron diferencias en las concentraciones de Cd que fueron atribuidas a su dieta distinta, pues algunas de estas especies suelen alimentarse de presas de diferentes niveles tróficos y carroña. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2007), en hígado y riñón del Petrel Cauicho, reportaron niveles de Cd diferentes entre individuos adultos y juveniles. En el Mar de Waden, Alemania, STOCK *et al.* (1989) determinaron concentraciones significativamente diferentes en hígado entre machos y hembras del Ostrero Euroasiático. En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Cd de 5 ppb en huevos de Gaviota Argénteaa; de 5 ppb, en Gavión Atlántico; de 4 ppb, en Tierra Medio Cuchillo; de 2 ppb en la Gaviota de Forster y de 1 ppb en el Pico de Tijera.

En Brasil, SCHERER *et al.* (2015) en plumas del Playero Dorado obtuvieron concentraciones de 0,15 µg/g de Cd. En Columbia Británica (Canadá), McFARLAND *et al.* (2002) determinaron que las concentraciones de Cd en riñón e hígado del Playerito Occidental (*Calidris mauri*) fueron mayores en machos que hembras. En Holanda, ROODBERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra, obtuvieron niveles de 207,97 µg/g de Cd. En Alaska, BURGER *et al.* (2008) encontraron que las plumas del Ostrero Negro Norteamericano tuvieron concentraciones significativamente más altas de Cd que las de la Gaviota Tridáctila (*Rissa trydactyla* Stephens 1826). En islas del Norte del Pacífico, BURGER *et al.*

(2001) encontraron que los adultos de Gaviota de Veras (*Onychoprion fuscatus* L. 1766) tuvieron niveles de Cd más elevados que los juveniles, mientras que en Charrán Blanco (*Gygis alba* Sparrman 1786) fue lo contrario.

Según BURGER *et al.* (2001), los niveles de toxicidad en gaviotas por Cd deben estar por sobre los 2 µg/g para que los efectos subletales sean notados. En este estudio sólo se detectó Cd en riñón e hígado. Cuando el Cd llega a la sangre es retenido en el hígado, donde estimula la síntesis de metalotioneínas, formando un complejo (Cd-MT), el cual es conducido hacia el riñón para su excreción (GARCÍA-RICO *et al.* 1999); no obstante, una acumulación elevada de este complejo en el riñón tiene consecuencias nefrotóxicas, afectando los túbulos proximales (TORRA *et al.* 1994). Por otro lado, concentraciones de 6 µg/g pueden ocasionar bloqueos en la absorción de Zn y Cu generando varias nefropatías (KAJI *et al.* 1995).

En todo caso, las concentraciones de Cd registradas en este estudio están muy por debajo a las concentraciones halladas en otras aves marinas y que pudieran ocasionar lesiones a nivel hepático o renal (NICHOLSON & OSBORN 1983, STOCK *et al.* 1989)

#### Níquel

Dependiendo de la concentración de Ni, algunas aves marinas desarrollan una alteración en la densidad de los huesos, además de la inhibición del crecimiento, trastorno metabólico y reducción de la sobrevivencia como síntomas de toxicidad por dicho metal (EISLER 2000); de hecho en el cormorán *P. carbo sinensis*, NAVARRO *et al.* (2010) observaron que el Ni se concentró principalmente en huesos (35%), muy próximo a los niveles de Ni en plumas (33%), hallándose en menor cantidad en riñón (11%), hígado (11%) y músculo (10%).

En South Carolina y Georgia (EUA), BLUS *et al.* (1977) encontraron concentraciones de Ni < 1 µg/g en hígado del Alcatraz. En Chile, SALDIVIA (2005) obtuvo concentraciones de este metal entre los 2 y 5 mg/kg m.s. (6 veces más elevadas que las encontradas en el presente trabajo) en el Cisne Cuellinegro, y asumió que no existió contaminación en el ave por este metal puesto que las cantidades fueron muy bajas. En Francia, LUCIA *et al.* (2010) hallaron concentraciones de Ni por debajo del umbral de toxicidad en el Playero Pecho Rufo y el Playero Cabezón (*Pluvialis squatarola* L. 1758). En Irán, MANSOURI *et al.* (2011), en la Gaviota de Heuglin obtuvieron

concentraciones de Ni de 1,32  $\mu\text{g/g}$  y 2,27  $\mu\text{g/g}$ , en riñón e hígado, respectivamente. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010) encontraron que las concentraciones promedio de Ni en *L. dominicanus* fueron significativamente mayores en los individuos adultos (5,92  $\mu\text{g/g}$ ) que en los juveniles (2,23  $\mu\text{g/g}$ ); mientras, BARBIERI *et al.* (2007) obtuvieron concentraciones significativamente diferentes en hígado (4,37  $\mu\text{g/g}$  vs. 0,50  $\mu\text{g/g}$ ) y riñón (2,77  $\mu\text{g/g}$  vs. 0,62  $\mu\text{g/g}$ ), entre individuos adultos y juveniles del Petrel Cauicho.

Como se observa en los registros precitados, en otras especies de aves marinas se han detectado niveles de Ni similares o mayores a los hallados en esta investigación (NORHEIM 1987); sin embargo, las diferencias halladas en los diferentes tejidos son difíciles de evaluar; tanto es así que existen especies de aves acuáticas con altos niveles de Ni que no presentan signos de intoxicación (ELLIOT & SCHEUHAMMER 1997, THOMPSON *et al.* 1998).

Es probable que el Ni, al igual que ocurre con otros metales pesados, presente una baja redistribución o eliminación en el cuerpo del ave, una vez que éste se encuentra metabólicamente ligado a la matriz ósea, la cual es indicadora confiable de la exposición del organismo al metal, debido a esta capacidad para secuestrar metales en individuos expuestos de forma crónica. No obstante, el riñón es por lo general el órgano que más niveles de Ni presenta siendo el tejido más empleado para su monitoreo (NAVARRO *et al.* 2010).

#### Plomo

Las concentraciones de Pb en sangre, hematocrito y ensayos enzimáticos suelen ser utilizadas para medir la exposición al metal en aves (O'HALLORAN *et al.* 1989, FURNESS 1994). En el Golfo de California, en hígado del Alcatraz, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 7,44  $\mu\text{g/g}$  de Pb, mientras BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 0,0125  $\mu\text{g/g}$  de Pb.

En Brasil, BARBIERI *et al.* (2007) obtuvieron concentraciones de Pb de 0,28 (adultos) y 0,20 (juveniles), en hígado, y de 0,21 (adultos) y 0,15 (juveniles), en riñón, del Petrel Cauicho. En Chile, SEPÚLVEDA & GONZÁLEZ (2014) obtuvieron niveles de Pb de 6,81 (hembras) y 8,47 (machos) en plumas de la Gaviota Dominicana, y de 4,2 (hembras) y 2,0 (machos) en la Gaviota de Franklin. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010) en plumas de la Gaviota Dominicana registraron niveles de Pb 7,54, mientras

BURGER *et al.* (2008), en el Norte del Pacífico, en plumas del Ostrero Negro Norteamericano, registraron 1,25  $\mu\text{g/g}$ . En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Pb de 273 ppb, en huevos de Gaviota Argénteas; de 227 ppb, en Gavión Atlántico; de 164 ppb, en Tierra Medio Cuchillo; de 56 ppb, en la Gaviota de Forster y de 334 ppb, en el Pico de Tijera.

En Holanda, ROODBERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra obtuvieron niveles de 2,79  $\mu\text{g/g}$ . En Brasil, BARBIERI *et al.* (2015) obtuvieron 21,8  $\mu\text{g/g}$  en plumas del Playero Dorado. En la bahía Delaware (EUA), BURGER (1993), en un estudio de metales pesados en plumas de tres playeros, determinó que el Playero Arenero tuvo mayores niveles Pb que el Playero Pecho Rufo y el Playerito Semipalmado. En Brasil, SCHERER *et al.* (2015), en el Playero Dorado obtuvieron concentraciones de Pb de 2,18  $\mu\text{g/g}$ . En Polonia, SZYMCZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real y Porrón Moñudo promediaron 0,136 y 0,039  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente, en músculo, y 0,225 y 0,154  $\mu\text{g/g}$ , en hígado.

Comparativamente, existe poca deposición de Pb en los océanos como el Sudatlántico, mientras que es relativamente alta en áreas del hemisferio norte cercanas a las fuentes de emisión (BURGER & GOCHFELD 2000). De cualquier modo, se ha señalado que en localidades oceánicas remotas los niveles de Pb reportados para aves marinas son bajos (NORHEIM 1987, HONDA *et al.* 1990, KIM *et al.* 1998). En contraste, los niveles de Pb son altos en las localidades litorales cercanas a las fuentes de emisión de Pb, y se ha conseguido que las especies que viven en tales ambientes presentan concentraciones de Pb más elevadas (TURNER *et al.* 1978, LEE *et al.* 1989, LOCK *et al.* 1992). Según CLARK & SCHEUHAMMER (2003), concentraciones de Pb entre 2,0 y 10,0  $\mu\text{g/g}$  están asociadas con exposición en sitios contaminados con el metal, por lo que las concentraciones encontradas en los diferentes órganos analizados en este estudio no indican riesgo toxicológico.

#### CONCLUSIONES

En general, los niveles promedio de metales pesados obtenidos en Alcatraz fueron similares o por debajo de los registrados en otras aves marinas de otras latitudes y que pudieran ocasionar efectos adversos. De cualquier forma, las diferencias de los resultados entre los distintos tejidos estudiados del Alcatraz parecen estar relacionadas con el

papel que juega la dieta, las metalotioneínas, la época del muestreo y la muda (BURGER BURGER 2001, PEAKALL & BURGER 2003, JAKIMSKA *et al.* 2011).

Por otra parte, la península de Araya se caracteriza por ser una región semiárida, con vientos alisios constantes y unidireccionales del NE, y sin cursos fluviales, los cuales constituyen las principales vías de vertido de metales pesados hacia el mar; adicionalmente, al menos en Venezuela, los alcatraces se alimentan básicamente sobre cardúmenes de peces epipelágicos que habitan en la plataforma nerítica (SHIELDS 2002).

Finalmente, la plataforma marina nororiental posee un elevado valor ecológico, turístico y pesquero; sin embargo, su integridad puede verse afectada por los residuos contaminantes producto del tráfico naviero, la actividad pesquera y la explotación de hidrocarburos. Eventualmente, estos contaminantes pueden incorporarse a las redes tróficas marinas y ocasionar una biomagnificación, amenazando la vida marina; en este sentido, las aves marinas suelen ser útiles en el biomonitoreo de metales pesados presentes en los ecosistemas marino-costeros y permiten exponer y evaluar su situación ecotoxicológica. Tales factores bioecológicos y geoclimáticos de alguna manera pudieran estar influenciando nuestros resultados.

## REFERENCIAS

- BARBIERI, E., C. A. B. GARCIA, E. A. PASSOS, K. A. S. ARAGÃO & J. P. ALVES. 2007. Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. *Rev. Brasil. Ornitol.* 15: 69–72.
- BARBIERI, E., E.D. PASSOS, A. FILIPPINI, I.S. DOS SANTOS & C.A.B. GARCIA. 2010. Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (*Larus dominicanus*) sampled in the Florianopolis, SC, Brazilian coast. *Environ. Monit. Assess.* 169: 631–638.
- BEYER, N. & D. DAY. 2004. Role of manganese oxides in the exposure of mute swans (*Cygnus olor*) to Pb and other elements in the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Pollut.* 129: 229–235.
- BLOMQUIST, S., A. FRANK & L.R. PETERSSON. 1987. Metals in liver and kidney tissues of autumn migrating Dunlin *Calidris alpina* and Curlew Sandpiper *Calidris ferruginea* staging at the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 35: 1–13.
- BLUS, L.J., B.S. NEELY JR., T.G. LAMONT & B. MULHERN. 1977. Residues of organochlorines and heavy metals in tissues and eggs of brown pelicans, 1969-73. *Pestic. Monit. J.* 11: 40–53.
- BOYD, I. L., S. WANLESS & K. CAMPHUYSEN. (EDS.). 2006. *Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management*. Eds. Boyd, I., S. Wanless & C. J. Camphuysen. Cambridge University Press. Cambridge, UK. p. 392.
- BOYER, J. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and White water Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. *Estuaries* 20: 743–758.
- BRUEHLER, G. & A. DE PEYSTER. 1999. Selenium and other trace metals in pelicans dying at the Salton Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63: 590–597.
- BURGER, J. 1993. Heavy metals and selenium in feathers of three shorebirds species from Delaware Bay. *Environ. Monit. Assess.* 28: 189–198.
- BURGER, J. & M. GOCHFELD. 1997. Heavy metal and selenium concentrations in feathers of egrets from Bali and Sulawesi, Indonesia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 217–221.
- BURGER, J., T. SHUKLA, C. DIXON, S. SHUKLA, M.J. MCMAHON, R. RAMOS & M. GOCHFELD. 2001. Metals in feathers of Sooty Tern, White Tern, Gray Backed Tern and Brown Noddy from islands in North Pacific. *Environ. Monit. Assess.* 71: 71–89.
- BURGER, J. 2002. Food chains differences affect heavy metals and bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey. *Environ. Res. Sec. A* 90: 33–39.
- BURGER, J., M. GOCHFELD, K. SULLIVAN, D. IRONS & A. MCKNIGHT. 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci. Total Environ.* 398: 5–20.
- BURGER, J., N. TSIPOURA, L. NILES, M. GOCHFELD, A. DEY & D. MIZRAHI. 2015. Mercury, lead, cadmium, arsenic, chromium and selenium in feathers of shorebirds

- during migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics* 3: 63–74.
- CALNEK, B. 2000. *Enfermedades de las aves*. 10ma edición. Ed. El Manual Moderno. México.
- COLLAZO, J., J. SALIVA, & J. PIERCE. 2000. *Conservation of the Brown Pelican in the West Indies*. In, *Status and conservation of West Indians seabirds*. Eds. Schreiber, E.A & D.S. Lee. Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publication # 1. Ruston, LA, USA. Pp. 39–45.
- DHIA, I., A. ESSA & A. LUMA. 2010. Effect of supplementing different levels of chromium yeast to diet on Broiler Chickens on some physiological traits. *Pak. J. Nut.* 9: 942–949.
- DIAMOND, A. & C. DEVLIN. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environ. Monit. Asses.* 88: 153–175.
- EISLER, R. 2000. *Handbook of chemical risk assessment. Health, hazard to humans, plants and animals*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- ELLIOT, J. E. & A. M. SCHEUHAMMER. 1997. Heavy metal and metallothionein concentration in seabirds from the Pacific Coast of Canada. *Mar. Pollut.* 34: 794–801.
- FOSSI, M. C., S. CASINI, I. CALIANI, C. PANTI, L. MARSILI, A. VIARENGO, R. GIANGRECO, *et al.* 2012. The role of large marine vertebrates in the assessment of the quality of pelagic marine ecosystems. *Mar. Environ. Res.* 77: 156–158.
- FURNESS, R. W. 1994. *Birds as monitors of pollutants*, In, *Birds as monitors of environments change*. Eds. Furness R. W. & J. J. D. Greenwood. Chapman & Hall. London. pp.124–135.
- FURNESS, R. 1996. *Cadmium in birds*, In, *Environmental contaminants in wildlife*. Eds. Beyer, W.N., G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- FURNESS, R. W. & K. C. J. CAMPHUYSEN. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 726–737.
- GARCÍA-RICO, L. & M. JARA-MARINI. 1996. Aplicación de microondas en la digestión de hígado de bovino para la cuantificación de metales pesados. *Rev. Intern. Contam. Ambien.* 12:40–44.
- GASAWAY, W.D. & I.O. BUSS. 1972. Zinc toxicity in the mallard duck. *J. Wildl. Manage.* 36: 1107.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Segunda edición. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- HONDA, K., J. MARCOVECCHIO, S. KAN, R. TATSUKAWA & H. OGI. 1990. Metal concentration in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 704–711.
- HUTTON, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabirds species from the United Kingdom. *Environ. Pollut. Ser.* 26: 129–145.
- ICES (INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA). 1999. *Seabirds as monitors of marine pollution. Report of the working group on seabird ecology*. ICES. Copenhagen, Denmark.
- JAKIMSKA A., P. KONIECZKA, K. SKÓRA & J. NAMIEŚNIK. 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part 1: the role and impact of heavy metals on organisms. *Pol. J. Environ. Stud.* 20: 1117–1125.
- KAJI, T., A. MISHIMA, M. MACHIDA, K. YABUSAKI, M. SUZUKI, C. YAMAMOTO, Y. FUJIWARA, M. SKAMOTO & H. KOSUKA. 1995. Comparative cytotoxicity of exogenous cadmium-metallotionein and cadmium ion in cultured vascular endothelial cells. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 501–506.
- KHAYATZADEH, J. & E. ABBASI. 2010. Effects of heavy metals on aquatic animals. The 1st International Applied Geological Congress, Department of Geology, Islamic Azad University. Mashad Branch, Iran, 26-28 April 2010.
- KIM, T.Y., H. ICHIHASCHI, K. SAEKI & R. TATSUKAWA. 1996a. Metal accumulation in tissues of seabirds from Chaun, Northeast Siberia, Russia. *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 259–266.

- KIM, Y., R. GOTO, S. TANABE, H. TANAKA & R. TATSUKAWA. 1998. Distribution of 14 elements in tissues and organs of oceanic seabirds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 638–345.
- LEE, D. P., K. HONDA, R. TATSUKAWA & P. O. WON. 1989. Distribution and residue level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 43: 550–555.
- LOCK, J.E., D.R. THOMSON, R.W. FURNESS & J.A. BARTLE. 1992. Metal concentrations in seabirds of New Zealand region. *Environ. Pollut.* 75: 289–300.
- LOVORN, J.M., M.F. RAISBECK, L.W. COOPER, G.A. CUTTER, M.W. MILLER, M.L. BROOKS, J.M. GREBMEIER, A.C. MATZ & C. M.-SCHAEFER. 2013. Wintering eiders acquire exceptional Se and Cd burdens in the Behring Sea. Physiological and oceanographic factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 489: 245–461.
- MANSOURI, B., B. HADI & E. HOSHARI. 2011. Heavy metals contamination in feathers of Western Reef Heron (*Egretta gularis*) and Siberian Gull (*Larus heuglini*) of Hara biosphere reserve of Southern Iran. *Environ. Monit. Asses.* DOI 10.2007/s10661-011-2408-9
- McFARLAND, C., L. BENDELL-YOUNG, C. GUGLIELMO & T. WILLIAMS. 2002. Kidney, liver and bone cadmium content in the Western Sandpiper in relation to migration. *J. Environ. Monit.* 4: 791–795.
- MUIRHEAD, S.J. & R.W. FURNESS. 1988. Heavy concentrations in tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 278–283.
- NAVARRO, G., S. JEREZ, P. FARINÓS, F. ROBLEDANO & M. MOTAS. 2010. Evaluación de la exposición a elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor de Murcia. *An. Veter. (Murcia)* 26: 97–110.
- NICHOLSON, J. K. & D. OSBORN. 1983. Kidney lesions in pelagic seabirds with high levels of cadmium and mercury. *J. Zool. Lond.* 200: 99–118.
- NORHEIM, G. 1987. Levels and interactions of heavy metals in seabirds from Svalbard and the Antarctic. *Environ. Pollut.* 47: 83–94.
- O'HALLORAN, J., A. A. MYERS & P. F. DUGGAN. 1989. Some sub-lethal effects of lead on Mute Swan *Cygnus olor*. *J. Zool.* 218: 627–632.
- O'HANLON, N. 2013. *Seabirds as monitors of the intertidal habitat: A literature review*. IBIS. Ireland, North Ireland & Scotland.
- OHLENDORF, H.M., D.W. ANDERSON, D.E. BOELLSTORF & B.M. MULHERN. 1985. Tissue distribution of trace elements and DDE in brown pelicans. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 183–192.
- PEAKALL, D. & J. BURGER. 2003. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56: 110–121.
- ROODBERGEN, M., C. KLOK & A. VAN DER HOUT. 2008. Transfer of heavy metals in the food chain earthworm Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*): comparison of a polluted and a reference site in The Netherlands. *Sci. Total Environ.* 406: 407–412. .
- SALDIVIA, M. 2005. Determinación de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb y Zn) en hígado y riñón de cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), lucheillo (*Egeria densa*), sedimento y agua, recolectados en el santuario de la naturaleza Carlos Anwandter y humedales adyacentes a la provincia de Valdivia. Tesis de Pregrado. Escuela de Química y Farmacia. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. Santiago de Chile.
- SAVINOV, V., G. GABRIELSEN & T. SAVINOVA. 2003. Cadmium, zinc, cooper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: level, inter-specific and geographical differences. *Sci. Total Environ.* 306: 133–158.
- SCHERER, J.F.M., A. L. SCHERER, E. BARBIERI, M. V. PETRYC & V. H. VALIATIA. 2015. Trace elements concentrations in Buff-breasted Sandpiper sampled in Lagoa do Peixe National Park, Southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 75: 932–935.

- SCHEUHAMMER, A. M. 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* 46: 263–295.
- SCHREIBER, R.W. 1980. The Brown Pelican: An endangered species. *BioScience* 30: 742–747.
- SEPÚLVEDA, M. & D. GONZALÉZ-ACUÑA. 2014. Comparison of heavy metals from resident *Larus dominicanus* and migratory *Leucophaeus pipixcan* collected in Talcahuano, Chile. *Arch. Med. Vet.* 46: 288–304.
- SHIELDS, M. 2002. *Brown Pelican (Pelecanus occidentalis)*, In, *The birds of North America N° 609*. Eds. POOLE, A. & F. GILL. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY, USA.
- SOKAL, R. & F. ROHLF. 1981. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones. Madrid, España.
- ST. CLAIR, C.T. 2012. Heavy metals, selenium, and Pacific Dunlin. M.Sc. Thesis. Simon Fraser University. Burnaby, Canada.
- STEWART, F.M. & R.W. FURNESS. 1998. The influence of age of cadmium concentrations seabirds. *Environ. Monit. Asses.* 50: 150–171
- STEWART, F., L. MONTEIRO & R. FURNESS. 1997. Heavy metal concentrations in Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, fledgling from the Azores, Portugal. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 112–122.
- STOCK, M., R. HERBER & H. GERÓN. 1989. Cadmium levels in oystercatcher *Haematopus ostralegus* from the German Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 53: 227–234.
- STRONKHORST, J., T.J. YSEBAERT, F. SMEDES, P.L. MEININGER, S. DIRKSEN & T.J. BOUDEWIJN. 1993. Contaminants in eggs of some waterbird species from Scheldt Estuary, SW Netherlands. *Mar. Pollut. Bull.* 26: 572–578.
- SZYMCZYK, K. & K. ZALEWSKI. 2003. Copper, zinc, lead and cadmium content in livers and muscles of Mallard (*Anas platyrhynchos*) and other hunting fowl species in Warmia and Mazury in 1999–2000. *Polish J. Environ. Stud.* 12: 381–386.
- THOMPSON, D. R, S. BEARSHOP, J. R. SPEAKMAN & R. W. FURNESS. 1998. Feathers as a means of monitoring mercury in seabirds: insights from stable isotope analysis. *Environ. Pollut.* 101: 193–200.
- TORRA, M., J. TO-FIGUERAS, M. BRUNET, M. RODAMILANS & J. CORBELLA. 1994. Total and metallothionein-bound cadmium in the liver and kidney of a population in Barcelona (Spain). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 509–515.
- TURNER, J.C, S. R. B. SOLLY, J. C. M. MOI-KRIJNEN & V. SHANKS. 1978. Organochlorine, fluorine and heavy-metal levels in some birds from New Zealand estuaries. *NZ J. Sci.* 21: 99–102.
- WALSH, P. M. 1990. *The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment*. In, *Heavy metals in the marine environment*. Eds. R. W. FURNESS & P. S. RAINBOW. CRC Press. New York, USA. Pp. 183–204.

RECIBIDO: Febrero 2016

ACEPTADO: Mayo 2016

## MORFOMETRÍA Y VARIACIÓN GENÉTICA DEL MEJILLÓN INVASOR *PERNA VIRIDIS* EN LA COSTA NOR ORIENTAL DE VENEZUELA

SINATRA SALAZAR<sup>1</sup>, JULIO PÉREZ<sup>2</sup>, CARMEN ALFONSI<sup>2</sup> & LUÍS TROCCOLI<sup>3</sup>.

<sup>1</sup>*Departamento de Biología. Escuela de Ciencias. Universidad de Oriente. Núcleo de Sucre.  
e-mail: ssalazar@udo.edu.ve*

<sup>2</sup>*Departamento de Biología Marina. Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente.*

<sup>3</sup>*Escuela de Ciencias Aplicadas al Mar. Universidad de Oriente. Núcleo de Nueva Esparta*

RESUMEN: *Perna viridis* es una especie exótica originaria de la región Indo-pacífica e introducida en el año 1993 en las costas venezolanas proveniente de Trinidad. La presente investigación tuvo como objetivo diferenciar morfológica y genéticamente organismos de esta especie invasora, de cinco zonas de la costa nororiental de Venezuela. Las tendencias de variación morfológicas entre poblaciones se analizaron a través de un ACP, las diferencias entre las poblaciones con un MANOVA y un análisis de similitud entre las zonas utilizando los programas PAST 1.29 y PRIMER E.5, respectivamente. Se estimaron los niveles de diferenciación y distancia genética (D) entre localidades analizando electroforéticamente ocho sistemas enzimáticos. Los resultados evidenciaron una similitud entre *P. viridis* de las diferentes localidades del 96,75%; sin embargo, el ACP demostró que las poblaciones presentaron diferencias significativas entre ellas, lo que refleja la plasticidad fenotípica de la especie. Un total de 13 loci fueron revelados, dos de ellos polimórficos. Un porcentaje de polimorfismo de 0,153, considerado bajo y dentro de los rangos de otros reportes para esta especie en Malasia. El valor D demostró una baja diferenciación entre las poblaciones. Los resultados señalan que las poblaciones, genéticamente, son escasamente diferenciables y posiblemente no han tenido suficiente tiempo de asentamiento en estas localidades que permitan una mayor acumulación de diferencias entre ellas. La expansión y adaptación de especies invasoras como *P. viridis*, pudieran ser atribuidas a factores como la plasticidad fenotípica, la variabilidad genética y la variación epigenética.

Palabras claves: bioinvasiones, variabilidad genética, morfometría, alozima, mejillón verde.

ABSTRACT: The specie *Perna viridis* is native to the Indo-Pacific region and it was introduced in 1993 in the venezuelan coast from Trinidad. This research aimed to differentiate morphologically and genetically modified organisms of this invasive species from five areas in the northeastern coast of Venezuela. The trends of morphological variation among populations were analyzed through a principal component analysis (PCA), differences between populations were tested with MANOVA and an analysis of similarity between the zones using the PAST 1.29 and PRIMER E.5 software respectively. Levels of differentiation and genetic distance (D) between localities were estimated by analyzing eight enzymatic systems electrophoretically. The results showed a similarity between *P. viridis* 96.75%, however the PCA showed that populations had significant differences between them, reflecting the phenotypic plasticity of the species. A total of 13 loci were revealed, two polymorphic. Polymorphism percentage of 0.153, was considered low and within the ranges of other reports for this species in Malaysia. The value D showed a low differentiation between populations. The results indicate that genetically populations are barely distinguishable and possibly have not had enough time to settle in these locations in order to allow greater accumulation of differences between them. The expansion and adaptation of invasive species such as *P. viridis*, could be attributed to factors such as phenotypic plasticity, genetic variability and epigenetic variation.

Key Words: bioinvasion, genetic variability, morphometry, alozime, green mussel.

### INTRODUCCIÓN

Las especies que llegan a establecerse fuera de su área de distribución natural y tienen la capacidad de invadir grandes áreas, son llamadas Especies Exóticas Invasoras (EEI); y son reconocidas como la segunda causa responsable de pérdida de biodiversidad (PÉREZ *et al.* 2010). Tienen el potencial de establecerse en el nuevo ambiente al encontrar condiciones similares o mejores a las de su hábitat nativo. Frecuentemente poseen una alta

fecundidad y tolerancia fisiológica y se pueden beneficiar de la ausencia de sus depredadores o parásitos, los cuales ejercen un control biológico en su hábitat nativo. Como consecuencia, pueden iniciar una competencia con especies locales resultando en una disminución o el desplazamiento de estas últimas (AHRENS *et al.* 2011).

Diferenciar poblaciones de una especie invasiva en cuanto al cambio morfológico, se logra con la aplicación de metodologías de análisis morfométricos que permiten,

por el uso de un elevado número de variables, una determinación más descriptiva de la variación en una especie y determinan las zonas del cuerpo sujetas a modificaciones dentro de las poblaciones, revistiendo gran importancia en el entendimiento de las interacciones entre el fenotipo, el genotipo y los aspectos ambientales (ALFONSI *et al.* 2003; SILVA ABSALÃO *et al.* 2005; GALINDO-PÉREZ, 2009).

Así mismo, señala LICONA-CHÁVEZ *et al.* (2007), que el uso de técnicas moleculares como la electroforesis de proteínas son herramientas para la caracterización de poblaciones en aspectos como la variabilidad genética. La utilización en forma conjunta de estudios genéticos basados en alozimas así como los biométricos de caracteres morfológicos, son útiles para distinguir géneros, especies y poblaciones, ofreciendo un mayor entendimiento de la diferenciación de éstos.

Entre algunos de los trabajos que presentan evidencias sobre la relación entre variación genética y el cambio en la morfología de la concha en poblaciones de moluscos bivalvos, se encuentran los reportados por McDONALD *et al.* (1991) en *Mytilus edulis*; WILBUR & GAFFNEY (1997) en la especie *Argopecten irradians*; MORAGAT *et al.* (2001) en poblaciones del pectínido *Argopecten purpuratus*, KARTAVTSEV *et al.* (2005) en el género *Mytilus* en Corea; WANG *et al.* (2014) en *Corbicula* en China y BEGGEL *et al.* (2015) en poblaciones de las especies *Dreissena bugensis* y *D. polymorpha*.

El mejillón verde *Perna viridis* posee una distribución tropical que abarca desde el Golfo Pérsico hasta las Filipinas y desde el este de China hasta Indonesia y es un rubro muy importante para la acuicultura en esos países. Este mejillón ha sido introducido accidentalmente en Trinidad y el Caribe desde los años 90 y desde entonces se ha extendido a las costas de Venezuela (AGARD *et al.* 1992; RYLANDER *et al.* 1996). Debido a la introducción accidental en el Golfo de Paria (AGARD *et al.* 1992), este bivalvo ha colonizado la costa norte del estado Sucre, coexistiendo en algunos bancos con su congénere *Perna perna* (RYLANDER *et al.* 1996, FREITES *et al.* 2012).

Dentro de las numerosas investigaciones que se han llevado a efecto sobre *P. viridis*, los correspondientes a análisis de forma y crecimiento específicamente de la concha, han estado referidos sólo al uso de variables como longitud, peso y otras relaciones biométricas,

que contribuyen a la comprensión de aspectos como el crecimiento, de vital importancia para la explotación y cultivo de estos organismos (LAXMILATHA 2008; KOVITVADHI *et al.* 2008; MOHSEN *et al.* 2010). En cuanto a los estudios de variación genética enfocados a su condición de invasor, son limitados. Se tiene el reporte realizado por YAP *et al.* (2002), en poblaciones naturales de *P. viridis* en las costas de la península de Malasia, y el de GOBIN *et al.* (2013) en la isla de Trinidad, éste último analizando el cambio y diferenciación genético poblacional de la especie luego de su introducción.

En Venezuela, en algunas localidades de la costa del estado Sucre, se destaca el trabajo de GONZÁLEZ (2012) en cuanto al cambio morfológico del congénere *P. perna* o mejillón marrón y el de SALAZAR *et al.* (2013) en *P. viridis*. En este tipo de trabajos no se ha relacionado al aspecto genético poblacional considerando el aspecto invasivo de esta última. En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivo diferenciar las poblaciones de la especie invasora, *Perna viridis* de la costa nororiental de Venezuela basándose en aspectos como la variabilidad genética y los cambios morfológicos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron colectas en el periodo comprendido desde marzo de 2012 hasta abril de 2013 de ejemplares de mejillón verde *P. viridis*, en cinco localidades distribuidas en la costa nororiental del país: Manzanillo (11°09'15"N; 63°53'15"O) y La Restinga (10°58' N; 64° 07' O) en el estado Nueva Esparta; Guayacán (10° 40'N y 63° 47'O), La Esmeralda (10°65'31"N; 63°49'18"O) y Río Caribe (10° 41' N y 63° 06'O), en el estado Sucre.

Análisis morfométrico. Se analizaron 40 ejemplares de *Perna viridis* por localidad, los cuales fueron medidos con un vernier digital modelo CD-6" CSX, determinándose un intervalo de longitud (desde el punto 1 o diente de la charnela al punto más alto de la concha) y ancho (desde el margen ventral al margen dorsal de la concha en la zona más ancha) de 80 a 60 mm, respectivamente. Se seleccionaron las valvas izquierdas, las cuales fueron identificadas y numeradas para fotografiarlas, utilizándose una cámara digital SIRAGON HV-8000. Sobre las imágenes se establecieron 22 puntos o hitos morfológicos con su nomenclatura correspondiente

(Fig. 1a, TABLA 1), siguiendo los lineamiento de BOOKSTEIN *et al.* (1985) y BOOKSTEIN (1991).

Se determinaron las coordenadas cartesianas para cada punto, utilizando para ello el programa TPSdip2 versión 2.10 (ROHLF 2006). Los datos se ordenaron con ayuda del programa PAST 1.29 (HAMMER *et al.* 2001), calculándose las distancias entre todos los puntos (Fig.1B). También se evaluaron las tendencias de variación morfológicas entre poblaciones a través de un análisis de componentes principales (ACP) previa transformación de los datos con la aplicación del Procrustes y un análisis multivariado de varianza MANOVA siguiendo las recomendaciones en JOHNSON & WICHEN (1992) para determinar las diferencias entre las poblaciones. Con ayuda del programa Primer E.5 se realizó una matriz sobre la cual se aplicó un análisis de similitud ANOSIM (CLARKE & WARWICK, 2001) entre los factores o zonas.

Análisis genético. Se analizaron 40 organismos por cada zona de muestreo, extrayéndose una fracción de músculo aductor con el cual se hizo el análisis electroforético en gel de almidón horizontal. Los sistemas enzimáticos empleados fueron Fosfatasa Alcalina (PAL 3.1.3.1), Leucil Amino Peptidasa (LAP 3.4.11.1), Glutamato Oxalacetato Transaminasa (GOT 2.6.2.1), Esterasas (EST 3.1.1.1), Esterasas (D EST-D 3.1.1.1), Superóxido Dismutasa (SOD 1.15.1.1) y Xantina Oxidasa (XO 1.17.3.2). Se utilizaron diferentes sistemas de tampones así como tinciones para cada sistema enzimático, siguiendo la metodología de AEBERSOLD *et al.* (1987) y MORIZOT & SCHMIDT (1990). Las variantes alélicas se designaron con letras minúsculas, donde "a" se correspondió a la variante más anodal. Las frecuencias alélicas, desviaciones de valores esperados para el equilibrio de Hardy-Weinberg, deficiencia o exceso de heterocigotos y el número efectivo de alelos en el locus, fueron calculados con ayuda del Programa Genes en las poblaciones, versión 2.0.

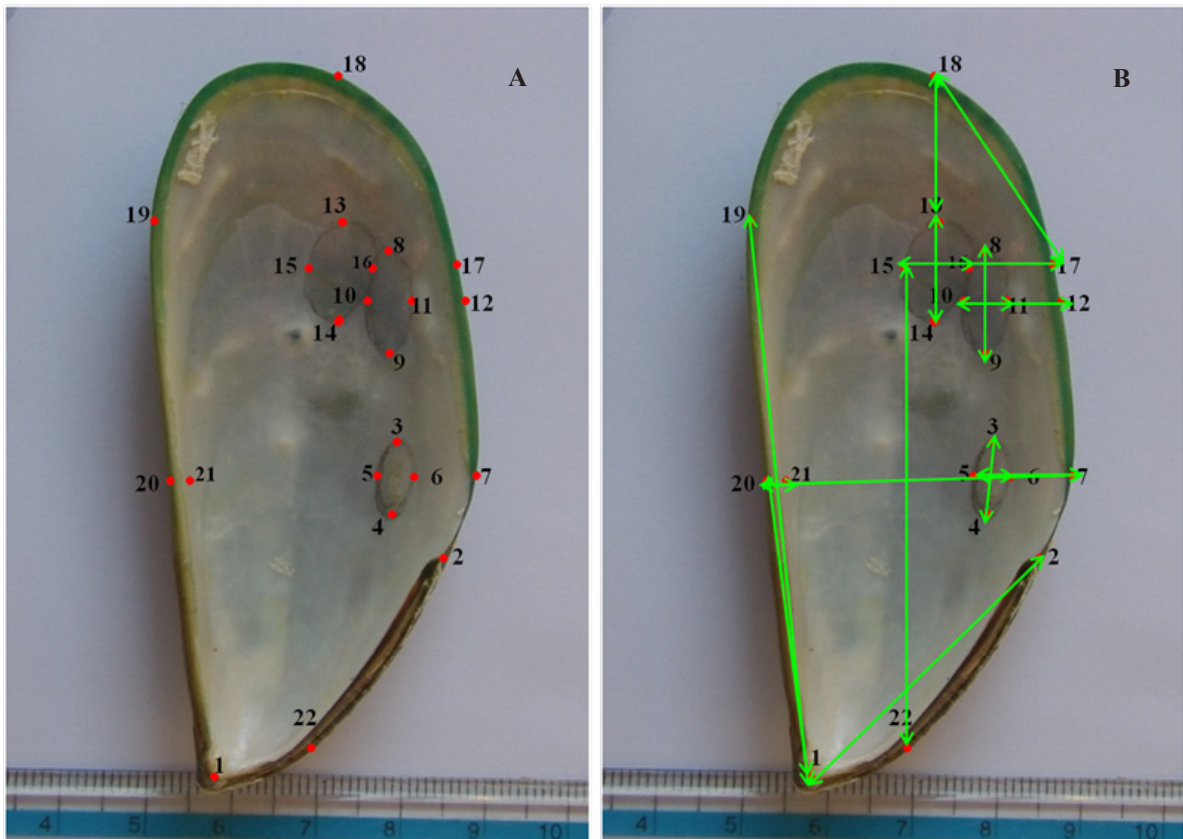


Fig. 1. (A) Puntos seleccionados, (B) Variables seleccionadas a partir de los hitos morfológicos establecidos en la concha de organismos de *Perna viridis* provenientes de cinco localidades del nororiente de Venezuela.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis morfométrico. En la TABLA 2 se presentan los valores promedios en mm, de longitud (desde el punto 1 o diente de la charnela al punto más alto de la concha) y ancho (desde el margen ventral al margen dorsal de la concha en la zona más ancha) de las conchas de los organismos de localidades estudiadas y su respectiva Desviación Estándar. El ANOVA evidenció diferencias significativas en cuanto al ancho y largo entre las poblaciones analizadas. Los organismos más grandes corresponden a las localidades de Manzanillo, la Restinga y Río Caribe mientras que los más pequeños a Guayacán y la Esmeralda. Posiblemente, estas diferencias se deban a la intensidad de explotación en las diferentes localidades donde se extraen los organismos más grandes para el comercio, como también a la acción de turbios en las zonas que diezma las poblaciones.

Los resultados del ACP evidencian que el CP<sub>1</sub> explicó la variación entre las medidas en un 31,81%, el CP<sub>2</sub> 22,24 %; el CP<sub>3</sub> 13,89 % los que arrojaron una explicación de la varianza observada de hasta un total de 67,95%. Los resultados están en concordancia con los presentados por SALAZAR *et al.* (2013) para esta especie con valores muy cercanos al 60%, sin embargo difieren con los aportados por GONZÁLEZ (2012) para la especie invasora *P. perna* de las costas del estado Sucre, quien encontró valores de varianza observada para los tres primeros componentes de más del 90%, siendo las variables seleccionadas bastantes similares, específicamente las localizadas en las huellas musculares. JAYALAKSHMY *et al.* (2013) también señalaron para esta especie, y su congénere *P. indica*, que el total de la varianza fue explicado por los tres primeros componentes en más del 97%.

En la Fig. 2 se observa la agrupación de las poblaciones con respecto al componente principal 1 vs 2 y 2 vs 3,

TABLA 1. Identificación y nomenclatura empleada para los puntos o “landmarks” establecidos en la cara interna de la concha izquierda de los mejillones *Perna viridis* provenientes de las diferentes zonas de muestreo.

Hitos morfológicos	Descripción
1	Diente de la charnela
2	Extremo final del ligamento de la charnela
3	Margen posterior de la huella del músculo retractor anterior
4	Margen anterior de la huella del músculo retractor anterior
5	Margen ventral de la huella del músculo retractor anterior
6	Margen dorsal de la huella del músculo retractor anterior
7	Margen dorsal de la concha perpendicular al Margen dorsal de la huella del músculo retractor anterior
8	Margen posterior de la huella del músculo retractor posterior
9	Margen anterior de la huella del músculo retractor posterior
10	Margen ventral de la huella del músculo retractor posterior
11	Margen dorsal de la huella del músculo retractor posterior
12	Margen dorsal de la concha perpendicular al Margen dorsal de la huella del músculo retractor anterior
13	Margen posterior de la huella del músculo abductor posterior
14	Margen anterior de la huella del músculo abductor posterior
15	Margen ventral de la huella del músculo abductor posterior
16	Margen dorsal de la huella del músculo abductor posterior
17	Margen dorsal de la concha perpendicular al Margen dorsal de la huella del músculo abductor posterior
18	Margen dorsal de la concha perpendicular al Margen posterior de la huella del músculo abductor posterior
19	Margen ventral de la concha perpendicular al Margen posterior de la huella del músculo abductor posterior
20	Margen ventral de la concha perpendicular al Margen ventral de la huella del músculo retractor anterior
21	Margen dorsal-anterior de la concha perpendicular al Margen ventral de la huella del músculo abductor posterior
22	Línea paleal ventral perpendicular al Margen ventral de la huella del músculo retractor anterior

TABLA 2. Valores promedios de Longitud y Ancho de las conchas de organismos de *P. viridis* de diferentes localidades de la costa nororiental de Venezuela y su respectiva Desviación Estándar.

Poblaciones	Longitud (mm)	Desv. Estand.	Ancho (mm)	Desv. Estand.
Guayacán	64,475	5,002	30,276	2,142
La Esmeralda	61,676	4,311	29,112	2,380
La Restinga	80,609	8,213	36,155	3,211
Manzanillo	77,020	7,958	32,435	2,202
Río Caribe	68,545	4,968	30,602	5,164

respectivamente. En ambas figuras se aprecia una superposición entre las poblaciones, y poca diferenciación entre ellas. El MANOVA, sin embargo, evidenció la existencia de diferencias significativas entre las poblaciones considerando un valor Lambda de Wilk's de 0,03985; F: 8,894 y  $P < 0,01$ . Adicionalmente, el ANOSIM arrojó un 96,75% de similitud ( $R = 0,439$ ;  $P < 0,01$ ) entre las localidades estudiadas. Estos resultados difieren de los hallados por GONZÁLEZ (2012) quien señaló una clara separación entre las poblaciones de *P. perna* de las costas de Sucre, explicándolo en función de que ésta especie tiene un mayor tiempo de establecimiento en la zonas que su congénere *P. viridis* (aproximadamente 20 años) lo que le ha permitido desarrollar diferencias.

El peso de las variables dentro de los diferentes componentes analizados está determinado por los mayores valores negativos y positivos que evidencian la disminución o aumento relativo de la medida (TABLA 3). Tomando en cuenta las variables más relevantes en estos tres componentes, se puede señalar que la que se encuentra presente en los tres componentes, es la 1-20 (TABLA 3; Fig. 1A) que corresponde a la distancia del diente de la charnela al margen ventral de la concha perpendicular al margen ventral de la huella del músculo retractor anterior. Las demás variables se repitieron en al menos dos de los tres componentes principales, y están relacionadas con las huellas musculares y bordes externos de la concha. Todo esto indica que las medidas que tienen más peso y mejor logran la variación entre las conchas del mejillón *P. viridis* por localidades, son las relacionadas con la ubicación de las cicatrices de los músculos, más que

sus dimensiones. Estos resultados están acorde a los expuestos por GONZÁLEZ (2012) en poblaciones de la especie *P. perna* también del nororiente venezolano.

*P. viridis* mantiene una identidad morfológica a lo largo de la distribución geográfica de las localidades analizadas en este estudio; sin embargo, es posible detectar diferencias morfométricas entre localidades, las cuales pudieran deberse a las características particulares de cada localidad y que están determinadas por los factores abióticos (medioambientales) y bióticos y son determinantes en el crecimiento y la morfología de la concha bivalvos, entre ellos *P. viridis* (GASPAR *et al.* 2002; JAYALAKSMY *et al.* 2014; BEGGEL *et al.* 2015). En la presente investigación no se tomaron en cuenta dichos factores, sin embargo en *P. viridis* se ha evidenciado una plasticidad fenotípica y capacidad de aclimatación que permite una rápida adaptación a los nuevos entornos (SEGNINI DE BRAVO 2003; GONZÁLEZ 2012; YU, 2014).

**Análisis Genético.** Se evaluaron ocho sistemas enzimáticos, que revelaron para todas las poblaciones, en los que se contabilizaron un total de 13 loci, dos de ellos polimórficos: GOT y EST-A. La proporción de loci polimórficos fue de 0,133 valor considerado bajo en comparación con los encontrados por YAP *et al.* (2002) para esta especie, en un intervalo de 0,36 a 0,86. En el sistema GOT, las poblaciones de La Restinga y Manzanillo, en el estado Nueva Esparta, se encontraron en equilibrio de Hardy-Weinberg, mientras que para el sistema EST-A fueron las localidades de La Esmeralda y Manzanillo.

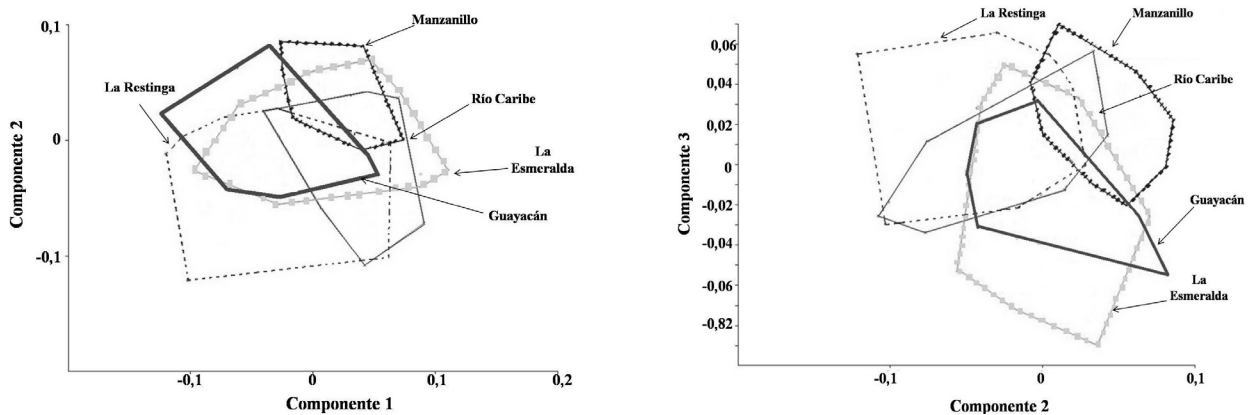
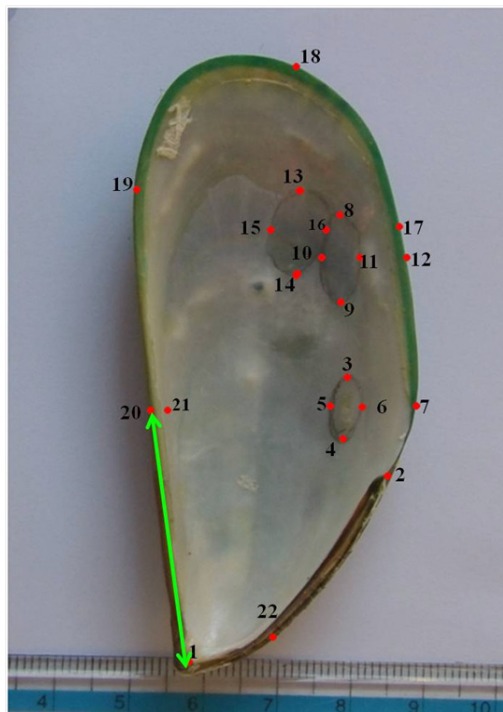


Fig. 2. Agrupación de las cinco poblaciones del mejillón invasor *Perna viridis* de acuerdo a los componentes principales 1 vs 2 (superior) y 2 vs 3 (inferior).

TABLA 3. Correlación de las variables con los tres primeros componentes considerados en el análisis de componentes principales aplicado a las poblaciones Guayacán, La Restinga, La Esmeralda, Río Caribe y Manzanillo del mejillón invasor *Perna viridis*. A. donde se muestra la variable común a los tres componentes presentados.

Distancia	CP <sub>1</sub>	CP <sub>2</sub>	CP <sub>3</sub>
1-2	0,1939	-0,2633	0,3726
1-19	0,355	-0,01697	0,2037
1-20	0,4338	-0,2903	0,2059
2-17	-0,07385	0,4332	-0,1082
3-4	-0,1306	-0,05967	0,1217
4-18	-0,3701	0,1554	0,1554
5-6	-0,08589	-0,1125	0,01666
5-7	-0,1176	-0,1985	-0,09139
5-20	-0,08885	-0,1633	0,09641
6-7	-0,03183	-0,08605	-0,1079
7-17	-0,03399	0,3859	-0,1309
8-9	-0,07476	0,0076	0,1196
10-11	-0,0549	-0,1095	-0,0406
10-12	-0,09685	-0,2607	-0,2482
11-12	-0,04197	-0,1512	-0,2075
13-14	-0,1047	-0,07828	0,09615
13-18	-0,2268	-0,1129	0,1899
13-19	-0,2291	-0,1041	0,4657
15-16	-0,04884	-0,08247	-0,03129
15-17	-0,1363	-0,3244	-0,3508
15-22	0,459	-0,05037	-0,2653
16-17	-0,08746	-0,242	-0,3196
17-18	-0,2864	-0,2985	-0,0009512
20-21	-0,03853	-0,02986	-0,02379



En el sistema EST-A, se evidenció la presencia de alelos nulos, los cuales son comunes en moluscos bivalvos y diversas investigaciones señalan su papel como elementos que explican una baja variabilidad genética (POMPA *et al.* 1990; YAP *et al.* 2002; PRAKON *et al.* 2010). La evidencia de este tipo de alelos puede brindar una interpretación equivocada sobre las combinaciones de heterocigotos y homocigotos, ya que al asumir la presencia de alelos nulos, los que serían letales en homocigosis, su persistencia en la población ocurre sólo en forma heterocigota, y dependería del equilibrio entre la selección y mutación (GAFFNEY *et al.* 1990; NIRCHIO *et al.* 1991).

En todas las poblaciones para los sistemas GOT y EST-A, se observaron valores promedio de Fis (0,444) que evidenciaron un déficit de heterocigotos, situación que no se corresponde del todo con la señalada por YAP *et al.* (2002), quienes reportaron esta deficiencia solo en dos de las ocho poblaciones analizadas en Malasia. Este valor de Fis es considerado alto e indicativo de endogamia. Los valores de Fst promedio (0,071) obtenidos en los sistemas GOT y EST permiten considerar una diferenciación genética pequeña.

El déficit de heterocigotos se explicaría en función de factores como, la endogamia, la presión de pesca, la selección y a la mezcla de individuos de dos o más poblaciones o efecto Wahlund, factores también considerados por YAP *et al.* (2002) y DIVYA *et al.* (2012) en poblaciones en Malasia.

En cuanto a las distancias genéticas (D), las poblaciones presentaron valores muy pequeños entre ellas (0,000-0,002). Los valores D reportados para esta especie, son inferiores a los detectados en poblaciones naturales de Malasia por YAP *et al.* (2002) en un rango de 0,004-0,091 y DIVYA *et al.* (2012) de 0,09-0,21. Los resultados presentados son muy similares a los reportados por GOBIN *et al.* (2013) en Trinidad.

Una explicación para esclarecer el éxito invasivo de esta especie, posiblemente es la variación epigenética, que contribuye a la variación del fenotipo en poblaciones invasoras, que deben ajustarse a hábitat novedosos con niveles relativamente bajos de variación genética (PÉREZ *et al.* 2010; PÉREZ *et al.* 2012; RICHARDS *et al.* 2010; LIELB *et al.* 2013).

Entre los factores que estarían contribuyendo a la poca diferenciación entre las poblaciones de esta especie, destaca el poco tiempo de establecimiento que tiene en las costas venezolanas, el que no ha sido suficiente para acumular diferencias entre poblaciones, a diferencia de *P. perna*. Aunado esto se puede considerar el potencial de dispersión larvaria que aunado a las corrientes promueve un suficiente flujo génico que previene la diferenciación entre las poblaciones.

Esta diferenciación en el contexto morfométrico entre las poblaciones es significativa, pudiendo considerarse la consecuencia de una respuesta plástica a las condiciones del entorno. Éste es un hecho corroborado ya que dentro del género *Perna* existe una amplia variación morfológica producto de la plasticidad fenotípica que a su vez permite que especies con habilidad para colonizar amplios rangos de hábitat, se conviertan en invasores exitosos. Las poblaciones del mejillón verde han evidenciado por otra parte una poca diferenciación genética la cual se ha atribuido al potencial de dispersión larvaria, el número de organismos introducidos, la baja presión de propágulos dependiente del nivel de diferenciación entre poblaciones originarias y establecidas, finalmente, y quizás el más importante, el poco tiempo que tiene *P. viridis* en las costas venezolanas. Además, un déficit de heterocigotos que es explicado por la presencia de los alelos nulos, la endogamia, el efecto Wahlund y la presión de pesca. Es importante señalar que la expansión de especies invasoras como el mejillón verde *P. viridis*, puede ser atribuida a factores como la plasticidad fenotípica, la variabilidad genética y la variación epigenética.

#### AGRADECIMIENTO

Este trabajo fue financiado por el Programa de proyectos PEI-FONACIT. Los autores expresan su agradecimiento a los miembros de los consejos comunales de las comunidades involucradas por la colaboración prestada.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGARD, J., R. KISHORE & B. BAYNE. 1992. *Perna viridis* (Linnaeus, 1758): first record of the Indo Pacific green mussel (Mollusc: Bivalvia) in the Caribbean. *Carib. Mar. Stud.* 3: 59-60.
- AHRENS, M.J., J. DORADO-RONCANCIO, M. LÓPEZ SÁNCHEZ, C. A. RODRÍGUEZ & L. A. VIDAL. 2011. Biodiversidad exótica: presencia de especies marinas no-nativo introducido por el tráfico marítimo en puertos colombianos. *Biota Colombiana* 12 (2): 3-14.
- ALFONSI, C., H. LÓPEZ & J. E. PÉREZ. 2003. Caracterización genética y morfológica de las poblaciones de *Cyprinodon dearboni* (Atherinomorpha: Cyprinodontidae) en Chacopata y Laguna de los Patos, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 51 (4): 7-15.
- BEGGEL, S., A.F. CERWENKA, J. BRANDNER & J. GEIST. 2015. Shell morphological versus genetic identification of quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Aquatic Invas.* 10 (1): 93-99.
- BOOKSTEIN, F. L., B. CHERNOFF, R. L. ELDER, J. M. HUMPHRIES & R. E. STRAUSS. 1985. Morphometrics in evolutionary biology. Special Publication 15. Acad. Nat. Sci. Philadelphia. 277 pp.
- BOOKSTEIN, F. L. 1991. *Morphometric tools for landmark data. Geometry and biology*. New York: Cambridge University Press.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd Edn. PRIMER-E. Plymouth Marine Laboratory, U.K.
- DIVYA, P. R., P. C. THOMAS, A. GOPALAKRISHNAN, T. V. SATHIANANDAN & M. P. PAULTON. 2012. Stock structuring in Asian green mussel *Perna viridis* population along the Indian coast based on shell morphometrics and RAPD markers. *Indian J. Anim. Sci.* 82 (7): 775-778.
- FREITES, L., C. LODEIROS, M. GUEVARA, J. ALIÓ, C. GRAZIANI. 2012. Experiencias en el cultivo de organismos marinos en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Saber* 24 (1): 5-24.
- AEBERSOLD, P.B., G. A. WINANS, D. J. TEEL, G. B. MILNER & F. M. UTTER. 1987. Manual for Starch Gel Electrophoresis: A method for the detection of genetic variation. National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA Technical Report NMFS 61.

- GAFFNEY, P.M., T. M. SCOTT, R. K. KOEHN & W. J. DIEHL. 1990. Interrelationships of heterozygosity, growth rate and heterozygote efficiencies in the coot clam, *Mulinia lateralis*. *Genetics* 124:687–699.
- GALINDO-PÉREZ, L. A. 2009. Estudio morfométrico del dimorfismo sexual de las conchas de especies de gasterópodos marinos comunes (Mollusca: Gastropoda) en Venezuela. Tesis Post Grado. Universidad de Oriente. Núcleo de Sucre. Instituto Oceanográfico de Venezuela. 236pp
- GOBIN, J., J. AGARD, J. MADERA & A. MOHAMMED. 2013. The Asian Green Mussel *Perna viridis* (Linnaeus 1758): 20 Years after its introduction in Trinidad and Tobago. *Open J. Mar. Sci.* 3: 62-65. DOI:10.4236/ojms.2013.32007.
- GASPAR, M.; M. SANTOS, P. VASCONCELOS & C. MONTEIRO. 2002. Shell morphometric relationships of the most common bivalve species (Mollusca: Bivalvia) of the Algarve coast (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 477: 73-80.
- GONZÁLEZ J. A. 2012. Estudio comparativo de patrones morfométricos del mejillón marrón *Perna perna* (Linnaeus, 1758), de varias localidades costeras del estado sucre, Venezuela. Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Licenciado en Biología. Universidad de Oriente. 50 pp.
- HAMMER, Ø, D.A.T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol. Elec.* 4(1): 9pp.
- JAYALAKSHMY, K.V, N. MAHESWARI, R. DILEEP KUMAR & M. VIJAYAN. 2013. Biometric and morphometric studies of *Perna viridis* and *Perna indica* along the southwest coast of India: a statistical approach. *J. Exp. Biol. Agric. Sci.* 1(4): 285-296.
- JOHNSON, R. & D. WICHERN. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*. Prentice-Hall Int. 3<sup>th</sup> ed. 642 pp.
- KARTAVTSEV, Y.P., A. Y. CHICHVARKHIN, A. KIJIMA, N. HANZAWA & I. S. PARK. 2005. Allozyme and morphometric analysis of two common mussel species of the genus *Mytilus* (Mollusca, Mytilidae) in Korean, Japanese and Russian waters. *Korean J. Genetics* 27 (4): 289-306.
- KOVITVADHI, S., U. KOVITVADHI, P. SAWANGWONG, P. TRISARANUWATANA & J. MACHADO. 2008. Morphometric relationship of weight and size of cultured freshwater pearl mussel, *Hyriopsis (Limnoscapha) myersiana*, under laboratory conditions and earthen pond phases. *Aquacult Int.* DOI 10.1007/s10499-008-9180-z.
- LAXMILATHA, P. 2008. Biometric relationships of *Macra violacea* (Gmelin) from Kerala, south-west coast of India. *Indian J. Fish.* 55(4): 349-351.
- LICONA-CHÁVEZ, A., CORREA-SANDOVAL, F., DE LA ROSA-VÉLEZ, J. & CAMARENA-ROSALES, F. 2007. Análisis genético y morfométrico de *Chione californiensis* y *C. subimbricata* (Bivalvia: Veneridae) del Pacífico oriental mexicano y el Golfo de California. *Cien. Mar.* 33(2): 149-171.
- LIELB, A. L., A. W. SCHREY, C. L. RICHARDS & L. B. MARTIN. 2013. Patterns of DNA methylation throughout a range expansion of an introduced songbird. *Integr. Comp. Biol.* DOI:10.1093/icb/ict0.
- MCDONALD, J. H., R. SEED & K. KOEHN. 1991. Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Mar. Biol.* 111(3): 323-334.
- MOHSEN, M. B., H. H. SAHAFI, A. A. ARDALAN, H. GHAFARI & R. ABDOLLAHI. 2010. Morphometric relationship of weight and size of clam *Amiantis umbonella* L., 1818 (Bivalvia: Veneridae) in the Eastern coasts of Bandar Abbas, Persian Gulf Adv. *Environ. Biol.* 4(3): 376-382.
- MORAGAT, D., M. AVENDAÑO, M. LE PENNEC, J. PEÑA, A. TANGUY & J. BARON. 2001. Genetic and morphological differentiation between two pectinid populations of *Argopecten purpuratus* from the Chilean North Pacific coast. *Est. Oceanol.* (20): 51–60.
- MORIZOT, D. C. & M. E. SCHMID. 1990. *Starch gel electrophoresis and histochemical visualization of proteins*. Chapter 2: 23-80. In: Electrophoretic

- and isoelectric focusing techniques in fisheries. Management. Ed Whitmore. D. 350 pp.
- NIRCHIO, M., J. E. PÉREZ & H. CEQUEA. 1991. Allozyme variation for LAP loci in *Crassostrea rhizophorae* related to temperature and salinity. *Sci. Mar.* 55:547-
- PÉREZ J. E., J. A. GÓMEZ, C. ALFONSI, M. NIRCHIO, C. MUÑOZ. 2010. ¿Cómo una especie exótica se convierte en invasora? *Tecnociencia* 12(1): 103-118.
- PÉREZ, J. E., C. ALFONSI, C. RAMOS, J. A. GÓMEZ, C. MUÑOZ & S. K. SALAZAR. 2012. How some alien species become invasive. Some ecological, genetic and epigenetic for bioinvasions. *Interciencia* 37 (3): 239-244.
- POMPA, L. A., J. ESPINOZA & J. E. PÉREZ. 1990. Genetic variation in Venezuelan mollusks. The mussel, *Perna perna* (L.). *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 29: 97-101.
- PRAKON, W., S. TUNKIJANUKIJ, T. T. NGUYEN & U. NAKORN. 2010. Spatial and temporal genetic variation of Green Mussel, *Perna viridis* in the Gulf of Thailand and implication for aquaculture. *Mar. Biotechnol.* 12: 506–515.
- RICHARDS, C.L., O. BOSSDORF & M. PIGLIUCCI. 2010. What role does heritable epigenetic variation play in phenotypic evolution? *BioScience* 60 (3):232-237.
- ROHLF, F. J. 2006. TPS Dig 2 versión 2,5. Ecology and Evolution, SUNY at Stony Brook.
- RYLANDER, K., J.E PÉREZ & J.A. GÓMEZ. 1996. Status of the green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Mytilidae), in north-eastern Venezuela. *Caribb. Mar. Stud.* 5: 86-87.
- SALAZAR, S. K, J. E. PEREZ, C. ALFONSI & L. TROCCOLI. 2013. Estudio morfométrico de tres poblaciones del mejillón invasor *Perna viridis* en el nororiente de Venezuela. *Scientia* 23 (1): 103-120.
- SEGNINI DE BRAVO, M. A. 2003. Influence of salinity on the physiological conditions in mussels, *Perna perna* and *Perna viridis* (Bivalvia: Mytilidae). *Rev. Biol. Trop.* 51(4): 153–158.
- SILVA ABSALÃO, R., P. ALMEIDA SILVA & T. SILVA DE PAULA. 2005. Shell morphometric in four species of Gadilidae (Mollusca, Scaphopoda) in Southwestern Atlantic Ocean, Brazil. *Rev. Bra. Zool.* 22 (1): 175-179.
- WANG, G.P., T. ZHANG, J. ZHANG, D. L. LI & T. Y. XIAO. 2014. Morphological and molecular differentiation of genus *Corbicula* suggests that two species are sympatrically distributed in Datong Lake in the Central Yangtze River Basin. *Zool. Stud.* 53:64–71.
- WILBUR, A. E. & P. M. GAFNEY. 1997. A genetic basis for geographic variation in shell morphology in the bay scallop, *Argopecten irradians*. *Mar. Biol.* 128:97–105.
- YAP, C. K., S. G. TAN, A. ISMAIL & H. OMAR. 2002. Genetic variation of the Green-lipped Mussel *Perna viridis* (L.) (Mytilidae: Mytiloida: Mytilicae) from the West Coast of Peninsular Malaysia. *Zool. Stud.* 41(4): 376–387.
- YU, T.N. 2014. The thermal tolerance of the bivalves *Septifer virgatus* and *Perna viridis*, and implications for marine coastal management. MSc Thesis The University of Hong Kong. Faculty of Science.

RECIBIDO: Febrero 2016

ACEPTADO: Abril 2016

## ASPECTOS GEOQUÍMICOS Y AMBIENTALES DE LOS SEDIMENTOS DEL RÍO CUCHIVERO, VENEZUELA.

ARÍSTIDE MÁRQUEZ\*<sup>1</sup>, GREGORIO MARTÍNEZ <sup>1</sup>, JULIO FIGUERA <sup>2</sup>, WILLIAM SENIOR <sup>1</sup> & ÁNGEL GONZÁLEZ <sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente.*

<sup>2</sup>*Departamento de Química, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Venezuela*

<sup>3</sup>*Instituto Liminológico, UDO, Bolívar.*

\**e-mail: aristd@gmail.com*

Resumen: La presente investigación tuvo por objetivo estudiar las características geoquímicas y las condiciones ambientales de los sedimentos del río Cuchivero, Venezuela, en función del tamaño de la partícula, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno y fósforo total, carbonatos y metales pesados. La granulometría estuvo tipificada por un predominio de arenas con bajo contenido de materia orgánica (0,52-0,87%), carbono orgánico (0,06-0,09%) y carbonatos (0,54-2,61%), así como por altos valores de nitrógeno total (602-985 mg/kg). La escasa correlación entre nitrógeno, y materia orgánica, sugiere la presencia nitrógeno y fósforo de origen alóctono y materia orgánica no Redfield. El promedio de metales pesados en mg/kg, mostró un gradiente de concentración descendente, Fe (410)> Mn (63,14)> Zn (9,01)> Ni (3,38)> (2,21Cu)> Cr (2,09)> Co (1,13)> Cd (0,21) > Pb (0,07), con una asociación hacia las arenas y carbonatos, lo cual sugiere origen litogénico. Desde el punto de vista ambiental, no se evidencia impacto antropogénico, lo cual está reflejado por niveles de materia orgánica y metales pesados que están por debajo de los valores permisibles.

Palabras claves: Sedimentos, ríos venezolanos, Cuchivero, Geoquímica, ambiental.

Abstract: This paper reports the geochemical characteristics and environmental conditions of Cuchivero river sediments in Venezuela, depending on particle size, organic matter, organic carbon, nitrogen and total phosphorus, carbonates and heavy metals. The granulometry was typified by a predominance of sands with low organic matter (0.52 to 0.87%), organic carbon (0.06 to 0.09%) and carbonates content (0.54 to 2.61%) as well as high values of total nitrogen (602-985 mg / kg). The poor correlation between nitrogen, phosphorus and organic matter, suggests presence of nitrogen and total phosphorus of allochthonous origin and no Redfield organic matter. The average heavy metals in mg/kg, showed a descending concentration gradient, Fe (410)> Mn (63.14)> Zn (9.01)> Ni (3.38)> (2.21Cu)> Cr (2.09)> Co (1.13)> Cd (0.21) > Pb (0.07) mg / kg, with an association to the sands and carbonates, suggesting lithogenic origin. From the environmental point of view, there is no evidence of anthropogenic impact, as reflected by levels of organic matter and heavy metals which are below of the permissible values.

Keywords: Sediment, Venezuelan rivers, Cuchivero, geochemistry, environmental.

### INTRODUCCIÓN

Los ríos son conjuntos complejos y funcionales de hábitat que tienen gradientes variados, y reflejan el estado y los procesos que ocurren en las superficies de las cuencas hidrográficas que drenan, siendo considerados como los ecosistemas más modificados de la tierra (ALLAN & FLECKER 1993, RODRÍGUEZ-OLARTE *et al.* 2007). Venezuela, al igual que otros países americanos situados en la región tropical, todavía posee áreas prístinas extensas que

incluyen geográficamente varios centenares de miles de kilómetros cuadrados, que alberga la mayor diversidad y volumen de biomasa verde, fauna silvestre y agua dulce del planeta. Sin embargo, hoy día, numerosas razones se han esgrimido a favor de un desarrollo o explotación acelerada de este inmenso reservorio de materia prima alimentaria, mineral y energética (MACHADO-ALLISON *et al.* 2004). La región de la Guayana Venezolana no escapa a estos procesos y riesgos. La explotación de sus minerales tales como: oro, diamantes, bauxita y además de la construcción

de sistemas hidroeléctricos del mundo, han producido: biodegradación y destrucción de inmensas áreas vegetales, la contaminación mercurial de ríos, animales silvestres y el hombre; el incremento de la sedimentación, la pérdida de la calidad y volumen de agua de numerosas fuentes hídricas importantes en el país (MACHADO-ALLISON *et al.* 2004). Los ríos de la Guayana venezolana presentan suelos sumamente lixiviados, ricos en oxihidróxidos de hierro y aluminio, lo que ha permitido considerar la región como un frágil ecosistema, susceptible a cambios bruscos por la posible intervención desmedida e irracional del hombre (MORANTES *et al.* 1998). La pequeña minería de oro y diamante en la cuenca de los ríos Cuchivero, Caroní y Cuyuní ha producido daños irreversibles en los ecosistemas terrestres y fluviales localizados en algunos puntos de estas cuencas (YANES 1997). La falta implementación de logísticas adecuadas ha impedido en muchos casos el acceso para estudiar los grandes ríos de la región de Guayana, dentro de la cual se encuentra el río Cuchivero, esto ha originado que los estudios geoquímicos sobre este ecosistema sean escasos. En vista de esta observación, se tuvo como objetivo principal, realizar un estudio de algunos aspectos geoquímicos y ambientales en los sedimentos del río Cuchivero, municipio Cedeño, estado Bolívar, Venezuela en el que se incluye, el contenido de materia orgánica, carbono orgánico, carbonato de calcio, nitrógeno y fósforo total, y contenido de metales pesados totales (Fe, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Co, Cr). Este trabajo formó parte del Proyecto Orinoco financiado por FUNDACITE-GUAYANA (Código 000606): “Evaluación de las concentraciones de metales pesados en aguas superficiales y sedimentos de fondo del Medio Orinoco.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El Río Cuchivero (Fig.1) está localizado en el sur de Venezuela, en el estado de Bolívar, nace en la vertiente noroeste de la altiplanicie de Icutú, en la serranía de Guamapí de la sierra de Maigualida. Drena una cuenca de aproximadamente 16.000 km<sup>2</sup> de extensión, y tiene una longitud de 305 kilómetros. Sigue un rumbo predominantemente norte-noroeste hasta su desembocadura aguas abajo de la ciudad de Caicara del Orinoco. En su recorrido recibe, por el oeste o margen izquierda, al río Guaniamo, su principal afluente, y, por el este, al Sariapo (DÍAZ 2011). La investigación se realizó en una extensión aproximada de 55 km aguas

abajo, desde la zona donde se ubican las minas de diamante en el sector Guaniamo, hasta la desembocadura en el Orinoco Medio, en Caicara del Orinoco, municipio Cedeño, estado Bolívar.

### Recolección de las muestras

Se utilizó como plataforma de trabajo, un bote peñero de 6 m de largo para la recolección de sedimentos superficiales, en diez estaciones de muestreo aguas abajo a lo largo del río Cuchivero, desde la localidad de Puerto Matú en la cual se encuentran las minas de diamantes (estación 1), hasta su desembocadura en el río Orinoco (estación 10), en un trayecto de 55 km. Del grupo de estaciones muestreadas, se recolectó una muestra dentro del río Guaniamo (estación 5). Para la ubicación geográfica de cada estación se utilizó un sistema de posicionamiento global (GPS) marca Garmin 12XL. Las muestras se recolectaron utilizando una draga tipo Diez Laffont de 0,02m<sup>2</sup> de área. Con el apoyo de una paleta plástica las muestras se colocaron en frascos de polipropileno de 250 ml de capacidad previamente rotulados y lavados con una solución ácida (HCl 1 mol/l; Merck) y agua desionizada, calidad Nanopure de conductividad de 18 MΩ/cm. Las muestras luego se preservaron bajo congelación a -20 °C.

### Análisis granulométrico.

Los sedimentos fueron secados a 80°C en una estufa P SELECTA y luego pasados través de tamices de 4,00; 2,00; 1,00; 0,85; 0,50; 0,25 y 0,063 mm. Los sedimentos preservados fueron descongelados y secados a 60°C en una estufa hasta obtener un peso constante, luego se tamizaron para obtener la fracción menor a 2 mm y se pulverizaron en un mortero de porcelana, para luego ser almacenados en envases de polietileno previamente lavados hasta los análisis (MÁRQUEZ *et al.* 2009, MÁRQUEZ *et al.* 2012). Todos los análisis fueron realizados en el Laboratorio de Química Marina del Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela.

### Análisis de laboratorio.

#### Materia orgánica total (MOT).

Fue determinada por diferencia de peso a través del método de pérdida por ignición (LOI) a 540 °C descrito en (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995). Se pesaron 2 g de la muestra en un crisol previamente tarado utilizando una balanza analítica marca Denver Instrument M-10 con precisión de 0,0001g. Se secaron en una mufla durante 2 h. Una vez fría, la muestra se pesó. Este procedimiento se

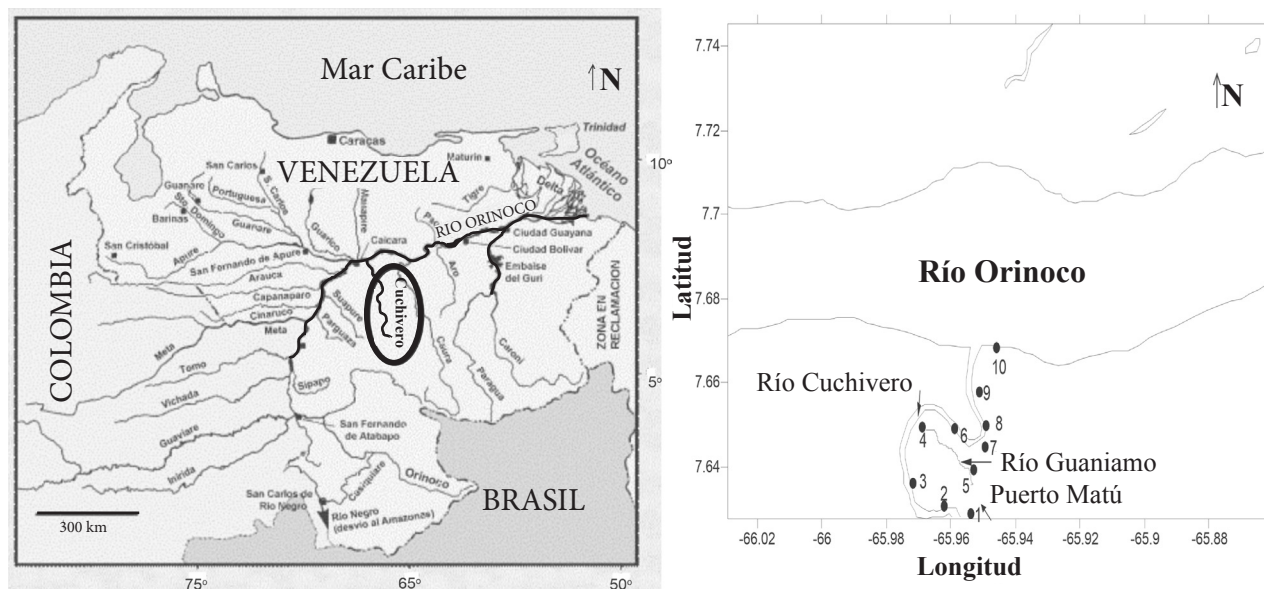


Fig. 1. Zona de estudio mostrando los sitios de recolección de las muestras en el río Cuchivero, Venezuela.

repetió por 2 h más hasta obtener un peso constante, La diferencia del peso del crisol con muestra sin calcinar y calcinado, representa la cantidad de materia orgánica perdida por ignición.

**Carbono orgánico (COT).** Fue analizado por el método de combustión húmeda (OKUDA 1964), para ello se pesaron entre 0,10 y 0,50 g de sedimento y se añadieron 10 ml de agente oxidante (ácido sulfocrómico 0,40 mol/l), se calentó hasta ebullición por 2 min y seguidamente, el exceso de  $K_2Cr_2O_7$  fue titulado con sal de Mohr 0,20 mol/l (equivalente a 0,60 g de carbono orgánico).

#### Carbonato de calcio.

Se determinaron por titulación volumétrica con NaOH 0,50 mol/l (VOGEL 1960). Para ello, se pesaron 0,50 g de sedimentos previamente calcinados, se añadieron 15 ml de HCl 0,1 mol/l y se calentó hasta ebullición. Las muestras se filtraron para eliminar la cantidad de sedimento que obstaculizaba el cambio de color del indicador en el punto final de la titulación y se valoró con NaOH 0,29 mol/l, usando como indicador azul de bromofenol.

#### Nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT).

Se determinaron por el método de digestión simultánea (VALDERRAMA 1981). El método consiste en la oxidación

simultánea del nitrógeno y el fósforo total con una solución de persulfato de potasio y adición de una mezcla de ácido bórico-hidróxido. Para el nitrógeno total, la precisión del método oscila alrededor del 4 % y la del fósforo alcanza 0,20 % (MÁRQUEZ *et al.* 2007). Se pesaron por triplicado en botellas de vidrio de 250 ml de capacidad, 50 mg de muestra, utilizando una balanza analítica con precisión de 0,0001g. Se adicionó a cada botella 5 ml de agente oxidante (peroxodisulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio 1 mol/l en proporción 6:4:3,5, luego se sellaron herméticamente, y se digitaron en un autoclave durante 30 min a 15 psi de presión). La cuantificación de la concentración de fósforo total se realizó por el método descrito en (MURPHY & RILEY 1962), después del ajuste del pH a 5,4 usando paranitrofenol como indicador. Todas las mediciones se realizaron de forma automatizada utilizando un auto analizador Technicon II marca Scientific Instruments AC-100 (EUA). Para los análisis de nitrógeno se utilizaron patrones certificados, Marine Nutrients Standards Kit (MNSK), en Ocean Scientific International Ltd, South Down House, Station Road, Petersfield, Hants GU32 3ET, Great Britain. La precisión de los análisis de MOT, COT, NT, PT y  $CaCO_3$  fue chequeada tomando una muestra de sedimento al azar y analizando cuatro replicas del mismo. Los bajos valores de la desviación estándar y el coeficiente de variación evidencian buena reproducibilidad de los análisis (Tabla 1).

Metales pesados totales.

Dos gramos aproximadamente de muestra fueron pesados por triplicado en una balanza analítica marca Denver Instrument M-10 con precisión de 0,0001g, y luego digeridas con una mezcla de HNO<sub>3</sub>, HCl y HClO<sub>4</sub> (3:2:1), según las modificaciones propuestas por (LEWIS & LANDING 1992), utilizando un digestor de Microondas Microdigest 401 de Prolabo a 110°C, por espacio de 30 minutos. Las cuantificaciones fueron realizadas por espectrofotometría de absorción atómica con llama aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio, utilizando un equipo Perkin Elmer modelo 3110.

Evaluación de la calidad analítica de los datos. Para la evaluación de los resultados del análisis de los metales, se utilizó un patrón de sedimento certificado por la Environmental Resource Associates: Catálogo número 540, lote 237 (PriorityPollutn/CPL. Soil). Los porcentajes de extracción de metales en las muestras fueron representativos, tal como lo demuestran desviaciones estándar bajas para la comparación de los promedios obtenidos con el rango, aceptable y el valor del patrón certificado (Tabla 1). El límite de detección para los metales

se indica en Tabla (1). Para establecer la existencia o no de contaminación por metales pesados en los sedimentos, se realizaron comparaciones con los niveles propuestos en SADIQ (1992) y otras referencias bibliográficas.

El agua utilizada para la determinación de todos los parámetros geoquímicos tanto en la preparación de reactivos, curvas de calibración y blancos de reactivos fue agua desionizada altamente pura (agua calidad NANOPURE de conductividad de 18 MÚ/cm). Esto fue alcanzado con un sistema NANOPURE UV, Marca Barnstead. Al mismo tiempo, el material volumétrico de vidrio utilizado en el laboratorio fue de Clase A y los reactivos de Clase Analítica ultra pura.

Análisis estadísticos.

Se utilizó el paquete estadístico SYSTAT 12 para determinar las asociaciones estadísticas entre parámetros mediante análisis estadístico de correlación de Pearson y Análisis de Componentes Principales (ACP). La varianza acumulativa de los tres primeros componentes fue de 70, 57%. Siendo el componente uno, el de mayor peso para explicar el comportamiento de las variables.

Tabla 1. Precisión del método de extracción de MOT (%), COT (%), NT (mg/kg), PT (mg/kg), CaCO<sub>3</sub> (%) y de metales pesados (mg/kg); sedimento de referencia, patrón Lot. N° 237. Cat. N° 540, para sedimentos del río Cuchivero, Venezuela.

Réplica	MOT	COT	CaCO <sub>3</sub>	PT	NT
1	0,85	0,07	2,56	76,92	985,2
2	0,84	0,06	2,62	71,39	979,6
3	0,87	0,07	2,58	74,67	982,81
4	0,84	0,06	2,59	71,85	980,53
Promedio	0,85	0,07	2,59	73,71	982,04
Ds	0,014	0,005	0,025	2,59	2,51
Cv	1,64	7,2	0,96	3,51	0,58
Metal	Valor Experimental (mg/kg)	Valor certificado (mg/kg)	Rango aceptable (mg/kg)	Ds (mg/kg)	Ld
Cd	48,1	52,4	40,3-64,5	0,50	0,004
Cr	81,3	88,2	70,5-106	0,40	0,02
Cu	107	108	88,7-127	0,60	0,02
Fe	7991	7760	2890-12600	6,0	0,01
Ni	51,7	55,9	43,7-68	0,40	0,004
Mn	111,7	127,0	101-154	1,2	0,002
Pb	70,61	75,10	57,2-93	1,2	0,001
Zn	87,6	87,8	67,9-108	0,40	0,002

Ds= Desviación estándar, CV= coeficiente de variación, Ld= Limite de detección.

## RESULTADOS

La granulometría de los sedimentos del río Cuchivero estuvo tipificada por un predominio de las arenas de tipo media y fina. Las medias oscilaron entre 38 - 45%, las finas entre 34 - 40 % y los lodos entre 15-27%. En el río Guaniamo estos valores fueron 45%, 40% y 15%, respectivamente (Fig. 2). Los valores de MOT oscilaron entre 0,52-0,87%, COT entre 0,06-0,09% (figura 3A, 3B), mientras que las concentración de NT varió de 602-985 mg/kg y PT entre 81-208 mg/kg (Fig. 3C, 3D), con una relación NT/PT entre 3-12 (Fig. 3E). A su vez, y  $\text{CaCO}_3$  osciló entre 0,54-2,61% (Fig. 3F). Los valores para la muestra del río Guaniamo (estación 5) para las mismas variables geoquímicas fueron, 0,76% MOT, 0,06% COT, 805 mg/kg NT, 64 mg/kg PT, 0,83%  $\text{CaCO}_3$ , respectivamente (Fig. 3). Las concentraciones de metales pesados en mg/kg para el río Cuchivero, fluctuaron para los distintos elementos entre Fe (376-430) mg/kg, Mn (75-47), Cu (0,39-371)mg/kg, Ni (1,70-5,75) mg/kg, Zn (6,45-11,92) mg/kg, Cr (1,25-3,63) mg/kg, Co (0,37-1,82) mg/kg, Cd (0,11-0,31) kg, Pb (no detectado-0,22) mg/kg. La concentración de cada metal para la muestra del río Guaniamo fue de, Fe (458) mg/kg, Mn (70,67) mg/kg, Cu (2,69) mg/kg, Ni (2,62) mg/kg, Zn (9,11) mg/kg, Cr (2,33) mg/kg, Co (1,73) mg/kg, Cd (0,22) mg/kg, Pb (0,07) mg/kg, respectivamente (Fig. 4).

## DISCUSIÓN

Las características de los sedimentos de los grandes ríos de la zona sur de Venezuela están influenciados por el lecho de cuenca por la cual discurren. Los sedimentos de los ríos Cuchivero y Guaniamo mostraron distribuciones granulométricas bastantes homogéneas en todas las estaciones; sin embargo, mostraron características de tipo arenosos, tipificados en conjunto por valores promedios de 79% de arenas finas y medias, y bajos contenidos de lodos, los cuales oscilaron en promedio alrededor del 21%. Estos altos porcentajes de arenas evidencian un lavado constante de los sedimentos debido a la alta energía de las aguas de este sistema fluvial. La cuenca del Cuchivero se encuentra situada en la parte occidental del Escudo Guayanés, y discurre por la provincia estructural que recibe su mismo nombre, la cual expone extensamente rocas plutónicas, epi-meso y meso-zonales, con vestigios mucho menos voluminosos de rocas meta-volcánicas de composición predominantemente silíceas y meta-sedimentarias de disposición clásticas (COLVEÉ *et al.* 1990).

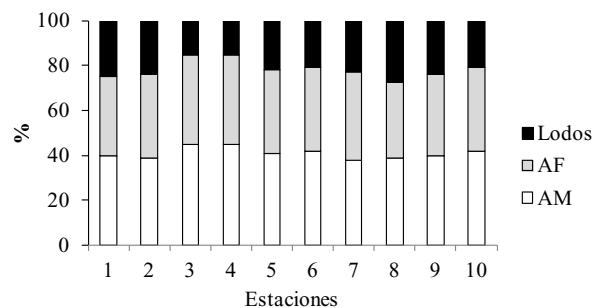


Fig. 2. Características granulométricas de los sedimentos superficiales del río Cuchivero, Venezuela.

El promedio de MOT fue 0,87% y 0,07 % de COT, respectivamente para el río Cuchivero, determinándose los más altos porcentajes en las estaciones 1 y 2. Para el río Guaniamo (estación 5), la media de concentración fue para estos parámetros, 0,76% y 0,06%, respectivamente. Al igual que en el río Cuchivero, estos valores fueron bajos en comparación con los de otros ecosistemas fluviales venezolanos. La distribución y contenido de la MOT en sedimentos depende del origen, textura, tasa de sedimentación y descomposición orgánica que presenta la fracción sedimentaria, además de las condiciones hidrográficas, hidroquímicas y biogeoquímicas del ambiente sedimentario, mientras que los afluentes aportan materia orgánica, tanto de origen biogénico como de origen antrópico, al igual, las actividades domésticas de las viviendas cercanas y los organismos planctónicos que sedimentan (SALAZAR 1989). Valores entre 1,80%-2,63% han sido reportados en sedimentos del río Orinoco (BONILLA *et al.* 1985, MÁRQUEZ *et al.* 2012). Zonas de alta contaminación de MOT son aquellas que presentan contenidos de materia orgánica total iguales o superiores al 20% (PÁEZ-OSUNA *et al.* 1986). Para este estudio, las concentraciones determinadas son inferiores a este valor.

Las concentración de NT fue alta, la media fue de 809 mg/kg en el Cuchivero detectándose los más altos valores en las estaciones aguas arriba y hacia la desembocadura del Cuchivero. En el río Guaniamo el valor fue de 804,46 mg/kg. Los asentamientos urbanos incrementan el contenido de nitrógeno por el aporte de aguas de desechos, al igual que las actividades agrícolas (DE LA LANZA & CÁCERES 1994). Este aumento puede amortiguarse por dilución cuando las características de circulación y corrientes locales lo permiten, asociado a la geomorfología y condiciones pluviales y fluviales. El

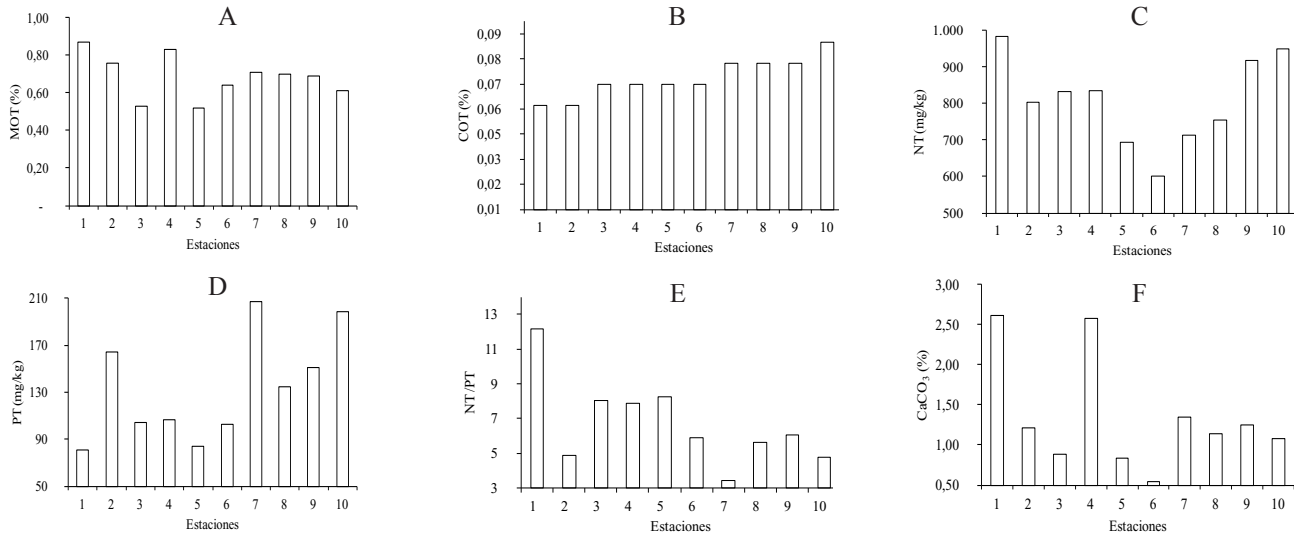


Fig. 3. Concentraciones y porcentajes de NT, PT, MOT, COT y  $\text{CaCO}_3$  en los sedimentos superficiales del río Cuchivero.

promedio de PT fue inferior a NT, con valor medio r de 130 mg/kg. La distribución fue inversa al NT con valores más bajos en las estaciones aguas arriba y en el sector medio, reflejando la mayor labilidad de PT en comparación con NT (MÁRQUEZ *et al.* 2007). En el río Guaniamo los valores de estos dos parámetros fueron inferiores a los del Cuchivero, alcanzando en promedio 804 mg/kg y 164 mg/kg, respectivamente. Los ortofosfatos pueden retirarse del agua por adsorción en sedimentos hasta en un 60%, lo que explicaría las altas concentraciones de PT en las zonas fluviales y lacustres (DE LA LANZA & CÁCERES 1994, DRUSCHE *et al.* 2005). El fósforo puede ser liberado por el carbono durante la degradación anaeróbica de la materia orgánica, quedando disponible para estimular la productividad en la superficie (INGALL & JAHNKE 1997).

Los valores de la relación NT/PT en los sedimentos de Los ríos Cuchivero y Guaniamo estuvieron controlados por las concentraciones de nitrógeno, reflejando cierto grado de fertilidad orgánica. Los más altos valores se determinaron en la estación 1 y en la estación cinco ubicada dentro del río Guaniamo. En el resto del trayecto del Cuchivero hasta la desembocadura en el Orinoco, los valores fueron menores, lo que hace suponer aportes de fósforo hacia el ecosistema. En el agua generalmente esta razón es de 15:1, en el plancton es 16:1 y para algunos organismos como las macrofitas, el desarrollo óptimo se alcanza con una relación N/P de 30:1 (MÁRQUEZ *et*

*al.* 2007). El humus terrestre de proporción de Redfield C:N:P 140:6:1 libera la mayor proporción del fósforo y nitrógeno necesitado para la producción primaria de los océanos y mares, con adicionales cantidades provenientes de la disolución y del lixiviado de los minerales, por otra parte aproximadamente 45% de nitrógeno y 30% del fósforo utilizado en la agricultura, son aprovechados por las cosechas y el resto es almacenado en el suelo (WETZEL 1981, LERMAN A & MACKENZIE 2002). La relación NT/PT da un estimado de la disponibilidad de estos nutrientes para los organismos, una relación menor que 5 se interpreta como una limitación de nitrógeno y una mayor que 10 es considerada limitación de fósforo (RINALDI *et al.* 1992). Tomando en consideración esta observación solo la estación 7, los valores son inferiores a cinco, y la estación 1 mayores a 10, por lo que de manera general en nitrógeno limita la productividad de este ecosistema.

La concentración promedio de  $\text{CaCO}_3$  fue de 1,41% y 0,83% para el río Cuchivero y Guaniamo, respectivamente. En el río Cuchivero, la distribución fue heterogénea mostrando su máximo valor en la estación 1 y en la unión con el Guaniamo, decreciendo las concentraciones aguas abajo. Por otra parte en el río Guaniamo el valor disminuyó en relación con los niveles del Cuchivero. La concentración de carbonato de calcio determinada en esta investigación, en general, fue baja debido a que su cuenca drena un lecho compuesto por rocas principalmente silíceas. También la escasez de conchas y calizas, ricas en carbonatos de calcio en

la zona, contribuyen a estos bajos valores. La concentración de  $\text{CaCO}_3$  es inferior al valor entre 0,84% y 8,11% determinado en el Orinoco Medio (MÁRQUEZ *et al.* 2012).

El promedio de metales pesados mostró un gradiente de concentración descendente en que siguieron la secuencia: Fe (410) mg/kg > Mn (63,14) mg/kg > Zn (9,01) mg/kg > Ni (3,38) mg/kg > Cu (2,21) mg/kg > Cr (2,09) mg/kg > Co (1,13) mg/kg > Cd (0,21) mg/kg > Pb (0,07) mg/kg, mientras que en el río Guaniamo fue: Fe (458) > Mn (70,67) mg/kg > Zn (9,11) mg/kg > Cu (2,69) mg/kg > Cr (2,33) mg/kg > Ni (2,22) mg/kg > Co (1,73) mg/kg > Cd (0,22) mg/kg > Pb (0,07) mg/kg respectivamente (Fig. 4). La distribución de hierro y manganeso (Fig. 4A, 4B) fue homogénea en todas las estaciones, y el promedio un tanto similares en ambos ríos, habiendo un predominio del hierro. Situación similar a estas distribuciones, se apreció en el cobre, aunque los valores más bajos se determinaron en las estaciones 4-8 ubicadas en la zona intermedia. Al igual, que el Fe, el Mn es un macroelemento abundante en la corteza terrestre que se encuentra en muchas rocas y minerales, siendo de baja toxicidad (AZAM & AHMED 2003). En ambientes acuáticos es altamente reactivo y presenta una alta capacidad de adsorción en forma de óxidos coloidales, lo cual contribuye en el comportamiento de otros elementos (MÁRQUEZ *et al.* 2010). Situación igual experimentó el níquel, cuyo valor máximo se observó en el río Cuchivero. La concentración de zinc por su parte, fue más homogénea en su distribución en comparación con cobre y níquel, El valor más alto fue detectado en la estación 6 (Fig. 4 B). Para sedimentos del sistema de ríos Tietê-Pinheiros en el estado de Sao Paulo, Brasil, la presencia de Cu ha sido asociada a los sulfuros y la materia orgánica (DA SILVA *et al.* 2002). El níquel es un elemento que puede estar presente en muchos minerales, óxidos, carbonatos y silicatos de hierro y manganeso (MOORE & RAMAMMORTHY 1984), siendo un elemento que por influencia de procesos inorgánicos, exhibe remoción desde la fase sólida suspendida en el agua y desde los sedimentos de fondo (ZHANG 1995). El Zn se encuentra en la naturaleza en forma de sulfuros, carbonatos, silicatos, óxidos y en los sistemas acuáticos se halla formando halogenuros e hidróxidos según las condiciones redox del medio (MOORE & RAMAMMORTHY 1984).

El cromo en el río Cuchivero mostró su máximo valor en la estación 10, valor que fue un tanto superior al reflejado en los sedimentos del Guaniamo. Las

concentraciones de cobalto a su vez, fueron mas altas en la estación 2 y en la desembocadura con el río Orinoco en la estación 10. El río Guaniamo reflejó valores inferiores a los apreciados en el Cuchivero (Fig. 4C). En el sedimento, las mayores concentraciones de Cr se encuentran en la forma trivalente que es menos tóxicas que la hexavalente (AISLABIE & LOUTIT 1986). El cobalto es un elemento raramente encontrado en la naturaleza en su forma elemental. Se encuentra en la corteza en un  $2,5 \times 10^{-3}$  % en peso, frecuentemente asociado con minerales de níquel (forbesita [(Ni, Co)HAsO<sub>4</sub>], siegenita [(Co, Ni)<sub>3</sub>S<sub>4</sub>], plata (yacimientos hidrotermales: hauchecornita [(Ni, Co, Bi)<sub>4</sub>(S, Sb)<sub>3</sub>]), plomo (galena PbS), cobre (carrollita [Cu(Co, Ni)<sub>2</sub>S<sub>4</sub>], junto a calcosina (Cu<sub>2</sub>S) y calcopirita (FeCuS<sub>2</sub>), penroseita [(Ni, Co, Cu)Se<sub>2</sub>], hierro (vivianita [Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>·8H<sub>2</sub>O], vallamaninita [(Ni, Cu, Co, Fe)(S, Se)<sub>2</sub>], mispíquel [FeAsS]) (MÁRQUEZ *et al.* 2010).

El plomo y cadmio que son altamente tóxicos mostraron valores alternados a través del curso del lecho del Cuchivero. Los valores de cadmio más altos que superaron los 0,25 mg/kg se detectaron en la estación 1, 6 y 8. Para el Guaniamo el valor fue similar al apreciado al de la estación 6 del Cuchivero (Fig. 4D). En tanto, los valores de plomo fueron más bajos en las estaciones aguas arriba y hacia la desembocadura del Cuchivero en donde las concentraciones fueron indecentadas. El máximo valor se apreció en la estación 7. En el río Guaniamo los valores estuvieron por debajo del límite de detección (Fig. 4D). Debido a que el mayor origen del Cd es de tipo antrópico, la presencia en el medio ambiente está bastante ligada a las actividades realizadas en el río, en las zonas aledañas a sus riberas y toda aquella actividad que de una forma u otra pueda contribuir con la incorporación al medio ambiente. En sedimentos de río Tietê-Pinheiros, Sao Paulo, Brasil, se reportó que el Cd estaba asociado en su mayoría la fracción biodisponible del sedimento (DA SILVA *et al.* 2002). El Cd puede adsorberse a las partículas en suspensión y en los sedimentos de fondo muestran afinidad con los halógenos y fosfatos (SADID 1992). La dispersión de Pb en cualquier ambiente está generalmente limitada cerca a las zonas de origen de la contaminación y junto con el cobre y el zinc son buenos indicadores de contaminación antropogénica, debido a que sus concentraciones en el medio ambiente son reflejo de las actividades humanas y fuentes industriales (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995). Las concentraciones de metales determinadas en esta investigación, tanto para el río Cuchivero como para el Guaniamo, son superiores

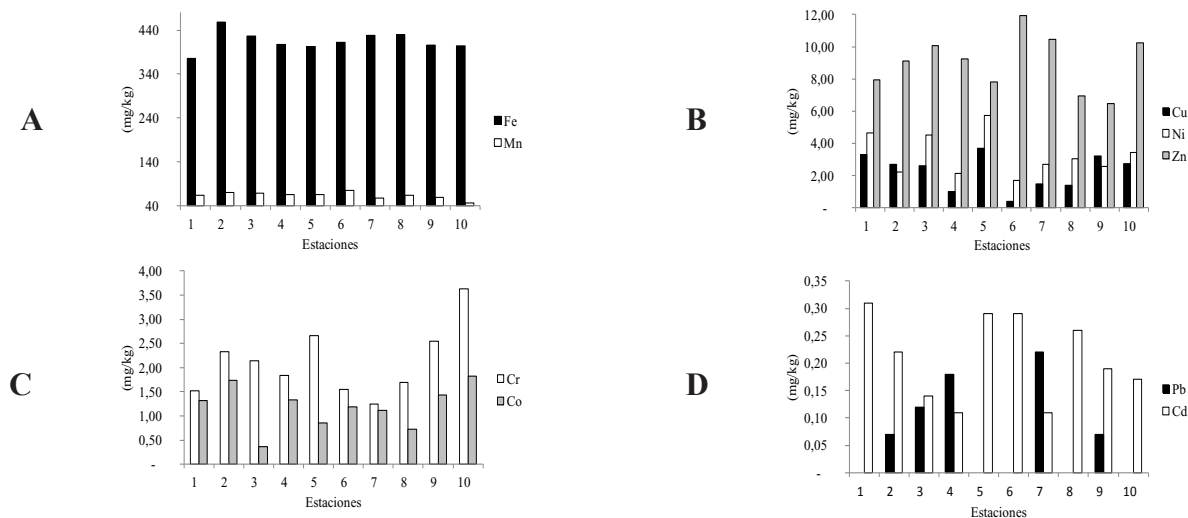


Fig. 4. Concentraciones de metales pesados totales en los sedimentos superficiales del río Cuchivero.

en hierro en comparación con otros ecosistemas fluviales como la desembocadura del río Apure sobre el Orinoco, laguna de Castellero y el Orinoco Medio, pero inferiores en valores de manganeso, cobre, níquel, cobalto, cromo y plomo. En relación a zinc son solo superiores a los de la desembocadura del río Apure, y en comparación a cadmio son comparables al de los ecosistemas antes señalados (Tabla 2). Similares comparaciones entre el ecosistema fluvial estudiado, los niveles promedios de la corteza terrestre, así como con otros ríos a nivel mundial pueden realizarse a partir de la tabla 2 (TUREKIAN & WEDEPOHL 1961, CARP 1989, TEIXEIRA *et al.* 2001, SIQUEIRA 2003, APRILE & BOUVY 2008, MUÑIZ *et al.* 2004, OLIVARES-RIEUMONT *et al.* 2005, MÁRQUEZ *et al.* 2008, MÁRQUEZ *et al.* 2012). Los intervalos de concentraciones consideradas para sedimentos contaminados van desde el orden de: Cd > 1 mg/kg; Pb > 5 mg/kg; Cu > 10 mg/kg; Ni > 10 mg/kg; Cr > 20 mg/kg > Zn 110 mg/kg mientras que para Fe y Mn son superiores a 41.000 mg/kg y 770 mg/kg, respectivamente (SALOMONS & FROSTER 1984). Si se comparan estos valores con los determinados en la presente investigación, se puede notar que los niveles para los ríos Cuchivero y Guaniamo son bajos en comparación con los niveles señalados como impactados, lo que sugiere que estos se encuentran aún lejos de presentar impactos antropogénicos, a pesar de que en zonas aledañas a sus riberas, se realizan algunas actividades mineras.

Las correlaciones derivadas y la representación gráfica del análisis de componentes principales aplicado

a los diferentes parámetros estudiados (Tablas 3-4; Fig. 5), indican que, el primer componente fue el de mayor varianza, siendo el de mayor peso para explicar la mayor variabilidad de los parámetros estudiados. En el plano ortogonal en el primer componente MOT está asociada a los lodos y Co. NT y PT no muestran asociación con la MOT, lo cual sugiere que la materia orgánica presente no es de tipo Redfield, sugiriendo origen alóctono, lo cual pudiera estar asociado a la incorporación en su mayoría desde las actividades agrícolas aledañas a sus márgenes. La inexistencia entre MOT y COT podría estar asociada a la heterogeneidad en la composición del sedimento, indicando la presencia de bajos niveles de carbono orgánico en su estructura. La pérdida de peso al someter la muestra a 540° C corresponde a H<sub>2</sub>O de humedad (105 g C) + H<sub>2</sub>O de cristalización de hidróxidos (300° C) + H<sub>2</sub>O de cristalización de arcillas (540° C) + combustión de la materia orgánica (500 - 540° C) + descomposición de carbonatos de Fe y Mg (540° C). Es por ello que probablemente haya existido pérdida de los compuestos volátiles presentes en el sedimento, generándose la relación de tipo negativa que es apreciada entre COT con la MOT y los carbonatos (MÁRQUEZ *et al.* 2005). Acorde con estas observaciones, PÁEZ-OSUNA *et al.* (1984) señalan que muestras con proporciones variables de minerales arcillosos que contienen agua estructural o interestructural pueden conducir a interpretaciones erróneas cuando las pérdidas de peso por ignición se utilizan como una medida

Tabla 2. Concentraciones de metales (mg/kg) para diferentes ríos del mundo.

Río	Fe	Mn	Cu	Ni	Co	Zn	Cr	Cd	Pb	Referencia
Promedio mundial	46700	850	45	68	....	95	90	0,30	20	(TÜREKIAN & WEDEFOHL 1961)
Río La Plata, Argentina	.....	.....	12,65	....	....	....	17,47	0,05	10,86	(CARP 1989)
Jacuí, Brasil	47, 726	0,84	0,62	0,23	0,33	0,36	0,21	.....	0,30	(TEIXEIRA <i>et al.</i> 2001)
Boca del Amazonas, Brasil	38300	600	37,5	26,70	....	110	65	.....	83	(SIQUEIRA 2003)
Rapacurá, Brasil	291,03	85,54	29,14	3,30	....	2,6	2,97	1,65	0,66	(APRILE & BOUVY 2008)
Magdalena, Colombia	35300	534,10	57,2	5,60	....	167	34,3	4,50	25,9	(GUIZA- GONZÁLEZ 2001)
Montevideo (Puerto), Uruguay	.....	.....	96,50	....	....	333	166	1,30	86	(MUÑIZ <i>et al.</i> 2004)
Laguna Castellero, Venezuela	3.770	132	.....	.....	4,70	253	.....	.....	17	(MÁRQUEZ <i>et al.</i> 2008)
Boca Río Apure, Venezuela	12,97	74,10	4,64	8,18	3,21	6,02	16,60	0,30	1,44	(MÁRQUEZ <i>et al.</i> 2010)
Orinoco Medio	56,83	271	5,77	9,35	5,37	86,02	4,48	0,15	2,56	(MÁRQUEZ <i>et al.</i> 2012)
Cuchivero	410	63	2,09	3,38	1,13	9,01	2,09	0,21	0,07	Presente investigación
Guaniamo	458	70,67	2,69	2,22	1,73	9,11	2,33	0,22	0,07	Presente investigación

Tabla 3. Componentes principales (ACP) de las variables geoquímicas, orgánicas e inorgánicas en los sedimentos superficiales del río Cuchivero, Venezuela.

	Componentes		
	1	2	3
NT	-0,01	0,36	-0,21
PT	-0,27	-0,06	-0,38
MOT	-0,28	0,27	0,22
COT	-0,12	-0,01	-0,40
CaCO <sub>3</sub>	0,25	0,30	0,07
Cd	0,20	0,21	0,29
Co	-0,20	0,20	-0,18
Ni	0,40	0,12	-0,05
Mn	0,09	-0,21	0,45
Fe	-0,15	-0,30	-0,02
Zn	-0,07	-0,35	-0,03
Pb	-0,21	-0,23	-0,06
Cu	0,30	0,25	-0,20
Cr	0,15	0,08	-0,43
AM	0,40	-0,17	-0,08
AF	0,23	-0,34	-0,15
Lodos	-0,36	0,28	0,13
% VE	27,88	22,64	19,62
% VA	27,88	50,51	70,14
% VE = porcentaje de variable explicativa			
% VA= porcentaje de variable acumulada			

del material orgánico. Es por ello que utilizar las pérdidas por ignición como una medida del material orgánico puede conducir a interpretaciones erróneas, cuando existen pequeñas diferencias en el contenido orgánico de muestras con proporciones variables de minerales arcillosos.

Igualmente Cd, Ni y Cu y en menor grado Cr están asociados a CaCO<sub>3</sub> Ni también lo hace con AM. Esto sugiere que el origen de los metales a excepción de Co, serían principalmente litogénico (Fig. 5).

Las asociaciones apreciadas en los metales con la granulometría refleja la compleja mineralogía de la cuenca. En general, la Provincia Cuchivero equivale o forma parte de la Provincia Ventuari-Tapajós, la cual ocupa una porción occidental del Cratón Amazónico y está formada por una serie de arcos magmáticos de edad 1,98-1,88 Ga y que se caracteriza por una marcada tendencia tectónica NO-SE desde los ríos Cuchivero-Ventuari hacia el río Tapajós y consiste esencialmente de rocas granitoides calcoalcalinas (TASSINARI *et al.* 2000). También hay la presencia de minerales como cuarzo, feldespatos, circón, allanita, ilmenita, ilmenorutilo, monacita, rutilo, hornblenda y biotita. En esta zona se encuentran yacimientos de bauxita, diamantes, caolín, uranio y columbita-tantalita (GAMERO *et al.* 2014).

Tabla 4. Matriz de correlación de Pearson entre las variables estudiadas en los sedimentos el río Cuchivero, generada a partir del ACP.

	NT	PT	MOT	COT	CaCO <sub>3</sub>	Cd	Co	Ni	Mn	Fe	Zn	Pb	Cu	Cr	AM	AF	Lodos
NT	1,00	0,11	0,38	0,07	0,26	-0,16	0,39	0,21	-0,54	-0,40	-0,41	-0,07	0,55	0,40	-0,14	-0,33	0,25
PT	0,11	1,00	0,00	0,63	-0,42	-0,54	0,47	-0,43	<b>-0,64</b>	0,45	0,19	0,33	-0,09	0,27	-0,42	-0,01	0,25
MOT	0,38	0,00	1,00	-0,37	0,13	0,00	0,46	-0,41	0,02	-0,15	-0,20	0,21	-0,20	-0,46	<b>-0,79</b>	-0,62	<b>0,79</b>
COT	0,07	0,63	-0,37	1,00	-0,27	-0,39	0,08	-0,14	<b>-0,77</b>	-0,04	0,02	0,03	-0,12	0,42	-0,16	-0,05	0,12
CaCO <sub>3</sub>	0,26	-0,42	0,13	-0,27	1,00	0,42	-0,10	<b>0,76</b>	-0,15	<b>-0,64</b>	-0,50	-0,24	0,62	-0,02	0,10	0,05	-0,08
Cd	-0,16	-0,54	0,00	-0,39	0,42	1,00	-0,03	0,32	0,35	-0,32	-0,27	<b>-0,85</b>	0,22	-0,08	0,24	-0,37	0,04
Co	0,39	0,47	0,46	0,08	-0,10	-0,03	1,00	-0,44	-0,40	-0,07	0,07	-0,11	0,09	0,39	-0,36	-0,31	0,37
Ni	0,21	-0,43	-0,41	-0,14	<b>0,76</b>	0,32	-0,44	1,00	-0,11	-0,42	-0,32	-0,32	<b>0,72</b>	0,25	0,61	0,36	-0,55
Mn	-0,54	<b>-0,64</b>	0,02	<b>-0,77</b>	-0,15	0,35	-0,40	-0,11	1,00	0,28	0,16	-0,01	-0,28	-0,54	0,25	0,12	-0,21
Fe	-0,40	0,45	-0,15	-0,04	<b>-0,64</b>	-0,32	-0,07	-0,42	0,28	1,00	0,18	0,33	-0,26	-0,06	-0,05	0,15	-0,05
Zn	-0,41	0,19	-0,20	0,02	-0,50	-0,27	0,07	-0,32	0,16	0,18	1,00	0,24	-0,55	-0,12	0,18	0,45	-0,33
Pb	-0,07	0,33	0,21	0,03	-0,24	<b>-0,85</b>	-0,11	-0,32	-0,01	0,33	0,24	1,00	-0,31	-0,36	-0,37	0,41	0,02
Cu	0,55	-0,09	-0,20	-0,12	0,62	0,22	0,09	<b>0,72</b>	-0,28	-0,26	-0,55	-0,31	1,00	0,55	0,43	0,19	-0,35
Cr	0,40	0,27	-0,46	0,42	-0,02	-0,08	0,39	0,25	-0,54	-0,06	-0,12	-0,36	0,55	1,00	0,48	0,17	-0,37
AM	-0,14	-0,42	<b>-0,79</b>	-0,16	0,10	0,24	-0,36	0,61	0,25	-0,05	0,18	-0,37	0,43	0,48	1,00	0,61	<b>-0,91</b>
AF	-0,33	-0,01	-0,62	-0,05	0,05	-0,37	-0,31	0,36	0,12	0,15	0,45	0,41	0,19	0,17	0,61	1,00	<b>-0,88</b>
Lodos	0,25	0,25	<b>0,79</b>	0,12	-0,08	0,04	0,37	-0,55	-0,21	-0,05	-0,33	0,02	-0,35	-0,37	<b>-0,91</b>	<b>-0,88</b>	1,00

## CONCLUSIONES

Los sedimentos del ecosistema del río Cuchivero son predominantemente de tipo arenoso con bajo contenido de lodos, MOT y el NT, siendo este último elemento el limitante para la producción primaria, controlando la relación NT/PT, la cual evidencia cierto grado de fertilización, especialmente aguas arriba en donde

la relación es superior a 10. La poca asociación de NT y PT con la MOT sugiere orígenes alóctonos de estos elementos, lo cual pudiera estar asociado a la incorporación en su mayoría desde las actividades agrícolas aledañas a sus márgenes. Metales como Cr, Cd, Mn y Ni están asociados a las arenas y carbonatos, lo que sugiere un origen litogénico, mientras que Zn, Fe y Pb se asocian entre sí, indicando orígenes similares y diferentes a los elementos antes señalados. No existen evidencias de impactos antropogénicos, debido a que niveles de MOT y de metales pesados son bajos y considerados como valores naturales.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AI SLABIE, J. & M. LOUITT. 1986. Accumulation of Cr (III) by bacteria isolated from polluted sediments. *Mar. Envir. Res.* 20: 221-232.
- ALLAN, J. D. & A. S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bio. Sci.* 16: 33- 43.

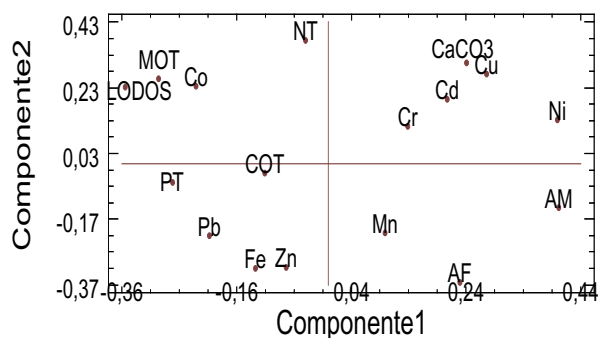


Fig. 5. Representación gráfica de las asociaciones de las variables geoquímicas de los sedimentos del río Cuchivero, para los primeros componentes principales.

- APRILE, F. & M. BOUVY. 2008. Distribution and enrichment of heavy metals in sediments at the Tapacurá river basin, northeastern Brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 12 (1):1-8.
- GÜIZA GONZÁLEZ, S. 2001. *Compilación y análisis de datos geoquímicos de metales traza en algunas zonas del río Magdalena (Colombia)*. Informe técnico INGEOMINAS, Colombia. 59pp.
- GONZÁLEZ, A., A. MÁRQUEZ & K. CHUNG. 2000. Hierro y cobre en *Plagioscion squamosissimus* (Pisces: Sciaenidae) del río Orinoco, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 207-213
- AZAM, M. & Y. AHMED. 2003. Trace metals in littoral sediments from the North East Coast of the Bay Bengal along the ship breaking area. *Chittagong, Bangladesh. J. Biol. Csi.* 3(11): 1050-1057.
- BONILLA, J., Y. POYER. & B. GAMBOA. 1985. Características geoquímicas en núcleos de sedimentos de la Región Nororiental y Río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 24 (1-2): 43-61.
- CARP 1989. *Estudios para la Evaluación de la Contaminación del Río de la Plata*. CARP-Servicio de hidrografía naval (Argentina)-servicio oceanográfico, hidrográfico y meteorológico de la armada (Uruguay). Informe de avance. Buenos Aires-Montevideo. 42 pp.
- COLVEÉ, P., E. SZEZERBAN. & S. TALUKDAR. 1990. *Estudio y consideraciones geológicas sobre la cuenca del río Caura*. En: El río Orinoco como ecosistema. Weibezahn F., Alvarez H., Lewis Jr. W (Eds). Caracas, Venezuela. 430 pp.
- DA SILVA, I., G. ABATE, J. LICHTIG. & J. MASINI. 2002. Heavy metals distribution in recent sediments of the Tietê-Pinheiros River System in São Paulo State, Brazil. *Appl. Geochem.* 17: 105-116.
- DE LA LANZA, G. & C. CÁCERES. 1994. *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur (Eds). México. 497 pp.
- DRUSCHEL, G., A. HARTMANN, R. LOMONA. & K. OLDRID. 2005. *Determination of sediment phosphorus concentrations in St. Albans Bay, Lake Champlain: Assessment of internal loading and seasonal variations of phosphorus sediment-water column cycling*. Vermont Agency of Natural Resources 103 South Main St. Waterbury, Vermont. USA. 71pp.
- GAMERO, A., M. REVETI, Y. JIMÉNEZ, R. RODRÍGUEZ, F. ANGULO, R. HURTADO. & A. ABRISQUETA. 2014. Caracterización geoquímica de minerales pesados recolectados en la zona nor-occidental del estado Bolívar. *Rev. Fac. Ing. U.C.V.* 29 (4): 25-40.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. Geochem. Explor.* (1-2): 183-192.
- DÍAZ, G. 2011. El río Cuchivero. EN: [HTTP://WWW.BUENASTAREAS.COM/ENSAYOS/RIO-CUCHIVERO/1749357.HTML](http://www.buenastareas.com/ensayos/RIO-CUCHIVERO/1749357.html). Fecha de consulta. 13/6/2015.
- INGALL, E. & H. JAHNKE. 1997. Influence of water column anoxia on the elemental fractionation of carbon and phosphorus during sediment diagenesis. *Mar. Geol.* 139: 212-229.
- LERMAN, A, F. MACKENZIE. & L. VER. 2002. Nitrogen and phosphorus controls of the carbon. *J. Of. Conf. Abst.* 5 (2): 638.
- LEWIS, B. & W. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended particulate trace metals fractionation in the Black Sea. *Mar. Chem.* 40: 105-141.
- MACHADO-ALLISON, A., B. CHERNOFF, F. PROVENZANO, P. WÜTINK, A. MARCANO, P. PETRY. & B. SIDLAUSKAS. 2004. Identificación de áreas prioritarias de conservación en la cuenca del río Caura, estado Bolívar, Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 22 (3-4): 37-65.
- MARCHETTI, R. & R. VIVIANI. 1992 (Eds.) *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier science publications. 457-470 pp.
- MÁRQUEZ, A., O. GARCÍA, W. SENIOR, G. MARTÍNEZ. & Á. GONZÁLEZ. 2012. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales del Orinoco Medio, Venezuela. *Ciencias* 20 (1): 60-73.

- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, W. SENIOR. & A. GONZÁLEZ. 2010. Metales pesados en las aguas superficiales y sedimentos del río Apure en su confluencia con el río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 49 (1): 3-16.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA. & A. GONZÁLEZ. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castillero, Venezuela. *Rev. Cien. FCV-LUZ.* 18 (2): 1 – 13.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & Á. GONZÁLEZ. 2007. Concentraciones de nitrógeno y fósforo en sedimentos recientes de la laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 46 (2): 133-141.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ. & Á. GONZÁLEZ. 2009. Metales totales y biodisponibles en sedimentos recientes de la laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Ciencia* 17(1): 87 – 97.
- MÁRQUEZ, A., J. BONILLA, G. MARTÍNEZ, W. SENIOR, J. CASTAÑEDA, D. AGUILERA & A. GONZÁLEZ. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del litoral nororiental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 44 (2): 89-103.
- MOORE, J. & S. RAMAMMORTHY. 1984. *Heavy metal in natural waters.* Pergamon Press. Gran Bretaña. 268 pp.
- MORANTES, J, C. YANES, T. TOSIANI, A. RAMÍREZ. & S. MARRERO. Valores de línea base de algunos elementos mayoritarios y traza en las aguas del río Cuyuní, Estado Bolívar, Venezuela. *Cod. Geol. Venez.* 1998. En: <http://www.pdvsa.com/lexico/posters/jm9801.htm>. 13/6/2015.
- MUÑOZ, P, E. DANULA, B. YANNICELLI, J. GARCÍA-ALONSO, G. MEDINA. & M. BICEGO. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environ. Inter.* 29: 1019-1028.
- MURPHY, J & J. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta* 12: 162-170.
- OKUDA, T. 1964. Some problems for the determination of organic carbon in marine sediments. *Bol. Inst. Oceanogr.* 3 (1 &2) 106-117.
- OLIVARES-RIEUMONT, S., D. DE LA ROSA, L. LIMA, D. GRAHAM, K. ALESSANDRO, J. BORROTO, F. MARTÍNEZ. & J. SÁNCHEZ. 2005. Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments - Havana City, Cuba. *Water Res.* 39 (16): 3945-3953.
- PÁEZ-OSUNA, F, A. BOTELLO. & S. VILLANUEVA. 1986. Heavy metals in Coatzacoalcos estuary and Ostion Lagoon, México. *Mar. Poll. Bull.* 34(2): 123-128.
- PAEZ-OSUNA, F., M. FONG-LEE & H. FERNÁNDEZ-PÉREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol.* UNAM. México. 11 (1): 257-264.
- RINALDI, A., G. MONTANARI, A. GHETTI, C. FERRARI. & A. FERRARI. 1992. *Marine coastal eutrophication. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon.* Elsevier Science Publications. New York, USA. 56 pp.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D., L. ROMERO, J. CORONE. & A. AMARO. 2007. Caracterización preliminar de los ambientes fluviales en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Mem. Fund. La Salle de Cien. Nat.* 166: 59-79.
- SADID, M. 1992. *Toxic metal chemistry in marine environments.* Pergamon. MerceL Dekker, Inc. New Cork, USA. 390 pp.
- SALAZAR, J. 1989. Condiciones Hidrogeoquímicas de la Región Estuarina-Deltaica del Orinoco Durante el Mes de Noviembre de 1985. Trabajo de grado de M.Sc. en Ciencias Marinas. Inst. Oceanogr. de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 128 pp.
- SALOMONS, W. & U. FROSTER. 1984. *Metals in the Hydrocycle.* Springer-Verlag, New York (USA)-Berlin (Germany). 349 pp.
- SIQUEIRA, G. 2003. Study of heavy metals levels and other elements in surface sediments at the Santos Estuarine System and Shelf Coastal of the Amazon. Trab. Grad. PhD, Univ. São Paulo, Brasil. 386 pp.

- TASSINARI, G., S. BETTENCOURT, C. GERALDES, B. MACAMBRIA. & M. LAFON. 2000. The Amazonian Craton. En: *Tectonic Evolution of South America. Brazil. Pub. Esp. 31. Int. Geol. Cong.* 41-95 pp.
- TEIXEIRA, E., L. ORTIZ, M. ALVES. & J. SÁNCHEZ. 2001. Distribution of selected heavy metal in fluvial sediments of the coal mining region of Baixo, Jacú, RS, Brazil. *Environ. Geol.* 41: 145-154.
- TUREKIAN, K. & K. WEDEPOHL. 1961. Distribution of the element in some major units of the earth crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72: 175-192
- VALDERRAMA, J. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.
- VOGEL, A. 1960. Química analítica cuantitativa. Vol 1. Editorial Kapelusz, S.A. Buenos Aires, Argentina. 811 pp.
- WETZEL, R. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona-España, 379 pp.
- YANES, C. 1997. Estudio geoquímico regional de los ríos del Escudo de Guayana. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias y Facultad de Ingeniería, Escuela de Geología, Minas y Geofísica, U.C.V, Venezuela 313 pp.
- ZHANG, J. 1995. Geochemistry of trace metals from Chinese rivers/estuary systems. *Estuar. Coast. Sci.* 41: 631-658.

RECIBIDO: Noviembre 2015

ACEPTADO: Abril 2016

## CARACTERÍSTICAS GEOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA LAGUNA LA RESTINGA, ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA.

JUAN VELÁSQUEZ<sup>1</sup>, ARÍSTIDE MÁRQUEZ<sup>2</sup>, IVIS FERMÍN<sup>2</sup>, FABIOLA LÓPEZ<sup>3</sup>, DEUDEDIT HERNÁNDEZ<sup>2</sup> & WILLIAM SENIOR<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>*Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Cumaná, Venezuela.*

<sup>1</sup>*e-mail: velasquez.juanma@gmail.com.*

<sup>2</sup>*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Cumaná, Venezuela.*

<sup>3</sup>*Departamento de Acuicultura, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Boca del Río, Venezuela.*

**RESUMEN:** Esta investigación tuvo como objetivo evaluar algunos parámetros geoquímicos de los sedimentos superficiales de la laguna costera La Restinga, ubicada en la Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela. Utilizando metodología clásica para estudios geoquímicos, se analizó la composición granulométrica y textura del sedimento, porcentaje de carbono orgánico y materia orgánica total, así como, carbonato de calcio. Adicionalmente, se determinaron las concentraciones de nitrógeno total, fósforo total e hidrocarburos alifáticos. Los resultados mostraron que en la laguna La Restinga predominó la textura sedimentaria arenosa, por encima de la areno-limosa y areno-arcillosa. Los porcentajes de carbono orgánico total, materia orgánica total y carbonato de calcio variaron respectivamente de la siguiente manera: 1,70-25,53%, 2,93-44,01% y 11,10-82,10%. Se determinaron concentraciones de 282,10-1571,80 mg kg<sup>-1</sup> en nitrógeno total, 419,50-2033,70 mg kg<sup>-1</sup> en fósforo total y 5,64-63,18 mg kg<sup>-1</sup> para hidrocarburos alifáticos. La materia orgánica total en la laguna La Restinga se distribuyó en función de las partículas finas del sedimento y la presencia de manglares; a su vez el carbonato de calcio estuvo asociado principalmente a los aportes de organismos con concha calcárea. Los bajos valores de la relación NT/PT (menores a 5), sugieren limitación del nitrógeno en el ecosistema, y un enriquecimiento natural o antrópico de fósforo en el sedimento. Los niveles de los hidrocarburos alifáticos determinados no son considerados como niveles contaminantes de acuerdo a lo establecido por CARIPOL (1980), salvo en el extremo oriental del cuerpo principal de la laguna. De acuerdo a lo planteado en este estudio, se puede inferir que la laguna La Restinga presenta síntomas de degradación, producto de la intervención del hombre en el ecosistema.

Palabras claves: La Restinga, laguna costera, sedimentos, materia orgánica.

**ABSTRACT:** This research aims to evaluate some chemical parameters of surface sediments of La Restinga coastal lagoon, located in Margarita Island, Nueva Esparta State, Venezuela. Using classical methodology for geochemical studies, grain size and texture of sediment percentage of organic carbon and total organic matter, as well as calcium carbonate were analyzed. Additionally, the concentrations of total nitrogen, total phosphorus and aliphatic hydrocarbons were determined. The results showed that in La Restinga lagoon sedimentary sandy texture dominate above sandy-loam and sandy-clay. The percentages of total organic carbon, total organic matter and calcium carbonate respectively varied as follows: 1.70-25.53%, 11.10-82.10% and 2.93-44.01%. Concentrations of 282.10-1571.80 mg kg<sup>-1</sup> in total nitrogen, 419.50-2033.70 mg kg<sup>-1</sup> in total phosphorus and 5.65-63.18 mg kg<sup>-1</sup> for aliphatic hydrocarbons were determined. The total organic matter in the lagoon La Restinga is distributed based on the fine particles of sediment and the presence of mangroves, in turn calcium carbonate, was associated mainly to contributions from organisms with calcareous shell. The low values of the ratio NT/PT (under 5) suggest limitation of nitrogen in the ecosystem, and natural or anthropogenic enrichment of phosphorus in the sediment. The levels found of certain aliphatic hydrocarbons, are not considered as contamination levels as established by CARIPOL (1980), except in the eastern end of the main body of the lagoon. According to the points made in this study, we can infer that La Restinga Lagoon showed symptoms of degradation product of human intervention in the ecosystem.

Key words: La Restinga, coastal lagoon, sediments, organic matter.

### INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas acuáticos, los sedimentos representan el depósito final de muchas sustancias provenientes de la corteza terrestre y de la atmósfera,

las cuales dependiendo de su naturaleza y concentración pueden influenciar el comportamiento de las comunidades biológicas existentes. En general, los sedimentos funcionan como una matriz integradora de todas las aportaciones orgánicas e inorgánicas que suceden (ALAGARSAMY 2006).

Además, los sedimentos pueden constituir una fuente potencial de elementos nutritivos para la biota, ya que los procesos microbianos degradan la materia orgánica que se ha depositado en los sedimentos, enriqueciendo de ese modo, las aguas intersticiales con formas solubles de nitrógeno y fósforo, que luego se transportan a las aguas sobrenadantes por procesos físicos, químicos y biológicos, reintegrando a la columna de agua el fósforo y el nitrógeno necesarios para la producción primaria (VALDÉS & REAL 1997). Por otro lado, el contenido de material biogénico en el sedimento (expresado como materia orgánica o carbono orgánico total) puede ser utilizado como un indicador de la producción media de un lugar, y la acumulación de ésta en el fondo, permite obtener una idea de la biomasa generada en un cuerpo de agua (AHUMADA *et al.* 1996). De forma similar, los carbonatos tienen mucha importancia, porque caracterizan y determinan la actividad biogénica prevaleciente. En ambientes marinos, por otra parte, los hidrocarburos alifáticos constituyen otra fracción importante de los sedimentos superficiales; en general, comprenden mezclas complejas en las que están presentes hidrocarburos tanto autóctonos, por causa biogénica, como alóctonos, de naturaleza petrogénica, que desde la columna de agua llegan al fondo, donde pueden ser alterados o bien unirse con los allí sintetizados mediante procesos bioquímicos bentónicos (BLANCO *et al.* 2006).

Las primeras descripciones de la textura sedimentaria y condiciones geológicas y morfológicas de la laguna La Restinga y su cuenca fueron realizadas por ZARZOZA (1974), seguidamente, MONENTE (1978) en un estudio fisicoquímico de la laguna, hace alusión al tamaño del grano, apariencia y distribución de los sedimentos. Investigaciones que hicieron énfasis en las condiciones sedimentológicas del cuerpo lagunar, relacionando la distribución de la textura, materia orgánica y carbonatos con la velocidad de las corrientes de fondo, fueron realizadas en sedimentos recolectados en febrero de 1994 (SALAZAR *et al.* 2003). Otros estudios sobre la distribución espacial del carbono, nitrógeno y azufre en la fracción limo-arcilla de los sedimentos colectados en abril y septiembre de 2008, en varias zonas de la Isla de Margarita, entre ellas la laguna La Restinga fueron efectuados por VELÁSQUEZ (2013). Investigaciones más recientes determinaron en sedimentos de diciembre de 2010 que en la granulometría de La Restinga, continuaba la predominancia de las arenas y limos; estando la

materia orgánica y los carbonatos asociados al tamaño del grano (MENDOZA 2012).

El objetivo de esta investigación fue actualizar los estudios geoquímicos para verificar las condiciones ambientales de los sedimentos de la laguna La Restinga. Esto proporcionará datos actuales sobre la calidad de sus sedimentos, que posteriormente permitirán establecer políticas adecuadas para la preservación de tan valioso ecosistema.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La laguna La Restinga se encuentra localizada en el sureste del Mar Caribe entre 10° 58' 15" y 11° 05' 22" de latitud norte, y entre 64° 01' 32" y 64° 17' 09" de longitud oeste (SALAZAR *et al.* 2003). Fue declarada en 1974 como Parque Nacional según Decreto N° 1591 (REPÚBLICA DE VENEZUELA 1974); presenta gran diversidad de flora, fauna y elementos paisajísticos. Es una laguna costera ubicada en el istmo que conecta a la península de Macanao con el sector oriental de la Isla de Margarita (Fig. 1), con un área de aproximadamente 30 km<sup>2</sup> y una profundidad máxima de 5,6 m en el canal de entrada, la cual va disminuyendo a medida que se penetra en ella (GÓMEZ 1991). Posee forma triangular y una configuración bastante compleja, ya que tiene sublagunas, caños, canales y formaciones de mangle intercomunicadas entre sí. Está separada del mar, por el norte, mediante una barra arenosa o restinga de 23,5 km de longitud y una anchura superior a 50 m. La comunicación entre la laguna y el mar se efectúa mediante un canal de 800 m de longitud y entre 200 y 300 m de anchura, situada al sur, en las cercanías del pueblo de Boca de Río, y a través de filtraciones de la barra arenosa. Cuenta con un clima árido cálido, por lo que su vegetación es xerófila. No tiene aportes regulares de agua dulce, recibiendo esporádicamente el agua de las quebradas que en ella desembocan y que permanecen secas la mayor parte del año (RAMÍREZ 1996).

### Recolección y almacenamiento de los sedimentos

Utilizando una draga modelo Eckman de 0,02 m<sup>2</sup> de área, se recolectaron muestras de sedimentos superficiales en 13 estaciones localizadas en el cuerpo principal de la laguna La Restinga, incluyéndose el canal de entrada (Fig. 1), en diciembre de 2010. Las estaciones de muestreo fueron geo-referenciadas con un sistema de posicionamiento global (GPS, Marca Garmin). Las muestras fueron almacenadas en bolsas de polietileno

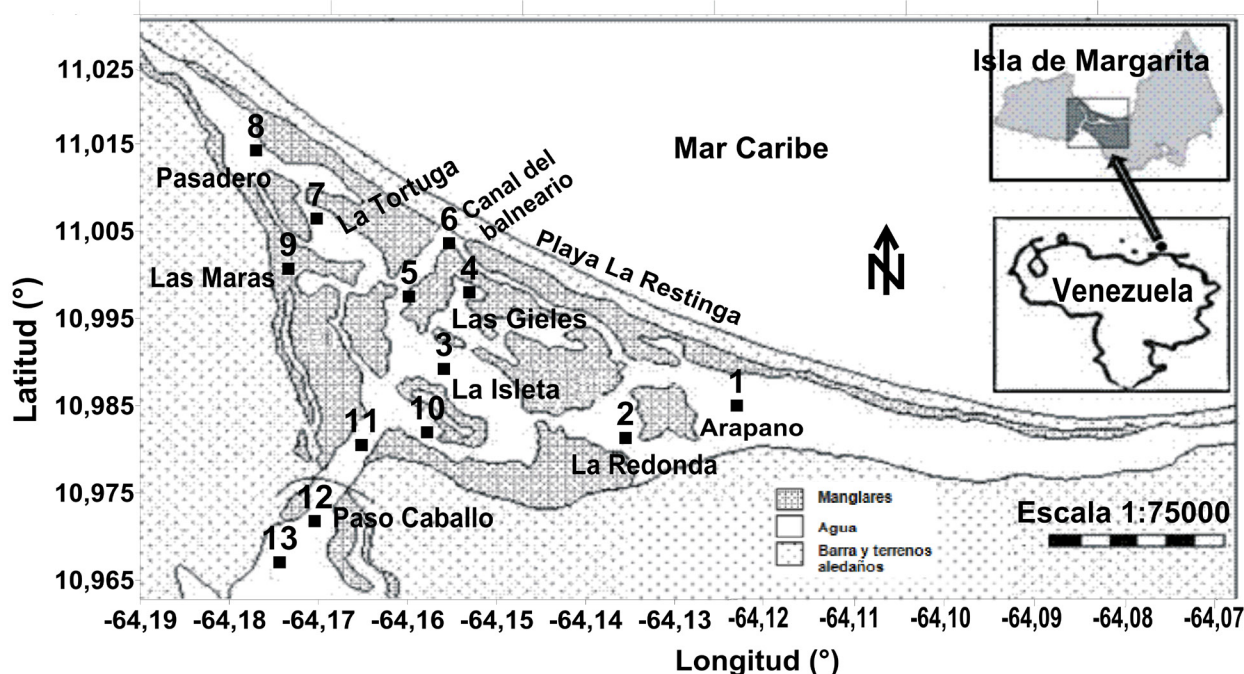


Fig. 1. Área de estudio y localización geográfica de las estaciones de muestreo (mapa tomado de SALAZAR *et al.* 2003).

previamente rotuladas, y refrigeradas a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ , hasta su procesamiento y análisis en los laboratorios del Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente.

En el laboratorio, las muestras fueron descongeladas y divididas en tres porciones, una de las cuales fue secada en una estufa a  $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ , para luego ser pulverizada en un mortero de porcelana, y conseguir así un polvo fino, que se conservó en envases limpios de polietileno herméticamente cerrados, con el cual se efectuaron las determinaciones analíticas propuestas. La segunda fracción de las muestras se secó a temperatura ambiente, para realizar el respectivo análisis granulométrico. Finalmente, una tercera fracción de sedimentos se mantuvo húmeda (bajo refrigeración), para la cuantificación de los hidrocarburos alifáticos.

#### Análisis de las muestras

##### Composición granulométrica de los sedimentos

Se tomaron 50 g de sedimento secado a temperatura ambiente previamente pasados por un tamiz de 2 mm de espesor. La cantidad pesada de sedimento se colocó en una copa batidora junto a 10 ml de una solución dispersante de hexametáfosfato de sodio al 5% ( $\text{Na}_6\text{O}_{43}\text{P}_{14}$ ;

comercialmente denominado calgón) y 300 ml de agua destilada, agitándose durante 5 min, y dejando reposar por alrededor de 20 s, para luego transferir la mezcla resultante a un cilindro graduado de 1 l, lavando con agua hasta completar la capacidad del matraz. Seguidamente, el contenido se agitó vigorosamente durante un minuto para homogeneizarlo, momento en el cual fueron introducidos el densímetro de Bouyoucos (escala de  $-5$  hasta  $60\text{ g l}^{-1}$ ) y el termómetro. A los 40 s y a los 120 min se tomaron lecturas de temperatura y densidad de la suspensión. Los porcentajes de las fracciones sedimentarias se calcularon por medio de la introducción de los datos experimentales en las ecuaciones señaladas por PRIMO & CARRASCO (1973). La textura de los sedimentos se determinó según el triángulo modificado por SHEPPARD (1954).

##### Carbono orgánico total (COT) y materia orgánica total (MOT)

El carbono orgánico total se determinó mediante el método de combustión húmeda propuesto por WALKLEY & BLACK (1934) y mejorado por HEANES (1984). Se pesaron aproximadamente 0,02 g de sedimento seco en tubos de ensayo con tapas herméticas, a los cuales se les adicionaron 5 ml del reactivo oxidante (ácido sulfocrómico  $0,5\text{ mol l}^{-1}$ ), para luego digerir en un autoclave a  $270\text{ }^{\circ}\text{C}$

por 40 min, entre 15 y 20 psi de presión, dejándose enfriar posteriormente. Seguidamente, se centrifugaron las soluciones digeridas a 5000 RPM por 5 min, y los extractos obtenidos se diluyeron a 25 ml con agua desionizada. Finalmente, cada extracto diluido se transfirió a una celda, leyendo su absorbancia en un espectrofotómetro UV-Visible Genesys-8, Thermo Spectronic, a la longitud de onda de 590 nm (máximo de absorbancia del complejo de cromo formado). La curva de calibración se preparó a partir de una solución de biftalato de potasio ( $\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$ ).

El contenido de materia orgánica total se determinó multiplicando el porcentaje de carbono orgánico total obtenido por el factor convencional de Van Bemmelen: 1,724, en virtud de que la materia orgánica contiene en promedio 58% de carbono.

#### Carbonatos

El método utilizado consistió en una titulación por retroceso (VOGEL 1960). Se pesó aproximadamente 0,10 g de sedimento previamente calcinado a 450 °C, para la eliminación de los ácidos húmicos y fúlvicos. Inmediatamente, se añadieron 12,5 ml de solución de HCl 0,50 mol l<sup>-1</sup>, agitándose por un lapso de 12 h con la ayuda de un agitador mecánico, para luego centrifugar y separar el extracto. Finalmente, el extracto se tituló con una solución estandarizada de NaOH 0,50 mol l<sup>-1</sup> hasta el punto final, el cual fue visualizado por la utilización de fenolftaleína como indicador.

#### Nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT)

Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total se determinaron por el método propuesto por VALDERRAMA (1981). En el procedimiento, se colocaron aproximadamente 0,035 g de sedimento seco, 50 ml de agua desionizada y 3 ml del agente oxidante (persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio 1 mol l<sup>-1</sup> en una proporción 6:4:3,5), en botellas de vidrio con tapas herméticas. Las botellas se cerraron para someterlas a digestión en un autoclave durante media hora a 15 psi de presión y a 270 °C. La solución sobrenadante se decantó a erlenmeyers para el posterior análisis de los fosfatos y los nitratos presentes en la solución (VALDERRAMA 1981). Las curvas de calibración para el fósforo total y nitrógeno total, se prepararon empleando fosfato de potasio monobásico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) y glicina ( $\text{C}_2\text{H}_5\text{NO}_2$ ), respectivamente.

La cuantificación del fósforo se realizó según el método colorimétrico de MURPHY & RILEY (1962), en

el cual se agregaron 2,50 ml del reactivo de MURPHY & RILEY ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  5 mol l<sup>-1</sup>, heptamolibdato de amonio, oxitartrato de potasio y antimonio, ácido ascórbico en una proporción de 2:5:2:1) a 25 ml de solución digestada. Al compuesto soluble de azul de molibdeno formado, se le fue medida la absorbancia en un espectrofotómetro UV-Visible Genesys-8, Thermo Spectronic, a la longitud de onda de 885 nm.

Para determinar el contenido de nitrógeno se tomó una alícuota de 2 ml de solución digestada y se hizo pasar por un autoanalizador modelo Autoanalyzer II Technicon. En el equipo el ion nitrato se reduce a ion nitrito, cuyas concentraciones se determinaron, y a partir de éstas, se calculó estequiométricamente el contenido total de nitrógeno en las muestras. Para el nitrógeno total, la precisión del método oscila alrededor del 4% y la del fósforo alcanza 0,20% (MÁRQUEZ *et al.* 2007).

#### Hidrocarburos alifáticos (HCA)

El análisis se basó en la técnica de extracción propuesta por CARIPOL (1980). Se pesaron de 10 a 13 g de sedimento húmedo en un cilindro con reflujo, luego se añadió 80 ml de metanol y 2 pastillas de hidróxido de potasio, y se dejó en reflujo durante 90 min. La solución sobrenadante se decantó a un embudo de separación, para obtener la fase orgánica se adicionaron 40 ml de hexano. Posteriormente, se evaporó el hexano del extracto por medio de un rotaevaporador. Para purificar y separar los hidrocarburos alifáticos, las muestras se hicieron pasar a través de pipetas Pasteur empacadas con alúmina activada, usando como eluente pequeñas porciones de hexano. La fracción purificada se recogió en un vial, dejándose evaporar el solvente a temperatura ambiente. Para cuantificar los hidrocarburos alifáticos se añadieron a cada vial 4 ml de tetracloruro de carbono, y se trasvasó a una celda para medir a la longitud de onda específica de detección del enlace C-H ( $2930\text{ cm}^{-1}$ ), en un espectrofotómetro de infrarrojo Buck Scientific.

Para verificar la eficiencia y precisión del método empleado en la determinación de hidrocarburos alifáticos, se realizaron pruebas por quintuplicado de una muestra de sedimento tomada al azar (estación 12 de la laguna La Restinga). Los resultados del análisis (Tabla 1), muestran una buena reproducibilidad del método.

Tabla 1. Análisis de precisión para la extracción de los hidrocarburos alifáticos.

Muestra	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> )
1	8,52
2	8,44
3	8,43
4	8,49
5	8,50
<b>Promedio</b>	8,48
<b>D.E.</b>	0,04
<b>C.V. (%)</b>	0,47

### Análisis estadístico de los resultados

Se aplicaron las pruebas estadísticas del análisis de varianza multifactorial (ANOVA) para la comparación entre estaciones, análisis de conglomerados para establecer los grados de asociación existentes entre las estaciones de muestreo con respecto a la granulometría del sedimento, y correlación de Pearson para identificar asociaciones entre las distintas variables geoquímicas estudiadas. Esto se realizó a través del paquete estadístico Statgraphics Plus 5.1.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Granulometría y textura de los sedimentos

De manera general, se apreciaron altos porcentajes de arena en toda la laguna La Restinga, oscilando los valores entre 68,77% (estación 4) y 98,94% (estación 13), (Tabla 2). Aunque en todo el medio lagunar las arenas están ampliamente distribuidas, éstas se acumulan principalmente en la región marina adyacente al cuerpo lagunar y canal de entrada, asimismo, en el extremo occidental (Pasadero) y oriental del cuerpo principal de la laguna (Fig. 2A), este último, comprende parte de la zona de Arapano y todo el sector de La Redonda. En una sublaguna de la región central denominada Las Gieles, canal del balneario, zonas circundantes a la isleta del sector central (estaciones 3 y 10), tramo inicial del canal de entrada (Paso Caballo) y sublagunas occidentales (La Tortuga y Las Maras), los porcentajes de arena experimentaron un descenso, relacionado con un aumento gradual en las fracciones limosas (Fig. 2B). Los porcentajes de limos estuvieron comprendidos entre 0,71% en la estación 13, y 22,70% en la estación 4 (Tabla 2); a su vez las arcillas reflejaron una mínima de 0,35%

(estación 13) y un máximo de 15,92% (estación 7) (Tabla 2). Este tipo de partícula se concentró mayoritariamente en las sublagunas occidentales del ecosistema (Fig. 2C). El predominio de las arenas en este ambiente, denota que la zona es de alta energía. En las lagunetas del sector central las corrientes son más débiles, por lo que se facilita la deposición de las partículas más finas. En cambio, en los canales y boca de la laguna no pueden depositarse los granos más pequeños, porque intervienen corrientes más fuertes.

El análisis estadístico de conglomerados respecto a la composición granulométrica de las estaciones (Fig. 2D), evidencian la presencia de cuatro grupos principales. El primer grupo está conformado por dos subgrupos, uno conformado por las estaciones orientales del cuerpo principal de la laguna (estaciones 1 y 2), y la estación ubicada en las afueras de La Restinga (estación 13), en donde, los sedimentos están compuestos en su mayoría por arenas. Un segundo grupo está constituido por las estaciones del sector central (estaciones 3 y 10), extremo occidental (estación 8) y tramo final del canal de entrada (estación 11). Este último subgrupo presenta también altos porcentajes de arena.

En el segundo grupo principal se incluyen dos subgrupos. El primero formado por las estaciones ubicadas en la sublaguna de la región central (estaciones 4 y 5), y el canal de desembarco de un balneario de playa La Restinga (estación 6), así como por la estación 12 localizada al inicio del canal de entrada. Estos puntos se caracterizan por tener porcentajes moderados de fracciones limosas y arcillosas. El segundo subgrupo lo constituyen las estaciones de las sublagunas occidentales, en las cuales se encuentran los mayores porcentajes de arcillas del ecosistema (estaciones 7 y 9). A pesar de estas distribuciones, el ANOVA ( $\alpha=0,05$ ) no indicó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones, con respecto a los porcentajes de arenas (0,59;  $p>0,05$ ), limos (0,21;  $p>0,05$ ), y arcillas (0,84;  $p>0,05$ ).

Los sedimentos de la laguna La Restinga pueden ser clasificados básicamente como arenosos (Fig. 3). No obstante, en ciertas zonas existen variantes, como en una sublaguna central (Las Gieles) y en un sector adyacente al canal de entrada y a una isleta (estación 10), donde los sedimentos presentaron una textura areno-limosa. Igualmente, los sedimentos de una sublaguna del oeste

Tabla 2. Porcentajes (%) de arenas, limos, arcillas, carbono orgánico total (COT), materia orgánica total (MOT) y carbonatos de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

Estación	arenas	limos	arcillas	Textura	COT	MOT	Carbonatos
1	98,30	1,25	0,45	Arenosa	5,09	8,78	37,40
2	96,08	2,00	1,92	Arenosa	4,79	8,26	64,40
3	76,08	18,00	5,92	Arenosa	4,15	7,15	79,10
4	68,77	22,70	8,53	Areno limosa	25,53	44,01	16,80
5	70,53	22,21	7,26	Areno limosa	23,40	40,34	19,10
6	75,67	17,40	6,93	Arenosa	18,79	32,39	62,00
7	74,45	9,63	15,92	Areno arcillosa	11,99	20,67	17,40
8	94,79	3,24	1,97	Arenosa	3,64	6,28	82,10
9	76,80	11,28	11,92	Arenosa	11,44	19,72	15,70
10	72,80	17,28	9,92	Areno limosa	7,39	12,74	58,40
11	93,17	4,52	2,31	Arenosa	5,71	9,84	59,00
12	77,15	16,93	5,92	Arenosa	2,17	3,74	11,10
13	98,94	0,71	0,35	Arenosa	1,70	2,93	31,30
<b>Mínimo</b>	68,77	0,71	0,35	-	1,70	2,93	11,10
<b>Máximo</b>	98,94	22,70	15,92	-	25,53	44,01	82,10

resultaron ser areno-arcillosos (estación 7). Los patrones de distribución obtenidos conservan similitud con los reportes de ZARZOSA (1974) y MENDOZA (2012), para la misma zona de estudio.

SALAZAR *et al.* (2003) reportaron resultados similares para esta laguna, e indicaron, que en el área marina cercana a la entrada del ecosistema, y en los canales de comunicación entre lagunetas, existen acumulaciones importantes de grava o arena. Sin embargo, en esta última investigación se señala que en toda la región occidental y oriental del ecosistema, los sedimentos son de composición fina, lo cual discrepa de los resultados del presente estudio, debido a que se determinaron altos porcentajes de arena tanto en el extremo occidental como en la zona oriental del sector principal de la laguna. Para explicar estas diferencias en la textura sedimentaria, MENDOZA (2012) indicó que el aumento en la intensidad y duración del periodo lluvioso, registrado en las últimas décadas en la Isla de Margarita, pudo ocasionar la aparición de torrentes con alto poder erosivo, capaces de arrastrar material terrígeno hacia el interior de la laguna La Restinga, con lo que se incrementan las fracciones gruesas en el sedimento.

Es necesario aclarar que por razones de logística no se pudo obtener sedimentos del sector este de la laguna

La Restinga, sino que el muestreo inició en el extremo oriental del cuerpo principal de la laguna La Restinga. A diferencia de los trabajos precedentes a éste, en los que se muestran resultados de una mayor extensión oriental de la laguna.

Carbono orgánico total (COT) y materia orgánica total (MOT)

El porcentaje de carbono orgánico total osciló entre 1,70% (estación 13) y 25,53% (estación 4), mientras que la materia orgánica varió desde 2,93% hasta 44,01% en las estaciones antes señaladas (Tabla 2). La distribución espacial para el COT (Fig. 4A) y la MOT (Fig. 4B), mostró que los mayores porcentajes se encuentran localizados en zonas cercanas a la barrera arenosa, es decir, la sublaguna conocida como Las Gieles y el canal del balneario, en las que los sedimentos contienen los porcentajes más altos de limo, y las condiciones de producción y deposición de material orgánico son favorables, puesto que son áreas netamente protegidas, someras, de escasa circulación y con abundancia de manglares, los cuales pueden constituir importantes aportes vegetales y hábitat para diversas aves marinas las cuales contribuyen con sus excretas, cuyos productos de desecho junto a los del plancton, y niveles tróficos superiores son fuente de materia orgánica

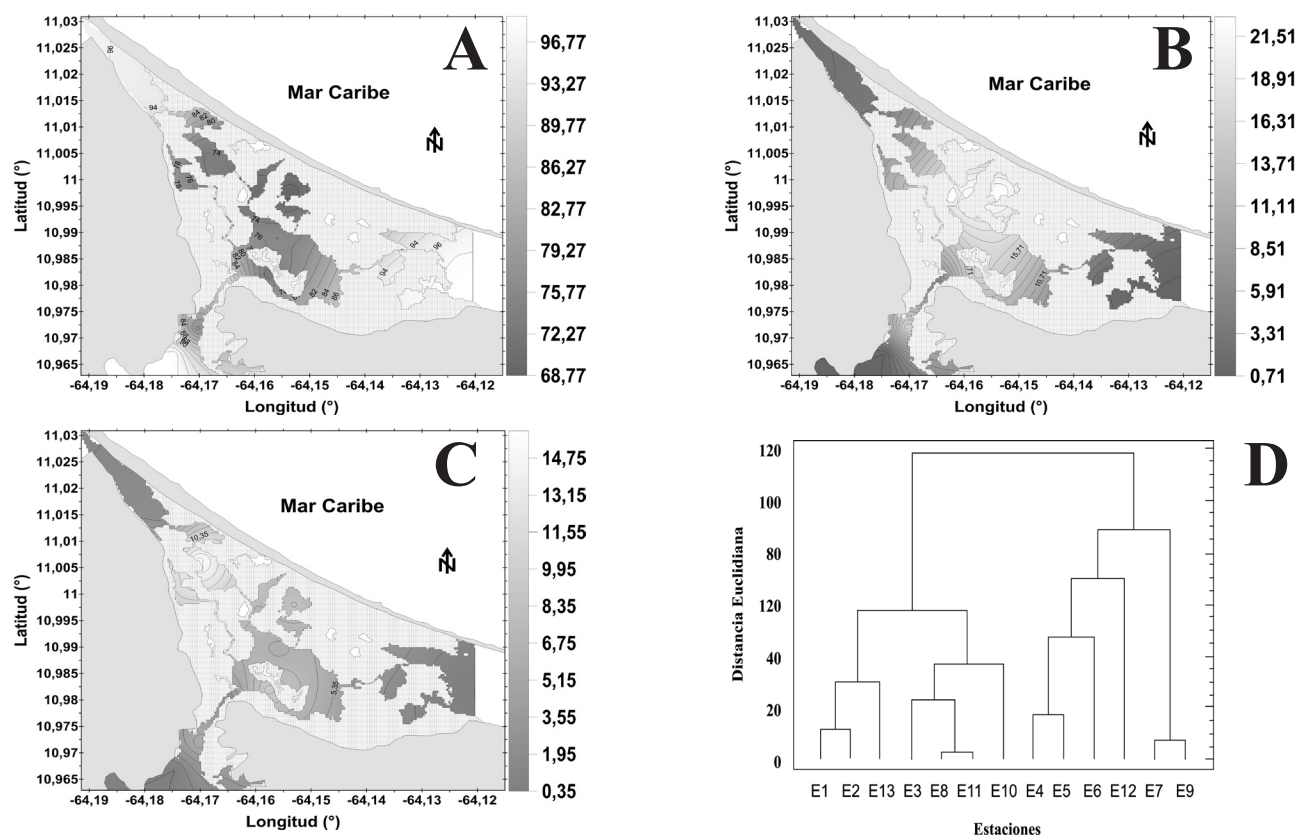


Fig. 2. Distribución granulométrica (A=arenas; B=limos; C=arcillas) y dendrograma de similitud (método de Ward; D) entre las estaciones de muestreo para los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

Al norte de la zona de máxima concentración de materia orgánica total se ubica playa La Restinga, allí se encuentra la comunidad de El Portillo de Leonardo y un balneario turístico, desde donde se presume que hay contribuciones de materia orgánica hacia la laguna, a través de la descarga de aguas residuales. Por otra parte, los altos valores observados en la sublaguna La Tortuga (estación 7), podrían asociarse a los parches de fanerógamas marinas en esta zona. El carbono orgánico total y materia orgánica total presentaron correlaciones estadísticamente significativas con los limos ( $r=0,68$ ), y una correlación positiva, aunque baja, con las arcillas ( $r=0,48$ ) (Tabla 4), lo cual sugiere una afinidad de las sustancias orgánicas por el menor tamaño de la partícula del sedimento.

Los sedimentos del canal de entrada y de los extremos occidental y oriental del cuerpo principal de la laguna La Restinga, mostraron bajos porcentajes de COT y de MOT, debido a su alto contenido de arenas que básicamente son constituidas por cuarzo. Estas no

poseen cargas negativas superficiales como los limos y arcillas, que pudieran facilitar la interacción y adsorción de la materia orgánica con estas partículas mientras se movilizan en la columna de agua (ROJAS & SILVA 2003). Esto explica la correlación negativa significativa entre el COT y la MOT con las arenas ( $r=-0,68$ ) (Tabla 4). La hidrodinámica de la región puede influir directamente en las aguas de superficie y en los sedimentos de fondo, ocasionando un efecto de lavado y arrastre de los componentes orgánicos (PINEDA 2009). A pesar de ello, el análisis de varianza ( $\alpha=0,05$ ) reveló que entre estaciones no existen diferencias estadísticamente significativas respecto al COT y MOT entre estaciones ( $0,27$ ;  $p>0,05$ ).

Para los sedimentos de la laguna La Restinga, VELÁSQUEZ (2013) indicó que los niveles más elevados de COT se disponen en las estaciones rodeadas por vegetación de manglar, y los mínimos niveles en el canal de entrada. Esta observación está en concordancia con lo observado en esta investigación. La autora señaló en su

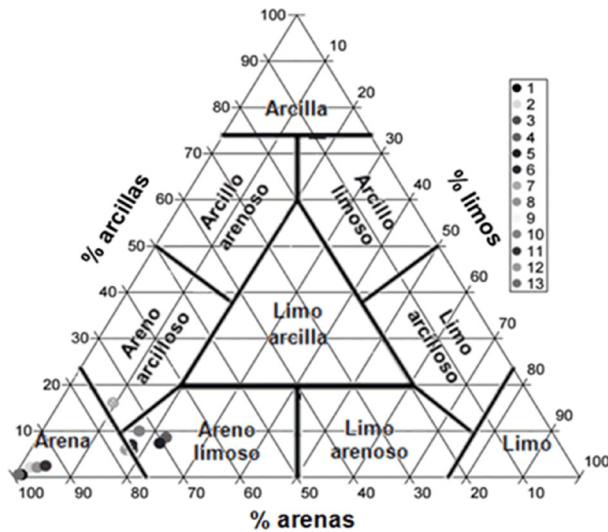


Fig. 3. Clasificación de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga según el triángulo textural modificado por Sheppard (1954).

estudio para el mes de abril, una variación de 0,78-8,75%, con los mayores valores hacia el noroeste de la laguna, y para el mes de septiembre un intervalo de concentración entre 1,10-13,80%, registrándose los máximos en el canal del balneario. Las variaciones anteriores estuvieron muy por debajo de las reportadas en el presente estudio, por lo cual, se infiere que, actualmente existe un sostenido aporte de carbono orgánico a la laguna La Restinga, y un mayor estancamiento de sus aguas (sobre todo en las lagunetas) que limita la circulación de las sustancias que ingresan y posibilita la sedimentación del COT.

Los porcentajes de MOT determinados en esta investigación son superiores a los reportados en la zona por ZARZOSA (1974) quien obtuvo valores que oscilaron entre 0,30% a 15% y SALAZAR *et al.* (2003) quienes indicaron valores inferiores a 5% y mayores a 10%. MENDOZA (2012) señaló una variación de 1% a 42% y una distribución espacial para la MOT de los sedimentos de la laguna La Restinga, similares a las determinadas en este estudio. Los evidencian un aumento progresivo en el flujo de materia orgánica a la laguna La Restinga, causado bien sea por fuentes naturales o por incrementos de las actividades antrópicas.

#### Carbonatos

La distribución de los porcentajes de carbonatos (Fig. 4C), mostró varias zonas de altas concentraciones, tales

como, el sector oriental y central del cuerpo principal de la laguna, el tramo final del canal de entrada, la sección norte del canal del balneario, y el extremo occidental, en cuyos sedimentos arenosos se registró el máximo porcentaje de carbonatos (82,10% en la estación 8). En el canal de entrada, específicamente en la estación 12, se ubicó el mínimo porcentaje de 11,10% (Tabla 2). Valores menores al 20% se determinaron en las zonas más internas de la laguna (estaciones 4, 5, 7 y 9). Los altos niveles de carbonatos en el extremo occidental (estación 8), y sector oriental del cuerpo principal de la laguna (estación 2), están asociados con la presencia de fanerógamas marinas en estas áreas, ya que este tipo de vegetación constituye un hábitat o refugio para organismos bentónicos de naturaleza carcinológica o malacológica, los cuales al morir, incorporan al sedimento cantidades importantes de material calcáreo. Otro posible aporte de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) o equivalentes al sedimento de La Restinga, lo representan las escorrentías que transportan fragmentos de rocas carbonáticas como la caliza hacia la laguna, si se considera que en los últimos años la pluviosidad en la Isla de Margarita se ha incrementado. El análisis de varianza ( $\alpha=0,05$ ) mostró la no existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones, con respecto al contenido de carbonatos (0,93;  $p>0,05$ ).

Porcentajes altos de carbonatos, entre 6,5% y 96,3%, fueron reportados por ZARZOSA (1974) en sedimentos de la laguna La Restinga. El autor indicó que, los valores de  $\text{CaCO}_3$  inferiores al 50% se ubicaron en los extremos (este y noroeste). SALAZAR *et al.* (2003) reportaron resultados similares, señalando valores de carbonato de calcio superiores al 50% en los sectores de mayor profundidad de la laguna, como es el caso del canal de entrada. VELÁSQUEZ (2013) determinó en sedimentos de La Restinga, una oscilación en los porcentajes de carbonato de calcio de 0,38-4,63% y 0,57-4,00%, para los meses de abril y septiembre, respectivamente. MENDOZA (2012) determinó para los sedimentos de esta laguna, valores de carbonatos entre 7% y 63%, señalando que en las zonas internas y septentrionales del ecosistema se encuentran los mayores niveles.

Al comparar los resultados de ZARZOSA (1974), SALAZAR *et al.* (2003), VELÁSQUEZ (2013) y MENDOZA (2012) con los de la presente investigación, se evidencian diferencias en las concentraciones, las cuales posiblemente estén asociadas al modo de distribución de los organismos con

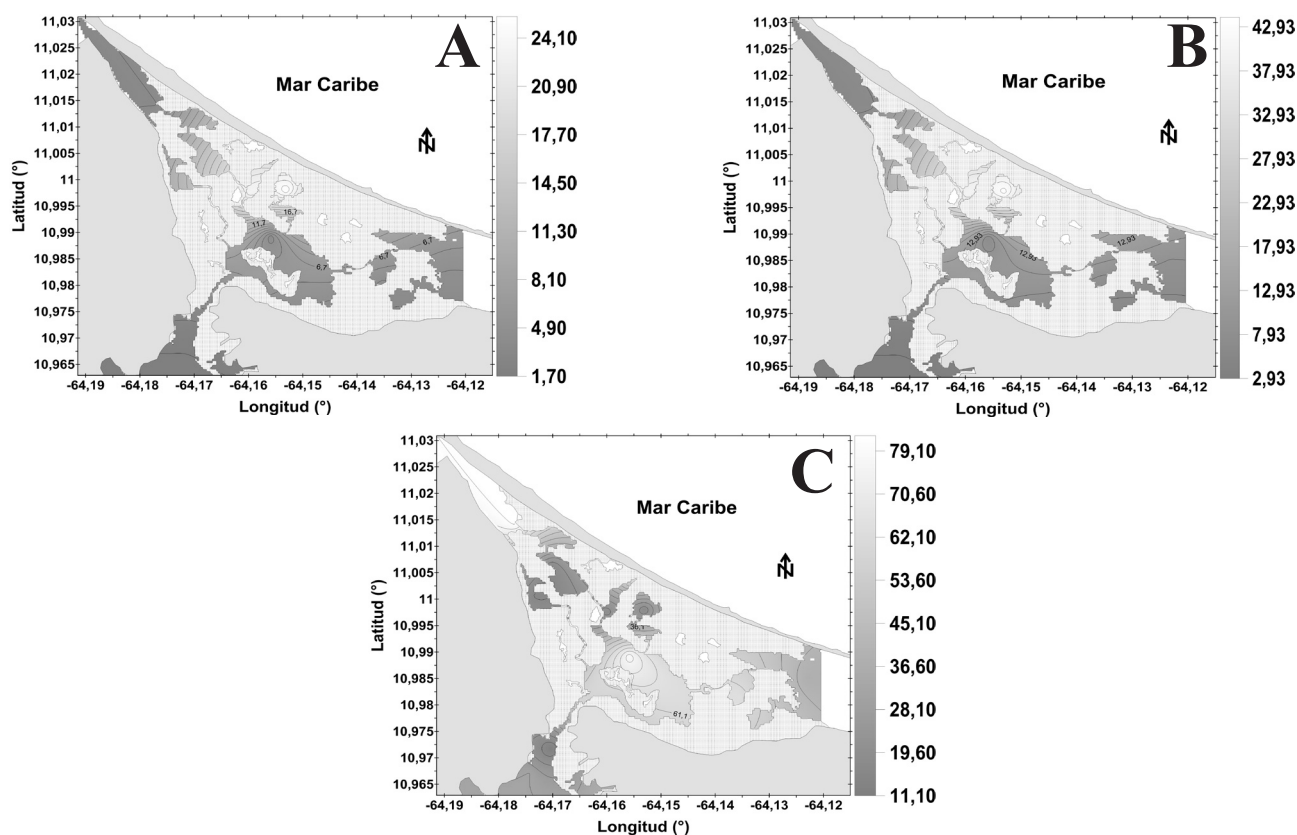


Fig. 4. Distribución espacial del porcentaje de carbono orgánico total (A), materia orgánica total (B) y carbonatos (C) en los sedimentos superficiales de la Laguna La Restinga.

conchas de carbonato de calcio en el fondo de la laguna. En este estudio, al igual que en los de VELÁSQUEZ (2013) y MENDOZA (2012) se detectaron significativos porcentajes de carbonatos en las secciones norte del canal de acceso al balneario (estación 6) y del canal de entrada de la laguna (estación 11). En estos puntos, es probable que exista un enriquecimiento causado por la acción de las corrientes, y la frecuente incidencia de las embarcaciones, que erosionan las formaciones de antiguas barras carbonáticas de la laguna, tal como lo señala ZARZOSA (1974).

#### Nitrógeno total (NT)

Las concentraciones de nitrógeno total, variaron entre 282,10 mg kg<sup>-1</sup> y 1571,80 mg kg<sup>-1</sup>, en las estaciones 12 y 6, respectivamente (Tabla 3; Fig. 5A). La distribución espacial mostró que las mayores concentraciones se ubicaron en el canal de desembarco del balneario y las regiones más internas y confinadas del cuerpo lagunar, es decir, las sublagunas denominadas como Las Gieles,

La Tortuga y Las Maras, en las cuales se acumulan los más altos porcentajes de MOT, limos y arcillas de todo el ecosistema.

El nitrógeno total describió una relación lineal significativa con la arcilla ( $r=0,65$ ) y una correlación altamente significativa ( $r=0,82$ ) (Tabla 4) con el carbono orgánico total y la materia orgánica total, lo que hace suponer, que la materia orgánica y los compuestos de nitrógeno que ingresan a los sedimentos de La Restinga provienen de fuentes similares. Estas fuentes pudieran ser los aportes vegetales, las excretas de las aves que se refugian en los manglares, o las aguas residuales de la comunidad de El Portillo de Leonardo y un balneario turístico ubicados al norte de la laguna La Restinga. En referencia a esto, PELLERIN *et al.* (2004) indicaron que la principal fuente de nitrógeno en el medio marino es la materia orgánica, y mediante su descomposición bacteriana se libera el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que puede ser retenido

por las arcillas presentes en el sedimento a través de intercambio catiónico.

Tabla 3. Concentraciones de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), hidrocarburos alifáticos (HCA) y relación NT/PT en los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

Estación	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> )			NT/PT
	NT	PT	HCA	
1	719,90	487,50	43,48	1,48
2	490,70	580,20	63,18	0,85
3	422,80	778,20	13,42	0,54
4	1368,40	846,70	7,64	1,62
5	941,80	522,30	8,38	1,80
6	1571,80	748,80	8,73	2,10
7	1344,30	762,60	7,68	1,76
8	575,70	1259,90	14,30	0,46
9	1088,50	657,30	5,64	1,66
10	719,80	2033,70	10,07	0,35
11	397,00	889,40	12,55	0,45
12	282,10	419,50	8,47	0,67
13	316,40	553,20	10,54	0,57
<b>Mínimo</b>	282,10	419,50	5,64	0,35
<b>Máximo</b>	1571,80	2033,70	63,18	2,10

Se apreció una reducción en los contenidos de NT hacia el extremo occidental, además, desde el extremo oriental de la laguna, las concentraciones de este nutriente mostraron una disminución hacia la región interna; sin embargo, en el área cercana al canal de entrada se observó un aumento, que luego se minimizó hacia las estaciones adyacentes al mar, probablemente debido a los bajos porcentajes de MOT existentes en los sedimentos de esta zona. El ANOVA ( $\alpha=0,05$ ) mostró que estadísticamente no existieron diferencias significativas entre las diferentes estaciones, con respecto a las concentraciones de nitrógeno total (0,67;  $p>0,05$ ).

Observaciones similares a las presentadas en esta investigación, fueron realizadas por VELÁSQUEZ (2013) en sedimentos de La Restinga, quien indicó la existencia de correlación entre el nitrógeno y el carbono orgánico total. Por otra parte, MÁRQUEZ *et al.* (2007) reportaron para los sedimentos recientes de la laguna Los Patos (estado Sucre, Venezuela), valores promedios de nitrógeno

total de 1380,63 mg kg<sup>-1</sup> en la zona sur del ecosistema, próxima a las descargas de una planta de tratamiento de aguas servidas, indicando problemas de contaminación en esa laguna. Los autores sugieren que los altos niveles de nitrógeno total en el sedimento, dependen de los vertidos de la planta de tratamiento, y de la intensidad de los procesos biogeoquímicos que prevalecen por la descomposición del material orgánico. Las más altas concentraciones de nitrógeno total determinadas en sedimentos de la laguna La Restinga se aproximan al valor antes citado, y en el caso de la estación 6, este nivel es superado, por lo que no puede descartarse cualquier incidencia antrópica derivada de los poblados aledaños, la cual está contribuyendo a eutrofizar este sistema lagunar.

#### Fósforo total (PT)

Las concentraciones de fósforo total oscilaron entre 419,50 mg kg<sup>-1</sup> (estación 12) y 2033,70 mg kg<sup>-1</sup> (estación 10; Tabla 3). Los máximos valores de PT se ubicaron en el extremo occidental, y en la región central de la laguna, concretamente cerca de la boca y de la isleta del sector central (Fig. 5B). Las franjas de manglares en las regiones central y oeste del cuerpo principal de la laguna La Restinga, sustentan a una gran diversidad de especies de aves marinas, por lo que es posible atribuir las altas concentraciones de fósforo en estas zonas, a la descomposición de restos vegetales provenientes de la abundante macrovegetación, y las excretas de la avifauna, las cuales contienen un alto porcentaje de fósforo y nitrógeno.

El fósforo que se incorpora a los sedimentos de la laguna La Restinga puede ser también litogénico: las corrientes pluviales o fluviales desintegran las rocas que contienen los minerales de apatita y fosforita, y liberan el P en forma de ortofosfato, para luego transportarlo al ecosistema. No obstante, los aportes antrópicos pueden constituir otra fuente factible de fósforo, si se considera que entre el PT y la MOT existe una correlación negativa ( $r=-0,06$ ; Tabla 4). Las fuentes de fósforo antropogénicas puntuales incluyen las aguas servidas, domésticas e industriales, y las fuentes de fósforo no puntuales están asociadas con las escorrentías agrícolas y domésticas. Las concentraciones de fósforo total determinadas en el extremo occidental y sector cercano a la boca de la laguna La Restinga superaron ampliamente el valor promedio de 950,63 mg kg<sup>-1</sup> indicado por MÁRQUEZ *et al.* (2007) para los sedimentos del extremo sur de la

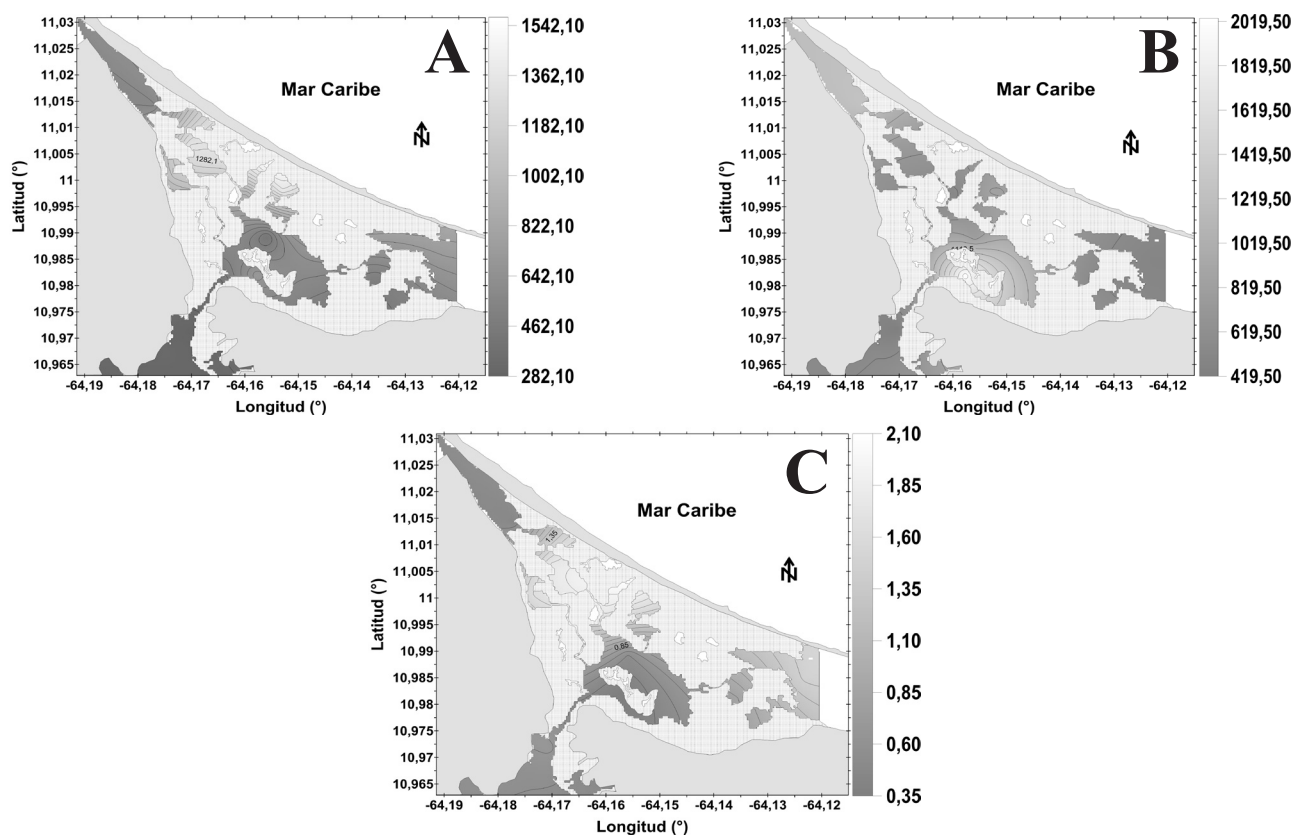


Fig. 5. Distribución espacial de la concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de nitrógeno total (A) y fósforo total (B), y la relación NT/PT en los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

laguna Los Patos, ocasionado por el vertido de las aguas de una planta de tratamiento cercana, lo cual sugiere que existe un enriquecimiento de tipo antropogénico, especialmente en estas zonas de La Restinga. El análisis de varianza ( $\alpha=0,05$ ) demostró que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones de muestreo, con respecto a las concentraciones de fósforo total ( $0,96; p>0,05$ ).

#### Relación NT/PT

La relación NT/PT en sedimentos de la laguna La Restinga varió entre 0,35 (estación 10) y 2,10 (estación 6) (Tabla 3). La relación NT/PT en este ecosistema se distribuyó de manera similar a los porcentajes de materia orgánica total (Fig. 5C). La distribución mostró que los mayores valores se determinaron en las lagunetas internas, en las que existen altos porcentajes de MOT y espesa vegetación de manglar. De igual forma, en el extremo oriental del cuerpo principal de la laguna (estación 1), se evidenció un nivel alto de la relación NT/

PT, con una tendencia a disminuir en la región central, canal de entrada, y extremo occidental de la laguna. Los sedimentos de estas dos últimas subzonas mencionadas, presentaron un bajo contenido de materia orgánica total, lo que hace inferir que los bajos valores en la proporción NT/PT están influenciados por estas observaciones. El análisis de varianza ( $\alpha=0,05$ ), indicó que no existen diferencias significativas entre las estaciones de esta laguna, con respecto a la relación NT/PT ( $0,81; p>0,05$ ). El nitrógeno y el fósforo son requeridos por los organismos, y actúan como nutrientes limitantes, controlando la producción de los hábitat (MOKAYA *et al.* 2004). Los valores de la relación NT/PT da un estimado de la disponibilidad de estos nutrientes para los organismos, una relación menor que 5 se interpreta como una limitación de nitrógeno y una mayor que 10 es considerada limitación de fósforo (RINALDI *et al.* 1992). Tomando en consideración esto, la productividad biológica de la laguna La Restinga está limitada por el nitrógeno, puesto que los valores de la razón NT/PT fueron inferiores a 5.

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Pearson (r) entre los parámetros estudiados en sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

	Arenas	Limos	Arcillas	COT	MOT	Carbonatos	NT	PT	HCA
Arenas	1,00								
Limos	-0,94**	1,00							
Arcillas	-0,81**	0,57*	1,00						
COT	-0,68*	0,68*	0,48	1,00					
MOT	-0,68*	0,68*	0,48	1,00**	1,00				
Carbonatos	0,37	-0,27	-0,44	-0,38	-0,38	1,00			
NT	-0,58*	0,45	0,65*	0,82**	0,82**	-0,29	1,00		
PT	-0,19	0,14	0,21	-0,06	-0,06	0,45	0,03	1,00	
HCA	0,60*	-0,55*	-0,52*	-0,33	-0,33	0,31	-0,29	-0,22	1,00

Para  $p < 0,05$ :  $|r| > 0,50$ =significativo (\*);  $|r| > 0,70$ =altamente significativo (\*\*).

La baja magnitud de las razones NT/PT deducidas, podría sugerir que el fósforo está siendo incrementado en el ecosistema, ya sea por vía natural o antropogénica; lo que conduce a un enriquecimiento progresivo de P en los sedimentos. Para otras lagunas costeras venezolanas, se han determinado valores de la razón NT/PT comparables a los de este estudio, tal es el caso de la laguna de Chacopata en el estado Sucre, en la cual FUENTES *et al.* (1997) indicaron un valor medio de 1,80. Igualmente en el sector sur de la laguna Los Patos, zona adyacente a las descargas de una planta de tratamiento de aguas, MÁRQUEZ *et al.* (2007) reportaron un valor medio de 1,45 indicando aportes de fósforo.

#### Hidrocarburos alifáticos (HCA)

La concentración de hidrocarburos alifáticos en los sedimentos de la laguna La Restinga varió entre un mínimo de 5,64 mg kg<sup>-1</sup> en la estación 9, y un máximo de 63,18 mg kg<sup>-1</sup> en la estación 2 (Tabla 3). La disposición espacial indicó que hacia el este del cuerpo principal de la laguna se hallaron los mayores valores. En el resto del ecosistema los niveles de hidrocarburos alifáticos fueron inferiores, sobre todo en la región de las sublagunas y canal de entrada (Fig. 6). Las altas concentraciones de hidrocarburos alifáticos en el extremo oriental del cuerpo principal de la laguna La Restinga, pudieran tener su origen en las emisiones derivadas de las descargas de residuos de gasolina y diesel, aceites lubricantes, aceites combustibles y/o algún otro carburante utilizado por las lanchas a motor que circulan frecuentemente la zona, considerando que los hidrocarburos alifáticos

se encuentran en los principales productos del crudo refinado (CALVA *et al.* 2005).

Este tipo de suposiciones puede ser válida, ya que en esta zona de la laguna, los porcentajes de materia orgánica total fueron bajos, y por consiguiente, los hidrocarburos que provienen de la biosíntesis de micro y macroalgas, restos de manglares, bacterias y de la descomposición y condensación de las fracciones de la materia orgánica remanente de los procesos productivos (AHUMADA *et al.* 2008), pudieran no ser representativos. Esto hace suponer que las descargas antrópicas constituirían la fuente más probable de hidrocarburos alifáticos en este sector.

Debido a que la legislación venezolana carece de un valor estándar que indique la contaminación por hidrocarburos alifáticos en sedimentos, los resultados se compararon con el rango permisible de toxicidad de 20 mg kg<sup>-1</sup> propuesto por CARIPOL (1980) para sedimentos. En sedimentos de La Restinga, las estaciones que registraron las mayores concentraciones de hidrocarburos alifáticos (estaciones 1 y 2), superaron ampliamente el nivel de referencia anterior, lo cual pone en evidencia alguna intervención antropogénica en este ecosistema, sin embargo, esta apreciación constituye sólo un foco aislado de contaminación.

De acuerdo a la tabla 4, los hidrocarburos alifáticos en la laguna La Restinga se correlacionaron de manera positiva y significativa con la arena ( $r=0,60$ ), lo que establece que tanto las arenas como los hidrocarburos

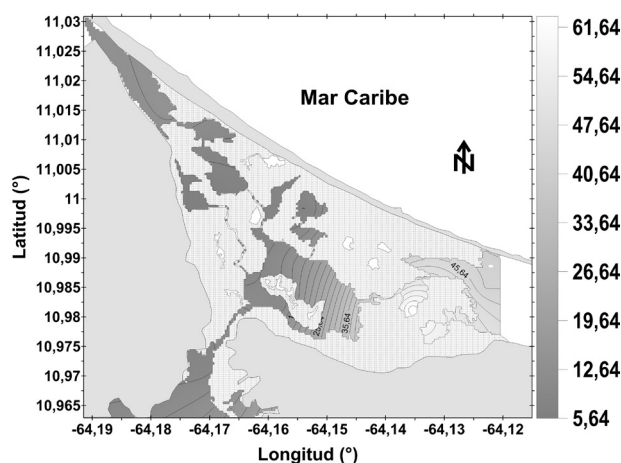


Fig. 6. Distribución espacial de la concentración de hidrocarburos alifáticos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga.

alifáticos comparten el mismo medio de transporte, siendo una posibilidad las corrientes de viento que exportan material arenoso, junto a compuestos hidrocarbonados de naturaleza antrópica desde los alrededores de la laguna. Además, la ausencia de correlación positiva entre la MOT y los HCA ( $r=-0,33$ ) puede confirmar que el origen de estos últimos no es exclusivamente biogénico. El ANOVA ( $\alpha=0,05$ ) indicó que entre las estaciones de muestreo de la laguna, no existieron diferencias significativas con respecto al contenido de hidrocarburos alifáticos en sus sedimentos ( $0,17$ ;  $p>0,05$ ).

Concentraciones de HCA inferiores a las señaladas en el presente estudio, fueron reportadas por CALVA *et al.* (2005) en los sedimentos superficiales de la laguna costera mexicana de Sontecomapán. Allí, los valores oscilaron entre  $0,21 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $12,75 \text{ mg kg}^{-1}$ . A pesar de ello, los autores indicaron que los hidrocarburos alifáticos en esa laguna tuvieron un origen biológico, y que además procedían de la quema de mangle y del constante tráfico de embarcaciones que emplean gasolina, aceites y lubricantes.

### CONCLUSIONES

En la granulometría de los sedimentos del cuerpo principal de la laguna La Restinga, las fracciones arenosas prevalecieron ante las fracciones limosas y arcillosas, evidenciando una alta energía en la zona,

lo cual no favorece la deposición de las partículas más finas.

El carbono orgánico total y la materia orgánica total mostraron asociaciones con las texturas sedimentarias areno-limosa y areno arcillosa de las lagunetas internas de La Restinga, donde los factores biológicos y ambientales permiten la acumulación de componentes orgánicos. Los carbonatos presentaron sus máximos valores en los sedimentos de las regiones oeste, este y central del cuerpo principal de la laguna, y los de la sección norte del canal del balneario, debido fundamentalmente a la presencia de conchas de organismos.

Las altas concentraciones de nitrógeno total y fósforo total en sectores específicos de la laguna, evidencian un incremento autóctono y/o alóctono en la composición orgánica del sedimento. Sin embargo, los bajos valores de la relación NT/PT demuestran que los aportes de las especies fosforadas predominan sobre los aportes de las especies nitrogenadas. Se detectaron concentraciones de hidrocarburos alifáticos consideradas como contaminantes hacia el oriente del cuerpo principal de La Restinga, lo cual evidencia actividad antrópica en este sector de la laguna.

El análisis estadístico del ANOVA indica un comportamiento bastante homogéneo entre las estaciones de muestreo, con respecto a las variables geoquímicas estudiadas. De acuerdo a los resultados de este estudio se sugiere que la laguna La Restinga muestra indicios de degradación, causados en parte por la influencia de la actividad antropogénica de los alrededores, y por la sobreexplotación de la laguna como recurso pesquero y turístico.

### REFERENCIAS

- AHUMADA, R., M., JEGOM, A. RUDOLPH. & R. LOYOLA., 2008. Hidrocarburos lineales como marcadores en el sedimento de procesos naturales y contaminación. *Cienc. Tecnol. Mar* 31 (1): 53-65.
- \_\_\_\_\_, A. RUDOLPH & N. SILVA. 1996. Contenido de carbono orgánico total, carbono orgánico inorgánico, nitrógeno inorgánico y fósforo total en los sedimentos de los fiordos de Campos Hielo Sur. *Cienc. Tecnol. Mar* 19: 123-132.

- ALAGARSAMY, R. 2006. Distribution and seasonal variation of trace metals in surface sediments of the Madovi estuary, west coast of India. *Est. Coast. Sh. Sci.* 67: 333-339.
- BLANCO, C., R. PREGO, M. AZPIROZ. & I. FERNÁNDEZ. 2006. Caracterización de hidrocarburos en sedimentos de la Ría de Laxe y su relación con el vertido del Prestige (NO de la península Ibérica). *Cienc. Mar.* 32 (02B): 429-437.
- CALVA, L., A. BOTELLO & G. PONCE. 2005. Composición de hidrocarburos alifáticos en sedimentos de la laguna de Sontecomapán, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 15 (1): 97-108.
- CARIPOL. 1980. *Manual para la vigilancia de la contaminación por petróleo. Comisión Oceanográfica Intergubernamental.* UNESCO. 83 pp.
- FUENTES, M., J. BONILLA & J. FERMÍN. 1997. Algunas características químicas de los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 36 (1 y 2): 69-79.
- GÓMEZ, A. 1991. Interacción entre un estuario negativo (laguna La Restinga, Isla de Margarita) y el mar Caribe adyacente. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 30: 47-55.
- HEANES, D. 1984. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 15: 1191-1213.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ. & A. GONZÁLEZ. 2007. Concentraciones de nitrógeno y fósforo en sedimentos recientes de la Laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 46 (2): 137-145.
- MENDOZA, S. 2012. *Caracterización de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.* Trab. Grad. Lic. Biología Marina, Universidad de Oriente. Boca del Río, Venezuela. 80 pp.
- MOKAYA, S., J. MATHOOKO. & M. LEICHTFRIED. 2004. Influence of anthropogenic activities on water quality of a tropical stream ecosystem. *Afri. J. of Ecol.* 42: 281-288.
- MONENTE, J. 1978. Estudio Químico Físico de laguna de La Restinga. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle* 83 (110): 227-309.
- MURPHY, J. & H. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta* 12: 162-170.
- PELLERIN., B., W. WOLHEIM, C. HOPKINSON, W. McDOWELL, M. WILLIAMS, C. VÖRÖMARTY & M. DALEY. 2004. Role of wetlands and developed land use and dissolved organic nitrogen concentrations and DON/TDN in northeastern U.S. river and streams. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr.* 49: 910- 918.
- PINEDA, V. 2009. Granulometría y geoquímica de los sedimentos marinos en el área comprendida entre el seno Reloncaví y Golfo Corcovado, Chile. *Cienc. Tecnol. Mar* 32: 27-47.
- PRIMO, E. & J. CARRASCO. 1973. *Química agrícola I. Suelos y fertilizantes.* Alhambra S.A. Madrid, España. 480 pp.
- RAMÍREZ, P. 1996. *Lagunas costeras venezolanas.* Benavente & Martínez. Porlamar, Venezuela. 275 pp.
- REPÚBLICA DE VENEZUELA. 1974. *Creación de Parque Nacional "Laguna La Restinga".* Decreto presidencial N° 1591. Gaceta oficial N° 30325 de fecha 08 de febrero de 1974.
- RINALDI, A., G. MONTANARI, A. GHETTI, C. FERRARI & A. FERRARI. 1992. *Marine coastal eutrophication. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon.* Elsevier Science Publications. Bologna, Italy 56 pp.
- ROJAS, N. & N. SILVA. 2003. Distribución espacial de textura, carbono y nitrógeno en sedimentos recientes en canales y fiordos chilenos. Golfo Corcovado (43° 50' S) a Golfo Elefantes (46° 30' S), Chile. *Cienc. Tecnol. Mar* 26 (1): 15-31.
- SALAZAR, J, J. ROSAS. & J. RODRÍGUEZ. 2003. Condiciones sedimentológicas de la laguna La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Interciencia* 28 (1): 44-50.

- SHEPPARD, F. 1954. Nomenclature based on the sand-silt-clay ratios. *J. Sedim. Petrol.* 24: 151-158.
- VALDERRAMA, J. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.
- VALDÉS, D. & E. REAL. 1997. Balance de nitrógeno y fósforo en la laguna Río Lagartos. Proyecto B003. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe Final. México D.F. 69 pp (Informe técnico).
- VELÁSQUEZ, J. 2013. *Estudio de la distribución de carbono, nitrógeno y azufre en los sedimentos marinos de la Isla de Margarita-Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química, Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 106 pp.
- VOGEL, A. 1960. *Química analítica Cuantitativa*. Vol. 1. Kapelus, S.A. (Ed.). Buenos Aires, Argentina. 812 pp.
- WALKLEY, A. & I. BLACK. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci. Am. Proc.* 37: 29-38.
- ZARZOSA, J. 1974. Características sedimentológicas y geomorfológicas de la laguna La Restinga, Isla de Margarita-Venezuela. *Cuadernos Azules*, 9: 1-59.

RECIBIDO: Noviembre 2015

ACEPTADO: Abril 2016

PRIMER HALLAZGO EN VENEZUELA DE *LECITHOCHIRIUM* CF. *FLORIDENSE*  
(MANTER, 1934) CROWCROFT, 1946 Y *BRACHYPHALLUS* CF. *CRENATUS*  
(RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905 (TREMATODA, DIGENEA, HEMIURIDAE)  
PARÁSITOS DEL PEZ INVASOR *PTEROIS VOLITANS* LINNEO, 1758 (SCORPAENIDAE).

DANIMAR D. LÓPEZ H.<sup>1\*</sup>, YELITZA M. MAGO G.<sup>1</sup> & OSCAR L. CHINCHILLA M.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Biología. Escuela de Ciencias, Núcleo de Sucre. Universidad de Oriente. Cumaná. Estado Sucre.*  
*\*e-mail: danimarlopez@gmail.com*

RESUMEN: En 33 ejemplares de pez león (*Pterois volitans*) capturados en el Parque Nacional Mochima se hallaron seis ejemplares de tremátodos digéneos identificados como pertenecientes a la Superfamilia Hemiuroidea LOOSS, 1899, Familia Hemiuridae LOOSS, 1899, Subfamilia Lecithochiriinae LÜHE, 1901, cuatro de ellos pertenecientes al género *Lecithochirium* LÜHE, 1901 y a la especie *Lecithochirium* cf. *floridense* MANTER, 1934 (CROWCROFT, 1946), y dos ejemplares pertenecientes al género *Brachyphallus* ODHNER, 1905 y a la especie *Brachyphallus* cf. *crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905. Estos parásitos fueron fijados en Bouin, teñidos en acetocarmín de Semichon, aclarados en aceite de clavo y montados en bálsamo de Canadá. *L. floridense* MANTER, 1934 (CROWCROFT, 1946) es una de las siete especies de digéneos que parasitan al pez león, mientras que *B. cf. crenatus* viene a representar un nuevo reporte de hospedero.

Palabras clave: Platyhelminthes, Lecithochiriinae, parasitismo, digéneos, pez león.

ABSTRACT: In thirty three captured specimens of lionfish (*Pterois volitans*) from Mochima National Park were found six specimens of digenean trematodes identified as belonging to the Superfamily Hemiuroidea LOOSS, 1899, Family Hemiuridae LOOSS, 1899, Subfamily Lecithochiriinae LÜHE, 1901, four of them belonging to the genus *Lecithochirium* LÜHE 1901 and *Lecithochirium* cf. *floridense* MANTER, 1934 (CROWCROFT, 1946) species and two specimens belonging to genus *Brachyphallus* ODHNER, 1905 and *Brachyphallus* cf. *crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905 species. Parasites were fixed in Bouin, stained with Semichon acetocarmine's, cleared in clove oil and mounted in Canada balsam. *L. floridense* MANTER, 1934, is one of seven digenean species parasitizing the lionfish, while *B. cf. crenatus* represents a new host record.

Keywords: Platyhelminthes, Lecithochiriinae, Parasitism, Digenean, Lion fish.

## INTRODUCCIÓN

Cuando algunas especies se encuentran fuera de su área natural, representan un componente significativo, ya que producen daños a nivel global. El impacto de estas introducciones es comparable con muchas de los fenómenos que afectan hoy en día la vida del planeta (VITOUSEK 1994; VITOUSEK *et al.* 1997). Asimismo, en primer lugar tenemos a la conversión del hábitat como una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad y seguidamente la introducción de especies exóticas o no nativas (GRACIA *et al.* 2009). Si las condiciones son favorables, la invasión (de la especie exótica) es seguida por el establecimiento, competencia y desplazamiento de las especies nativas. Como es el caso del pez león, *Pterois volitans* LINNAEUS, 1758 en el Atlántico occidental (LASSO-ALCALÁ & POSADA 2010).

El establecimiento y la invasión de esta especie es de particular importancia para el ecosistema, los humanos y la salud, debido a sus espinas venenosas, la depredación de otras especies de peces, sean éstos de importancia comercial o no, y la falta de cualquier conocido depredador (WHITFIELD *et al.* 2002). Desde 2009 fue avistado en costas venezolanas y en vista de la necesidad de conocer más acerca de este organismo invasor se realizó un estudio taxonómico referido a los tremátodos digéneos que lo parasitan. Algunas pruebas sugieren que los parásitos pueden reducir la densidad y potencialmente controlar las poblaciones de acogida (ANDERSON & MAY 1986, Scott, 1987, Kuris & Lafferty 1992), además de que pueden interactuar directamente (metabólicamente pueden reducir el crecimiento de acogida, reproducción, y la supervivencia) o indirectamente (interactuando con la depredación o la competencia, o ambos) para afectar la estructura de la

comunidad y, por lo tanto, son posibles mediadores del éxito de la invasión (TORCHIN *et al.* 2002).

Cabe destacar que la literatura a nivel mundial solo señala (según BULLARD *et al.* 2011, SIMMONS 2014, RAMOS-ASCHERL *et al.* 2015, RODRÍGUEZ-SANTIAGO *et al.* 2015, SELLERS *et al.* 2015) a diez especies de digéneos parasitando al pez león: *Hamacreadium pterois* NAGATY & ABDEL AAL 1962, *Proneohelicometra aegyptensis* HASSANINE 2006, *Tergestia* sp. STOSSICH 1899, *Helicometrina nimia* LINTON 1910, *Bivesicula caribbensis* CABLE & NAHHAS 1962, *Pachycreadium crassigulum* (LINTON 1910) MANTER 1954, *Neocorticaecum* sp. KUROCHKIN AND NIKOLAEVA 1978, *Serrasentis* sp. (VAN CLEAVE 1923), *Stephanostomum* sp. LOOSS 1899 y *Lecithochirium floridense* (MANTER 1934) CROWCROFT 1946. En Venezuela no existen registros previos de digéneos en peces escorpénidos y los descritos en el presente trabajo constituyen el primer reporte para el país.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El muestreo se realizó en tres localidades: dos dentro del Parque Nacional Mochima (Golfo de Santa Fe y Cautaro) y una aldeaña a éste (Bajo de Las Caracas) (10°9'50" y 10°26'0" N y 64°13'20" y 64°47'32" O) entre las ciudades de Puerto La Cruz y Cumaná.

### Metodología

Los peces fueron capturados mediante el uso de salabardos, arpones y nasas. Estos peces fueron trasladados inmediatamente vivos o recién muertos en cavas con hielo al Laboratorio de Parasitología del Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, donde fueron disecados longitudinalmente. Se les extrajo el tracto digestivo, el cual fue dividido en porciones que fueron colocadas en cápsulas de Petri con solución salina al 0,75% y examinadas con la ayuda de un microscopio estereoscópico. Los tremátodos hallados se trasladaron a cápsulas de Petri con solución salina al 0,75%, donde se lavaron repetidas veces para eliminar los detritos adheridos a ellos y fueron colocados entre lámina y laminilla, se les dio muerte por calor, se fijaron en reactivo de Bouin durante tres horas; se deshidrataron en una batería de etanoles, y se tiñeron en acetocarmín de Semichon. El aclarado total se hizo en aceite de clavo puro y los montajes permanentes se realizaron con bálsamo de

Canadá. La prevalencia parasitaria, intensidad e intensidad media fueron calculadas según las recomendaciones de MARGOLIS *et al.* (1982) y MORALES & PINO (1987).

Para las descripciones, medidas y dibujos se utilizó un microscopio de luz calibrado, al cual se le adaptó una cámara clara; además, a los dibujos se le agregaron detalles a mano libre. Las medidas del cuerpo y órganos internos se expresan en milímetros (mm), a excepción de los huevos cuyas dimensiones se presentan en micrómetros (µm). Se depositó un ejemplar de cada una de las especies en la Sección de Investigaciones Museísticas del Museo del Mar (UDOMM-IP-) en Cumaná, Estado Sucre y las restantes en la colección del Laboratorio de Parasitología, Departamento Biología, Escuela de Ciencias, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Familia Hemiuridae LOOSS, 1899

Subfamilia Lecithochiriinae LÜHE, 1901

Género *Lecithochirium* LÜHE, 1901

*Lecithochirium*. cf. *floridense* (MANTER, 1934) CROWCROFT, 1946

(Figuras 1 y 2)

Hospedador: *P. volitans* LINNEO, 1758. Scorpaenidae N.V.: "Pez león". Localidades: Golfo de Santa Fe y Cautaro. Localización: estómago. Número de hospedadores examinados/Número de hospedadores infectados: 33/3. Número total de parásitos: 4. Prevalencia: 9,09% Intensidad: 1-2. Intensidad media: 1,33. Número de catálogo: UDOMM-IP000028.

**Descripción** (basada en tres ejemplares maduros y uno inmaduro).

Cuerpo fusiforme con ecsoma retráctil. Tegumento liso. Ventosa oral subterminal redondeada. Prefaringe ausente. Faringe de menor tamaño que la ventosa oral y solapada por el borde posterior a ésta. Esófago muy corto. Bifurcación intestinal más cercana a la ventosa oral que a la ventral. Drüsenmagen presente. Ciegos intestinales se extienden hasta la extremidad posterior del cuerpo penetrando en el ecsoma. Acetábulo muscular bien desarrollado, casi tres veces más grande que la ventosa oral y ubicado en el tercio anterior del cuerpo. Dos testículos bien desarrollados, ligeramente oblicuos entre sí y separados del borde posterior del acetábulo por

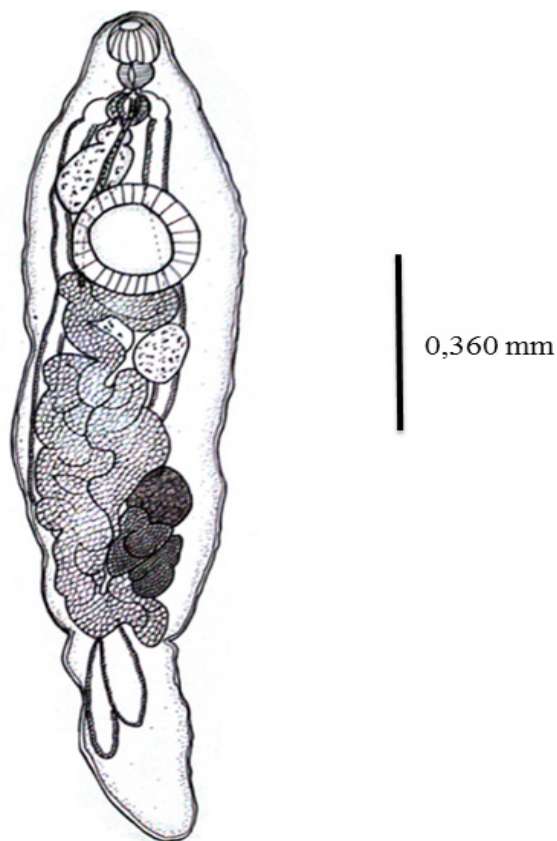
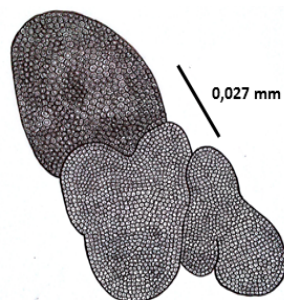


Fig. 1. *Lecithochirium cf. floridense* (MANTER, 1934) CROWCROFT, 1946) Verme entero maduro (Vista ventral).

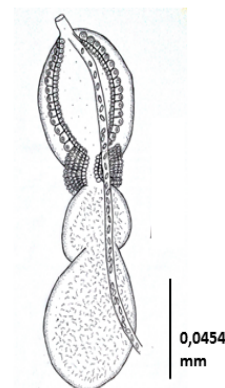
un asa intestinal. Vesícula seminal globosa, bipartida, pars prostática corta, ligeramente incurvada, rodeadas de abundantes células prostáticas. Saco hermafrodítico incluye una vesícula prostática redondeada, que se une al metratermo y forma un corto conducto hermafrodítico que abre en un poro genital a nivel faringeal. Ovario siniestro redondeado, de bordes lisos; vitelaria agrupada en dos masas compactas, ligeramente tetra (diestra) y trilobulada (siniestra). Útero desciende hasta penetrar ligeramente en el ecsoma y luego asciende con numerosas asas que separan los testículos del ovario. Huevos numerosos. Ramas de la vejiga excretora se unen a nivel del borde posterior de la faringe. Vejiga excretora no observada. Poro excretor aparentemente terminal.

Medidas: (basadas en tres ejemplares maduros y aplastados)

Cuerpo: 1,125-2,025 x 0,262-0,450 (1,625 x 0,374). Ecsoma: 0,209-0,509 x 0,136-0,227 (0,359 x 0,184).



a



b

Fig. 2. *Lecithochirium cf. floridense* (MANTER, 1934) CROWCROFT, 1946. a.- Detalle del ovario y de las masas vitelógicas (vista ventral). b.- Porción terminal del sistema reproductor masculino y femenino. (Vista ventral).

Ventosa oral: 0,054-0,099 x 0,063-0,109 (0,075 x 0,084). Faringe: 0,036-0,056 x 0,045-0,063 (0,030 x 0,051). Proporción entre ventosas: 1: 2,33-2,85 (1:2,60). Distancia preacetabular: 0,236-0,390 (0,335). Distancia Postacetabular: 0,681-1,26 (1,03). Acetábulo: 0,154 – 0,251 x 0,154-0,260 (0,199 x 0,208). Vesícula seminal: 0,109-0,218 x 0,036-0,109 (0,181 x 0,087). Testículo derecho: 0,090-0,127 x 0,081-0,118 (0,111 x 0,102). Testículo izquierdo: 0,090-0,109 x 0,081-0,127 (0,399 x 0,063). Ovario: 0,072-0,163 x 0,109-0,127 (0,111 x 0,072). Vitelaria (diestra): 0,090-0,118 x 0,063-0,099 (0,105 x 0,081). Vitelaria (siniestra): 0,090-0,118 x 0,631-0,099 (0,105 x 0,081). Huevos: 13,1-13,9 x 9,27-9,76 (13,418 x 9,516).

Medidas: (basadas en un ejemplar inmaduro y aplastado)

Cuerpo: 1,125 x 0,187-. Ecsoma: 0,154 x 0,109. Ventosa oral: 0,06 x 0,063. Faringe: 0,15 x 0,04. Proporción

entre ventosas: 1: 1,57. Distancia preacetabular: 0,254. Distancia Postacetabular: 0,718. Acetábulo: 0,099 x 0,099. Vesícula seminal: 0,099 x 0,036. Testículo derecho: 0,072 x 0,063. Testículo izquierdo: 0,09 x 0,063. Ovario: 0,063 x 0,072. Vitelaria diestra: 0,054 x 0,045. Vitelaria siniestra: 0,056 x 0,063.

Los ejemplares investigados fueron ubicados en el género *Lecithochirium* LÜHE, 1901 con ayuda de las claves de YAMAGUTI (1971), GIBSON & BRAY (1979), SCHELL (1985) y GIBSON *et al.* (2002).

El género *Lecithochirium* según BRAY (1991) es un género muy amplio; de hecho, en una revisión realizada en la presente investigación se encontró que éste posee cerca de 127 especies nominales. La morfología de este grupo es especialmente complicada debido a la presencia de caracteres taxonómicos que están ausentes en otros hemiúridos como son las modificaciones de la ventosa oral, la presencia o ausencia de la cavidad preacetabular (pit preacetabular) y ciertas modificaciones en el complejo reproductor terminal. Del total de especies, *Hamacreadium pterois* NAGATY & ABDEL AAL 1962 (capturados en la Estación Biológica Marina de Ghardaga, en el Mar Rojo, Egipto), *Proneohelicometra aegyptensis* HASSANINE 2006 (capturados en el Mar Rojo, al sur de Sinai, Egipto), *Tergestia* sp. STOSSICH, 1899 (capturados en St. Thomas, Islas Vírgenes) *Helicometrina nimia* LINTON, 1910 (capturados en Islas Caimán) *Bivesicula caribbensis* CABLE & NAHHAS, 1962 (capturados en Islas Caimán), *Pachycreadium crassigulum* (LINTON, 1910) MANTER, 1954 (capturado en Bahamas) *Neocorticaecum* sp. KUROCHKIN AND NIKOLAEVA, 1978, *Serrasentis* sp. (VAN CLEAVE 1923) (capturados en Brasil, Mar Árabe y el Golfo Persa), *Stephanostomum* sp. LOOSS, 1899 y *Lecithochirium floridense* (MANTER, 1934) CROWCROFT, 1946; (capturados en las costas de Florida, Puerto Rico, Islas Caimán y Bahamas) son las diez especies de digéneos reportadas para el pez león (BULLARD *et al.* 2011, SIMMONS 2014, RAMOS-ASCHERL *et al.* 2015, RODRÍGUEZ-SANTIAGO *et al.* 2015, SELLERS *et al.* 2015). En Venezuela el único registro de este género corresponde a *Lecithochirium monticelli* (LINTON 1898) SKRJABIN & GUSCHANSKAJA 1935, que fue descrita por NASIR & DÍAZ (1971), quienes la encuentran en el tjalí (*Trichiurus lepturus*), capturado en las costas de Cumaná. Los parásitos investigados fueron ubicados con la clave de BRAY (1991) en el grupo “*Musculus*”, que incluye a las especies: *Lecithochirium*

*monticelli* (LINTON 1898) NASIR & DIAZ 1971, *L. musculus* LOOSS, 1907, *L. imocavus* LOOSS, 1907, *Sterrhurus brevicirrus* NICOLL, 1915, *L. floridense* (MANTER 1934) CROWCROFT 1946, *L. medium* ACENA 1941 y *S. indicus* GUPTA & GOVIND 1984.

*L. floridense* es distinto de otros hemiúridos morfológicamente similares principalmente por la combinación de tener: un ecsoma proyectado, ciegos que penetran en la región de ecsoma al igual que las vueltas del útero, vitelaria dividida en 2 grupos (uno tetra y otro trilobulado), vesícula prostática presente y bipartida, y Drüsenmagen o estómago glandular presente. La proporción entre la ventosa oral y ventral es de 1: 2,74 y huevos de tamaño relativamente pequeños 12,200-14,640 en comparación con otros hemiúridos del mismo género (ver tabla 1).

*L. monticelli* (LINTON, 1898) CROWCROFT 1946, única especie del género descrita en el país, tiene un cuerpo más grande (5,5 mm de largo), un ovario posterior, vitelaria digitiforme, una proporción entre ventosas de 1:5,4, y huevos de mayor tamaño (18-25 µm de largo).

Los adultos de *L. floridense* infectan el intestino de por lo menos 16 especies piscívoras, asignados a 12 géneros y 10 familias incluyendo miembros de la familia Scorpaenidae (PARUKHIN 1989). Los adultos de este digéneo solo pueden vivir unos pocos meses en el intestino del hospedero definitivo (MARGOLIS & BOYCE 1969, SCOTT 1969).

Con la presente se amplía el área de distribución de *L. floridense*, (siendo el hallazgo más meridional de la especie) y resaltan los trabajos de BULLARD *et al.* (2011), SIMMONS (2014), RAMOS-ASCHERL *et al.* (2015), RODRÍGUEZ-SANTIAGO *et al.* (2015) y SELLERS *et al.* (2015) quienes describieron a este hemiúrido en el escorpénido exótico *P. volitans*.

Género *Brachyphallus* ODHNER, 1905

Especie *Brachyphallus* cf. *crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905.

(Figuras 3 y 4)

Hospedador: *Pterois volitans* LINNAEUS, 1758. Scorpaenidae N.V.: “Pez león”. Localidad: Bajo de Las Caracas. Localización: estómago. Número de

Tabla 1. Comparación de características morfométricas y merísticas de los ejemplares de *L. floridense* MANTER, 1934 (CROWCROFT, 1946) mencionadas por BULLARD *et al.* (2011), SIMMONS 2014, RAMOS-ASCHERL *et al.* (2015) y las señaladas en la presente investigación. Las medidas corresponden a mm, excepto las referidas a los huevos expresadas en micrómetros.

Autor	BULLARD <i>et al.</i> (2011)	SIMMONS, 2014	RAMOS-ASCHERL <i>et al.</i> (2015)	Presente investigación
Cuerpo	0,547-1,124 x 0,167-427	----	----	1,725-2,025 x 0,410-0,450 (1,625 x 0,374).
Ecsoma	----	----	----	0,072-0,209 x 0,081-0,22 (0,359 x 0,184).
Ventosa oral	Subterminal	----	----	Redondeada, subterminal
Proporción entre ventosas	1:2,5	----	----	1: 2,33-2,85 (1:2,60)
Esófago	Corto	----	----	Corto
Drüsenmagen	Presente	----	----	Presente
Ciegos intestinales	Penetran en el ecsoma	----	----	Penetran en el ecsoma
Útero	Penetra en el ecsoma	----	----	Penetra en el ecsoma
Vesícula seminal	Bipartida	----	----	Bipartida
Vitelaria	Una diestra tetralobulada y otra siniestra trilobulada	----	----	Una diestra tetralobulada y otra siniestra trilobulada
Ovario	0,043-0,140 x 0,051-0,195	----	----	0,072-0,163 x 0,109-0,127 (0,111 x 0,072)
Testículos	----	----	----	Testículo derecho: 0,090-0,127 x 0,081-0,118 (0,111 x 0,102). Testículo izquierdo: 0,090-0,109 x 0,081-0,127 (0,399 x 0,063)
Huevos	14-17 x 7-10	----	----	13,1-13,9 x 9,27-9,76 (13,418 x 9,516)
Hospedero	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>
Localidad	Costa de Florida, EUA	St. Thomas, Islas Vírgenes.	Puerto Rico, Islas Caimán y Bahamas.	Parque Nacional Mochima.

-----: Datos no suministrados por los autores.

hospedadores examinados/Número de hospedadores infectados: 33/1. Número total de parásitos: 2. Prevalencia: 3,03%. Intensidad: 2. Intensidad media: 2. Número de catálogo: UDOMM-IP000026.

Descripción (basada en dos ejemplares maduros y aplastados)

Cuerpo fusiforme, más ancho a nivel acetabular y con ecsoma corto, proyectado. Tegumento crenado hasta el nivel preacetabular claramente observado en el margen izquierdo y parcialmente en el margen derecho a nivel de la ventosa oral-bifurcación intestinal y a nivel ovárico. Ventosa oral subterminal y redondeada. Prefaringe ausente. Faringe muscular, pequeña y redondeada. Esófago indistinguible. Bifurcación intestinal que da lugar a ciegos intestinales relativamente gruesos y extendidos hasta la extremidad posterior del cuerpo, penetrando en el ecsoma. Acetábulo esférico, muscular y pre-ecuatorial, tres veces más grande que la ventosa oral. Un par de testículos postacetabulares, más anchos que largos con disposición

casi simétrica y preováricos. Vesícula seminal bipartida, pre y paracetabular, intercecal. Pars prostática rodeada de abundante células glandulares prostáticas. Vesícula prostática presente y aparentemente incluida en un saco hermafroditico y conducto eyaculatorio observable. Unión con el metratermo y conducto hermafroditico no claramente observado. Poro genital no observado. Ovario más ancho que largo, mediano y postesticular. La vitelaria dispuesta en dos masas compactas ligeramente lobuladas, una siniestra trilobulada y otra diestra tetralobulada. Útero sinuoso, que se extiende hasta el extremo posterior del cuerpo sin penetrar en el ecsoma. Huevos pequeños y numerosos. Vejiga excretora tubular que se bifurca a nivel del borde posterior de la ventosa ventral y sus ramas se unen a nivel de la ventosa oral. Poro excretor terminal.

Medidas (basadas en dos ejemplares maduros y aplastados)

Cuerpo: 1,010-1,425 x 0,370-0,450. Ecsoma: 0,181-0,218 x 0,199-0,218. Ventosa oral: 0,090- x 0,099-0,099 x

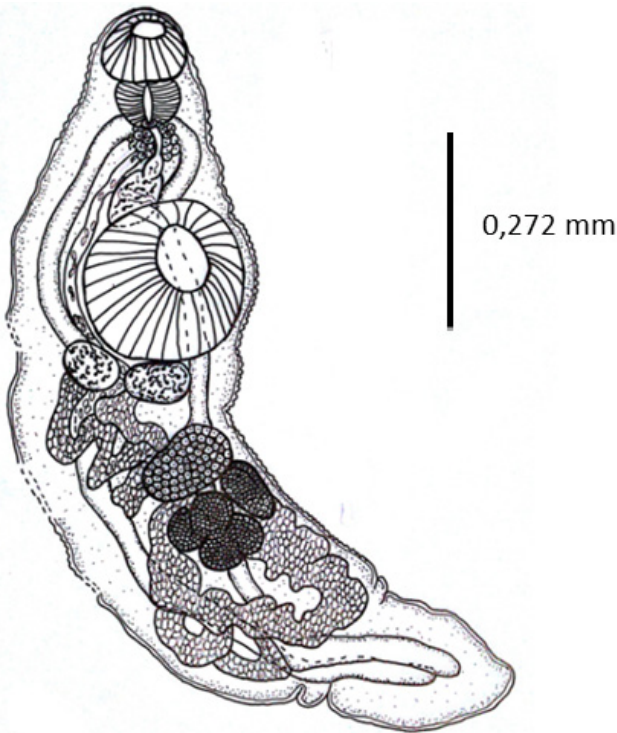


Fig. 3. *Brachyphallus cf. crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905. Verme entero maduro (Vista ventral).

0,109. Faringe: 0,063 x 0,081. Proporción entre ventosas: 1:3,02. Distancia preacetabular: 0,209-0,318. Distancia postacetabular: 0,463-0,872. Ventosa ventral: 0,272 x 0,272. Vesícula seminal: 0,136-0,227 x 0,045-0,109. Testículo derecho: 0,081-0,118 x 0,090-0,109. Testículo izquierdo: 0,063-0,072 x 0,072-0,109. Ovario: 0,090-0,154 x 0,172-0,199. Vitelaria diestra: 0,136-0,145 x 0,109-0,127. Vitelaria siniestra: 0,081-0,099 x 0,072-0,109. Huevos: 10,004-12,688 x 7,32-9,76 (11,346 x 8,54).

Con la ayuda de las claves de YAMAGUTI (1971) y GIBSON & BRAY (1979), los ejemplares investigados se ubicaron en el género *Brachyphallus* ODHNER, 1905. YAMAGUTI (1971) señala que el género posee seis especies: *B. crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905, *B. affinis* LOOSS, 1907, *B. amuriensis* BABASKIN, 1928, *B. brachygobii*, REICHENBACH-KLINKE, 1952, *B. nasae* NAGATY & ABDEL-AAL, 1962 y *B. parvus* (MANTER 1947) SKRJABIN & GUSCHANSKAJA, 1955. *B. affinis* fue sinonimizado a favor de *B. crenatus* por YAMAGUTI 1971, lo que reduce la lista de especies a cinco, pero con una amplia distribución mundial. Algunas de estas

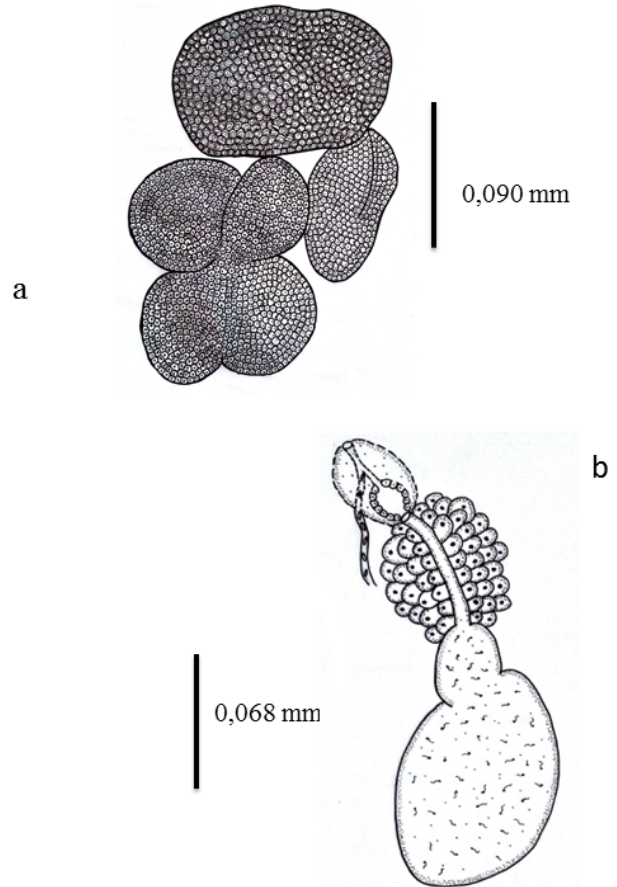


Fig. 4. *Brachyphallus cf. crenatus* (RUDOLPHI, 1802) ODHNER, 1905.

a.- Detalle del ovario y las masas vitelógicas (vista ventral).

b.- Porción terminal del sistema reproductor masculino y femenino (vista ventral).

especies fueron asignadas originalmente al género *Lecithochirium* (YAMAGUTI 1971).

Fueron identificados como *Brachyphallus cf. crenatus* por asemejarse morfológicamente a los ejemplares de esta especie descritos por GIBSON & BRAY (1986), particularmente en las características: tegumento parcialmente crenado, disposición de la vitelaria, forma terminal del complejo reproductor y escoma proyectado. Hay discrepancia en el tamaño de los huevos y en la proporción entre ventosas (ver TABLA 2).

Los ejemplares investigados se diferencian de *B. parvus*, única especie descrita para el Caribe (Tortugas, Florida y Puerto Rico), porque este último presenta el cuerpo de menor tamaño (0,525-1,215 x 0,150-0,270),

vesícula seminal tripartida, proporción entre ventosas mucho más pequeña (1:1,95) y tamaño de los huevos superior al de *B. cf. crenatus* (12 - 17 x 7 - 8).

La distribución de *B. crenatus* en sus hospederos coincide con el caracol opisthobranquio *Rotusa obtusa*, que a su vez tiene una amplia distribución. La cercaria *B. crenatus* es muy similar a la cercaria de *Hemiurus luehei* (ODHNER, 1905) y de *Lecithocladium excisum* (RUDOLPHI, 1819) LÜHE, 1901; todas éstas están provistas de una cola, pliegues membranosos en el quiste caudal y su desarrollo está estrechamente relacionado con los opisthobranquios *Phylline denticulata* y *P. aperta*, respectivamente (KØIE, 1990; 1991). Su fase metacercarial ha sido señalada por KØIE (1983) en el ctenóforo *Pleurobrachia pileus* en Dinamarca; también, GÓMEZ DEL PRADO *et al.* (2011) lo hallaron en el hemoceloma del copépodo *Acantia lilljeborgii* GRIESBRECHT, 1889 y LOZANO (2011) que las encuentra en los quetognatos *Flaccisagitta hispida*, *Flaccisagitta enflata*, *Sagitta serratodentata* y *Sagitta* sp., del Caribe mexicano.

En cuanto a sus hospederos definitivos *B. crenatus* es un parásito de peces marinos con distribución principalmente ártica-boreal. Ha sido encontrado en el estómago de un gran número de teleósteos, pero aparentemente tiene preferencia por salmónidos, clupeidos, gasterosteidos y pleuronéctidos (GIBSON & BRAY 1986). *B. crenatus* fue hallado en *Gadus morhua* a lo largo de las aguas danesas, incluyendo el Mar Báltico (KØIE 1984), en el estómago de los teleósteos que viven en el norte del Atlántico, en el Pacífico norte y mares adyacentes, desde aguas superficiales hasta cientos de metros de profundidad (GIBSON & BRAY 1986) y en *Anguilla anguilla* en algunas áreas marinas y salobres (KØIE 1988). Pueden vivir en salmónidos anádromos durante la época de migración al agua dulce, actuando así como un bioindicador y revelando sus estados previos en el ecosistema marino (BLACK 1981, DICK & BELOSEVIC 1981, MARGOLIS 1982, FRIMETH 1987, BOULLION & DEMPSON 1989).

Tabla 2. Comparación entre algunos datos morfológicos y morfométricos de los ejemplares de *Brachyphallus crenatus* ODHNER, 1905 mencionadas por LANDER (1904), ZHUKOV (1960), REIMER (1970), GIBSON & BRAY (1986) y las señaladas en la presente investigación.

Autor	BULLARD <i>et al.</i> (2011)	SIMMONS 2014	RAMOS-ASCHERL <i>et al.</i> (2015)	Presente investigación
Cuerpo	0,547-1,124 x 0,167-427	----	----	1,725-2,025 x 0,410-0,450 (1,625 x 0,374).
Ecsoma	----	----	----	0,072-0,209 x 0,081-0,22 (0,359 x 0,184).
Ventosa oral	Subterminal	----	----	Redondeada, subterminal
Proporción entre ventosas	1:2,5	----	----	1: 2,33-2,85 (1:2,60)
Esófago	Corto	----	----	Corto
Drüsenmagen	Presente	----	----	Presente
Ciegos intestinales	Penetran en el ecsoma	----	----	Penetran en el ecsoma
Útero	Penetra en el ecsoma	----	----	Penetra en el ecsoma
Vesícula seminal	Bipartida	----	----	Bipartida
Vitelaria	Una diestra tetralobulada y otra siniestra trilobulada	----	----	Una diestra tetralobulada y otra siniestra trilobulada
Ovario	0,043-0,140 x 0,051-0,195	----	----	0,072-0,163 x 0,109-0,127 (0,111 x 0,072)
Testículos	----	----	----	Testículo derecho: 0,090-0,127 x 0,081-0,118 (0,111 x 0,102). Testículo izquierdo: 0,090-0,109 x 0,081-0,127 (0,399 x 0,063)
Huevos	14-17 x 7-10	----	----	13,1-13,9 x 9,27-9,76 (13,418 x 9,516)
Hospedero	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>	<i>Pterois volitans</i>
Localidad	Costa de Florida, EUA	St. Thomas, Islas Vírgenes.	Puerto Rico, Islas Caimán y Bahamas.	Parque Nacional Mochima.

La presente vendría a ser la primera vez que se señala a este digéneo para el país, además de la primera referencia de ejemplares adultos para el Atlántico centro-occidental y para el pez *P. volitans*, ampliando así no solo su distribución geográfica, sino también la lista de hospederos que éste parasita.

La poca presencia de parásitos en *P. volitans* en el presente trabajo y en otros realizados fuera de su área de poblamiento natural se explica según TORCHIN & MITCHELL (2004) y BLAKESLEE *et al.* (2009) a través del término “liberación parasitaria». Esto sucede cuando una especie no nativa experimenta una ventaja competitiva sobre una especie nativa debido a la falta relativa de parasitismo. Varios de los estudios ya mencionados han encontrado que las especies invasoras tienen un menor número de parásitos en su nuevo ámbito de distribución, ya que dejan atrás sus parásitos «nativos» y son lentamente invadidos por el “pool” de parásitos disponibles en dicho ámbito. Las diferencias en la susceptibilidad del hospedero, el tiempo de introducción, forma de introducción (es decir, agua de lastre o comercio de acuarios), aislamiento taxonómico, y la distancia del área de distribución natural, todo ello contribuye a la disminución de la diversidad y la abundancia de parásitos en especies invasoras.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al profesor GEDIO MARÍN, del Departamento de Biología, Escuela de Ciencias de la Universidad de Oriente y al Licenciado DIEGO FLORES de la Universidad Estadual de Santa Cruz, Brasil, por la lectura crítica del manuscrito.

#### REFERENCIAS

- ANDERSON, R & R. MAY. 1986. The invasion, persistence and spread of infectious diseases within animal and plant communities. *Philos. Trans. Royal Soc. London* 314: 533-570.
- BLACK, G. 1981. Metazoan parasites as indicators of movements of anadromous brook charr (*Salvelinus fontinalis*) to sea. *Can. J. Zool.* 59: 1892-1896.
- BLAKESLEE, A., C., KEOGH, J., BYERS, A., KURIS, K., LAFFERTY & M., TORCHIN. 2009. Differential escape from parasites by two competing introduced crabs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 393:83-96.
- BOULLION, D. & J. DEMPSON. 1989. Metazoan parasite infections in landlocked and anadromous Arctic charr (*Salvelinus alpinus* Linnaeus), and their use as indicators of movement to sea in young anadromous charr. *Can. J. Zool.* 67: 2478-2485.
- BRAY, R. 1991. Hemiuridae (Digenea) from marine fishes of the southern Indian Ocean: Genus *Lecithochirium* Lühe, 1901 (Lecithochiriinae). *Syst. Parasitol.* 18: 193-219.
- BULLARD, S., A. BARSE, S. CURRAN & A. MORRIS. 2011. First record of a digenean from invasive lionfish, *Pterois* cf. *volitans*, (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in the northwestern Atlantic ocean. *J. Parasit.* 97: 4: 833-837.
- DICK, T. & M. BELOSEVIC. 1981. Parasites of Arctic charr *Salvelinus alpinus* (Linnaeus) and their use in separating sea-run and non-migrating charr. *J. Fish Biol.* 18: 339-347.
- FRIMETH, J. 1987. Potential use of certain parasites of brook shark (*Salvelinus fontinalis*) as biological indicators in the Tabusintac River, New Brunswick, Canada. *Can. J. Zool.* 65: 1989-1995.
- GIBSON, D. & R. BRAY. 1979. The Hemiurioidea: Terminology, systematics and evolution. *Bull. Brit. Mus. Nat. Hist.* 36 35-146.
- GIBSON, D. & R. BRAY. 1986. The Hemiuridae (Digenea) of fishes from the North-east Atlantic. *Bull. Brit. Mus. Nat. Hist.* 51: 1-125.
- GIBSON D., A. JONES & R. BRAY. 2002. *Keys to the trematoda*. Volumen 1. CABI Publishing and The Natural History Museum. London, England. 544 pp.
- GÓMEZ DEL PRADO M., I. VALLES, H. LOZANO & S. HERNÁNDEZ. 2011. Metacercarias de hemiúridos en copépodos de la Ensenada de La Paz, Baja California Sur. *Neotrop. Helminthol.* 5: 125-137.
- GRACIA, A., J. MEDELLÍN, D. GIL & V. PUENTES. 2009. *Guía de las especies introducidas marino-costeras de Colombia*. INVEMAR, Serie de Publicaciones Especiales No. 15. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia. 136 pp.
- KØIE, M. 1983. Digenetic trematodes from *Limanda limanda* (L.) (Osteichthyes, Pleuronectidae) from

- Danish and adjacent waters, with special reference to their life histories. *Ophelia* 22: 201228.
- KØIE, M. 1984. Digenetic trematodes from *Gadus morhua* L. (Osteichthyes, Gadidae) from Danish and adjacent waters, with special reference to their life histories. *Ophelia* 23: 195-222.
- KØIE, M. 1988. Parasites in eels, *Anguilla anguilla* (L.) from eutrophic Lake Esrum (Denmark). *Acta Parasitol. Pol.* 33: 89100.
- KØIE, M. 1990. On the morphology and life history of *Hemiurus luehei* Odhner, 1905 (Digenea, Hemiuridae). *J. Helminthol.* 64: 193202.
- KØIE, M. 1991. Aspects of the morphology and life-cycle of *Lecithocladum excisum* (Digenea, Hemiuridae), a parasite of *Scomber* spp. *Intern. J. Parasitol.* 21: 597-602.
- KURIS, A. & LAFFERTIS, K. (1992). Modelling crustacean fisheries: effects of parasites on management strategies. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 49: 327-336.
- LASSO, O. & J. POSADA 2010(b). Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aqua. Invas.* 1: 53-59.
- LOZANO, C. 2011. Fauna helmíntica en quetognatos del norte de Quintana Roo, México (2004-2005). Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional. México.
- MARGOLIS, L. 1982. *Parasitology of pacific salmon -An overview*. McGill University Press. Montreal. 457 pp.
- MARGOLIS, L. & N. BOYCE. 1969. Life span, maturation, and growth of two hemiurid trematodes *Tubulovesicula lindbergi* and *Lecithaster gibbosus*, in Pacific salmon (genus *Oncorhynchus*) *J. Fish. Res. Board Can.* 26: 893-907.
- MARGOLIS, L., G. ESCH, J. HOLMES, A. KURIS & G. SCHARD. 1982. The use of ecological terms in parasitology (report of an *ad hoc* committee of the American Society of Parasitologist). *J. Parasitol.* 68: 131-133.
- MORALES, G. & L. PINO. 1987. *Parasitología cuantitativa*. Fundación Fondo Editorial Acta Científica Venezolana. Caracas, Venezuela. 544 pp.
- NASIR, P. & M. DÍAZ. 1971. Digenetic trematodes from Venezuelan marine fishes. *Riv. Parassitol.* 32: 53-73.
- PARUKHIN, A. 1989. *Parasitic worms of bottom fishes of the southern seas*. Naukova Dumka. Kiev, Ukraine. 156 pp.
- RAMOS-ASCHERL Z., H. WILLIAMS; L., BUNKLEY-WILLIAMS; J., TUTTLE; P., SIKKEL & M., HIXON. 2015. Parasitism in *Pterois volitans* (Scorpaenidae) from coastal waters of Puerto Rico, the Cayman Islands, and the Bahamas. *J. Parasitol.* 101(1):50-6.
- RODRÍGUEZ-SANTIAGO M., E. ÁVILA; J., CABALLERO-VÁSQUEZ; E., GUEVARA-CARRIÓ; L., AMADOR DEL ANGEL; K., LÓPEZ-GARCÍA, & A., BUSTAMANTE-AVENDAÑO. 2015. Primer registro parasitológico del Pez León *Pterois Volitans* (Pisces: Scorpaenidae) en costas de Quintana Roo, México. In V Congreso Sobre Manejo de Ecosistemas Y Biodiversidad, 1-11. La Habana, Cuba.
- SCHELL, S. 1985. Handbook of trematodes of North America, North of Mexico. University Press. New York, USA. 675 pp.
- SCOTT, J. S. 1969. Trematode populations in the Atlantic argentine, Argentina silus, and their use as biological indicators. *J. Fish. Res. Board Can.* 26: 879-891.
- SCOOT, M. 1987. Regulation of mouse colony abundance by *Heligmosomoides polygyrus* (Nematoda). *Parasitology* 95: 111-129.
- SELLERS, A.; G., RUIZ; B., LEUNG, & M. TORCHIN. 2015. Regional variation in parasite species richness and abundance in the introduced range of the invasive Lionfish, *Pterois Volitans*. *PloS One* 10 (6): e0131075.
- SIMMONS, K. 2014. Evidence of the enemy release hypothesis: Parasites of the Lionfish complex (*Pterios volitans* and *P. miles*) in the Western North Atlantic, Gulf of Mexico, and Caribbean Sea. Nova Southeastern University Oceanographic Center. Disertación para Master in Science. 50 pp.
- TORCHIN M., & C. MITCHELL. 2004. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Front. Ecol. Environ.* 2:183-190.
- WHITFIELD P., T. GARDNER, S. VIVES, M. GILLIGAN, W. COURTENAY, G. RAY & J. HARE. 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235: 289-297.
- YAMAGUTI, S. 1971. *Synopsis of the digenetic trematodes of vertebrates*. Volumes. 1 & 2. Keigaku Publishing Co. Tokyo, Japan. 1423 pp.

RECIBIDO: Noviembre 2015

ACEPTADO: Abril 2016

POLIQUETOS (ANNELIDA: POLYCHAETA) ASOCIADOS A ARRECIFES DE *Phragmatopoma caudata* KRØYER IN MÖRCH, 1863 (POLYCHAETA: SABELLARIIDAE) EN LA COSTA NORORIENTAL DE VENEZUELA.

PATRICIA D. DÍAZ BORDONES<sup>1\*</sup> & ILDEFONSO LIÑERO ARANA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de oriente, Cumaná, Venezuela.*

\**e-mail: patriciadanidiaz@hotmail.com*

RESUMEN: Se analizó la riqueza de especies de poliquetos asociados a arrecifes del poliqueto tubícola colonial *Phragmatopoma caudata* en la costa nororiental de Venezuela. Los muestreos se realizaron en dos playas (Punta Escarceo y frente a San Luis) con réplicas similares. Se procedió a la separación e identificación de los especímenes encontrados, analizando las estructuras de valor taxonómico. Identificándose 17 especies pertenecientes a doce familias *Naineris setosa*, *Ophiodromus obscurus*, *Nereiphylla castanea*, *Eulalia myriacyclum*, *Eumida sanguinea*, *Halosydna leucohyba*, *Lumbrineris* sp., *Syllis gracilis*, *Parasphaerosyllis indica*, *Nematoneis hebes*, *Lysidice* sp. A y sp. B, *Polyopthalmus* cf. *pictus*, Cirratulidae sp., *Perinereis anderssonii*, *Polycirrus* cf. *plumosus* y *Hyboscolex longiseta*. Este estudio constituye el primer trabajo realizado en Venezuela sobre la fauna asociada a arrecifes de sabeláridos e incrementa el conocimiento acerca de la biodiversidad de Venezuela.

Palabras claves: Poliqueto, diversidad, taxonomía.

ABSTRACT: Species richness associated with polychaete reefs of sabellarid *Phragmatopoma caudata* on the northeastern coast of Venezuela was analyzed. The samples were taken on two beaches (Punta Escarceo and San Luis beach) with similar replicas. We proceeded to the separation and identification of specimens found, analyzing the structures of taxonomic value. Identifying 17 species belonging to twelve families *Naineris setosa*, *Ophiodromus obscurus*, *Nereiphylla castanea*, *Eulalia myriacyclum*, *Eumida sanguinea*, *Halosydna leucohyba*, *Lumbrineris* sp., *Syllis gracilis*, *Parasphaerosyllis indica*, *Nematoneis hebes*, *Lysidice* sp. A y sp. B, *Polyopthalmus* cf. *pictus*, Cirratulidae sp., *Perinereis anderssonii*, *Polycirrus* cf. *plumosus*, *Hyboscolex longiseta*. This is the first study done in Venezuela about fauna associated with reefs sabelarids, and increases knowledge about biodiversity in Venezuela.

Key words: Polychaete, diversity, taxonomy.

## INTRODUCCIÓN

Los poliquetos juegan un papel importante en el funcionamiento de las comunidades bentónicas debido a su abundancia y elevada biomasa, ya que constituyen una fracción importante de la dieta de peces e invertebrados, su intervención en el reciclado y la reutilización de la materia orgánica y su participación en la bioturbación de los sedimentos marinos (HUTCHINGS 1998). La riqueza de especies y la abundancia pueden ser buenos indicadores de los patrones de la comunidad de invertebrados bentónicos ya que se encuentran ampliamente distribuidos en el mar (FAUCHALD & JUMARS 1979). Varios autores consideran que los poliquetos son el grupo taxonómico que muestra mayor sensibilidad a las alteraciones en sustratos blandos y a su vez una extraordinaria capacidad de adaptación a cambios ambientales (BELLAN 1984, DEL PILAR-RUSO *et al.* 2008).

Para la región biogeográfica del Gran Caribe hasta la porción norteña del golfo de México, se han descrito 1.240 especies, perteneciente a 447 géneros y 69 familias, estimándose que faltan por describir unas 500-600 especies (SALAZAR-VALLEJO 1996). En Venezuela, el conocimiento taxonómico sobre poliquetos es muy escaso, hasta la fecha, se han identificado aproximadamente 500 especies pertenecientes a 192 géneros y 46 familias (LIÑERO-ARANA & DÍAZ-DÍAZ 2011). La mayoría de las especies registradas han sido recolectadas en la región nororiental, siendo la poliquetofauna de la región centro-occidental insular y fachada atlántica menos conocida. La mayoría de las especies están registradas para la región nororiental, por lo que la poliquetofauna de la región centro-occidental es prácticamente desconocida.

Los poliquetos de la familia Sabellariidae pueden dividirse en dos grandes grupos, el primero conformado

por aquellas especies que viven aisladas asociadas a diferentes tipos de sustrato, y el segundo referido a aquellas que forman densas colonias o arrecifes en rocas de la zona intermareal, siendo *Phragmatopoma lapidosa* Kinberg, 1867 y *Phragmatopoma caudata* Krøyer en Mörch, 1863 las más representativas de este grupo. Estas especies gregarias habitan en zonas donde la hidrodinámica permite la resuspensión del sedimento arenoso necesario para la construcción del tubo (GRUET 1972) y para la consecución del alimento (STEWART *et al.* 2004). En particular, los arrecifes de gusanos son considerados importante fuente de alimento y refugio para la tortuga verde *Chelonia mydas* (WERSHOVEN & WERSHOVEN 1988, EHRHART *et al.* 1996, HOLLOWA & ADKINS, 2001). Los arrecifes también proporcionan cobijo a más de 325 especies de invertebrados (GORE *et al.* 1982; NELSON 1988, 1989; NELSON & DEMETRIADES 1992) y 192 especies de peces (GILMORE 1977, GILMORE *et al.* 1981, LINDEMAN 1997, LINDEMAN & SNYDER 1999).

Los arrecifes de sabeláridos muestran mayor biodiversidad y abundancia que áreas vecinas (GORE *et al.* 1982, DUBOIS *et al.* 2002, Mc CARTHY *et al.* 2008). Aún cuando la importancia de este grupo es notable, en Venezuela el estudio de los poliquetos y, en general, de los invertebrados marinos (excepto crustáceos y moluscos) es escaso, debido principalmente al reducido número de taxónomos y su reducción progresiva (LIÑERO-ARANA *et al.* 2009). En cuanto a la fauna acompañante de arrecifes de Sabellariidae se pueden citar los estudios de SEPÚLVEDA *et al.* (2003) en Chile, DE LEÓN-GONZÁLEZ & DÍAZ-CASTAÑEDA (2006) en el Golfo de México, MCCARTHY *et al.* (2008) en el golfo de California y LA PORTA & NICOLETTI (2009) en la costa del Mar Tirreno, en Italia.

Cabe destacar que en el país existen escasos estudios referidos a esta familia; se puede citar el registro de dos especies en la costa nor-central del Estado Sucre (LIÑERO-ARANA 1998) y la distribución de varias especies en la costa norte del Edo. Sucre y en la isla de Margarita (LIÑERO-ARANA 2013A). Debido a la importancia ecológica de los arrecifes de sabeláridos, se consideró de interés estudiar los poliquetos asociados en arrecifes de *Phragmatopoma caudata* en dos localidades de la costa nororiental del país.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende dos localidades del nororiente de Venezuela, una situada en la costa norte de la Península de Araya, específicamente en la playa Punta Escarceo (Fig. 1), situada en las coordenadas geográficas 10° 39' 55.25" N, 64° 15' 36.3" O y otra en la playa San Luis (10° 25' 19.7" N, 64° 12' 57.45" O). Ambas localidades son zonas expuestas, con pendiente débil, de mediana energía. La estación de playa San Luis presenta un espigón formado por rocas, y fondo arenoso. En Punta Escarceo el litoral es rocoso en la zona intermareal y supralitoral y arenoso en la zona sublitoral. En ambas estaciones el sustrato rocoso está cubierto por colonias *Phragmatopoma caudata*.

El material de estudio fue recolectado entre los días 26 y 28 del mes de noviembre en la playa San Luis, y el 11 de diciembre de 2013 en la playa Punta Escarceo, tomando en cada visita cinco réplicas a nivel de la zona intermareal, colonizada por *Phragmatopoma caudata*, con un nucleador de policloruro de vinilo (P.V.C.) de 10 cm de diámetro interno. Las muestras fueron colocadas en recipientes plásticos con formalina al 8% en agua de mar.

Las muestra tomadas fueron colocadas por separado en cápsulas de Petri y los tubos de *P. caudata* fueron cuidadosamente separados bajo el microscopio estereoscópico Motic M700, con la ayuda de pinzas y agujas de disección. Los poliquetos asociados fueron extraídos y colocados en frascos con formalina al 8% en agua de mar durante 24 horas, al cabo de las cuales fueron lavados con agua dulce y preservados en etanol al 70%. Las diagnosis de los ejemplares fue realizada siguiendo la metodología descrita por DÍAZ & LIÑERO-ARANA (2000), mientras que las fotografías fueron realizadas con una cámara Motic 2003. Los ejemplares fueron depositados en la colección de poliquetos del Laboratorio de Biología de Poliquetos del Instituto Oceanográfico de Venezuela.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se examinó un total de 252 ejemplares, identificándose 18 especies de poliquetos pertenecientes a 12 familias (Tabla 1). En la estación de Punta Escarceo se recolectaron 62 especímenes pertenecientes a 12 especies, mientras que en la estación San Luis se recolectaron 190 individuos de 9 especies (Fig. 2),

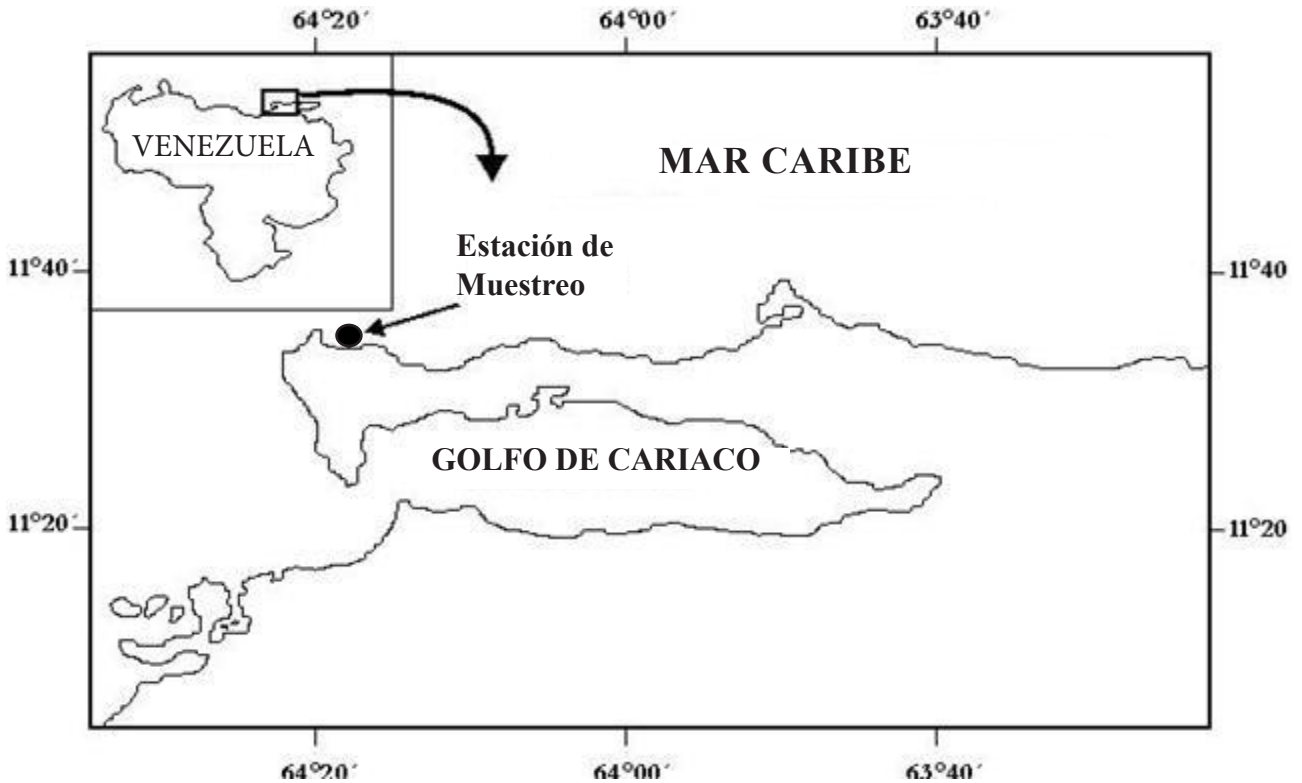


Fig. 1. Situación geográfica de las áreas de estudio, indicando los sitios donde se tomaron las muestras, en el noroeste del Estado Sucre, Venezuela. Representado con (E.1) Estación Punta Escarceo y (E.2) Estación hotel Cumanagoto.

siendo el nereído *Perinereis anderssoni* la especie dominante en las dos estaciones, representando el 61% y 74%, respectivamente de la abundancia total.

En cuanto a riqueza de especies, Syllidae, Phyllodoceidae y Eunicidae, estuvieron representadas por 3 especies cada una. La mayor riqueza de especies fue hallada en la playa Punta Escarceo, lo que pudiera estar relacionado con una mayor variedad de ambientes próximos, tales como zonas arenosas, rocosas y coralinas (Fig. 2).

Los márgenes continentales cubren el 13% de la superficie mundial del fondo marino (WOLLAST 2002). Constituye el mayor reservorio de sedimento de la tierra, y en ellos llegan a depositarse hasta el 90% de los sedimentos procedentes de la erosión de la superficie terrestre (McCAYE 2002). Estos organismos que construyen los arrecifes seleccionan minuciosamente partículas de arena de la zona intermareal, provocando

el interés de dicho estudio, comprendiendo áreas como: su ecología, taxonomía de las especies asociadas, dinámica poblacional o comunitaria. Así como su interrelación con el medio ambiente biótico, en el cual se desenvuelven. En general, el ecosistema de márgenes abiertos está influenciado por procesos dinámicos como las corrientes de agua, que afectan y dirigen el transporte de energía y materia orgánica. Los efectos generados sobre las interrelaciones competitivas de los organismos tienen un efecto directo del sustrato sobre los organismos (DAYTON 1971, SCHELTEMA 1974, SUTHERLAND 1977). El mayor número de individuos muestreados pertenecen a la familia Nereididae, con 141 ejemplares, manifestándose como una de las familias más abundante y diversa, en todos los sustratos marinos, siendo común en la zona supralitoral, hasta grandes profundidades. Su estrategia de alimentación es muy diversa y consigo su estructura de la faringe, puede alimentarse de sedimento, fragmentación de frondas algales y depredación de otros invertebrados (*Perinereis andersonii*).

Estos arrecifes albergan una amplia diversidad de especies, y al igual que otros sistemas mareales sirven de albergue a pequeños invertebrados que se protegen por el embate de las olas y los depredadores (NAVARRETE & CASTILLA 1990, NELSON & DEMETRIADES 1992, ZAMORANO 2000, SEPÚLVEDA *et al.* 2003). La supervivencia y la adaptación es fundamental para las especies preponderantes en dicha investigación, debido a la ubicación del arrecife en la zona intermareal, determinada por la abrasión de la arena y la constante exposición al oleaje ya que, la disposición del mismo depende de las partículas de sedimento que puede tener disponible para conformar la estructura, promoviendo de un sustrato duro para la asimilación de las larvas de otros poliquetos.

Estudios de arrecifes construidos por *P. moerchi* determinaron que la comunidad asociada es el resultado de una agregación de individuos que van ingresando al arrecife a medida que se les ofrece sustrato, así como la disposición de alimentos, bien sea por que son carnívoros y se alimentan de otras especies de invertebrados o por que la resuspensión del alimento o la acumulación de algas le brinda nutrientes necesarios para coexistir.

La costa tiene incidencia directa del viento que puede provocar también movimientos ascendentes del agua, movilizandole la capa inferior y la levanta hacia la superficie, la cual es carente de nutrientes, proporcionándole alimento y favoreciendo la alta productividad de dichas especies sobre el arrecife. La familia Eunicidae es la familia con mayor riqueza de especies, tiene gran presencia a nivel mundial, siendo más común en la región tropical. Sus hábitos alimenticios y de vida están caracterizados por ser organismos resistentes y activos depredadores, propiciando su propio alimento en cada rincón del arrecife. Estudios los consideran carnívoros de otros invertebrados, herbívoros y carroñeros (FAUCHALD & JUMARS 1979, WINSNES 1989). Debido a que éste estudio es el primero realizado en Venezuela en arrecifes de éste sabelárido, se pudieran plantear varios supuestos de estudios relacionados a la contribución específica de los arrecifes para organismos asociados, ya que las especies colectadas no sólo se encontraron con tallas o estadios juveniles, sino además, larvas y adultos, pudiendo decirse que no sólo es un sitio de reclutamiento sino que además pueden realizar su ciclo completo de vida. La distribución de los organismos viene dada por los factores como, el flujo descendiente de materia

Tabla 1.- Lista de órdenes, familias y especies de la clase Polychaeta recolectados en las estaciones de muestreo.

Órdenes	Familias	Especies
ORBINIIDA	Orbiniidae	<i>Naineris setosa</i>
OPHELIIDA	Scalibregmatidae	<i>Hyboscolex longiseta</i>
	Opheliidae	<i>Polyophthalmus cf. pictus</i>
TEREBELLIDA	Cirratulidae	<i>Cirratulidae sp.</i>
PHYLLODOCIDA	Phyllodocidae	<i>Eumida sanguinea</i>
		<i>Eulalia myriacyclum</i>
		<i>Nereiphylla castanea</i>
		<i>Halosydna leucohyba</i>
		<i>Ophiodromus obscurus</i>
		<i>Syllis gracilis</i>
		<i>Parasphaerosyllis indica</i>
		<i>Perinereis anderssoni</i>
		<i>Nematonereis hebes</i>
		<i>Lysidice sp. A</i>
<i>Lysidice sp. B</i>		
EUNICIDA	Nereididae	<i>Lumbrineris sp.</i>
	Eunicidae	<i>Polycirrus cf. plumosus</i>
TEREBELLIDA	Lumbrineridae	
	Terebellidae	

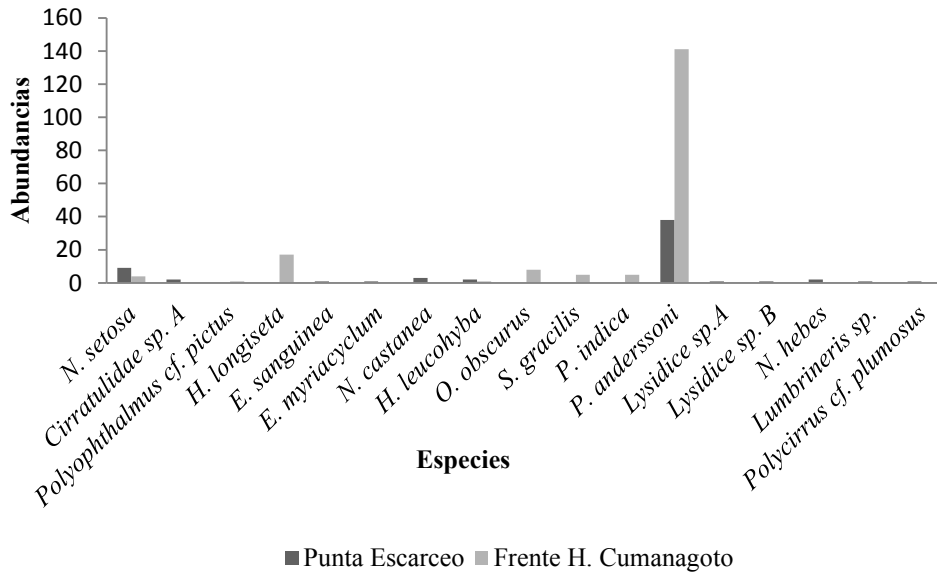


Fig. 2. Abundancia de las especies recolectadas en los meses de Noviembre y Diciembre de 2013, en las dos estaciones Punta Escarceo y frente al hotel Cumanagoto.

orgánica producido en la capa fótica, la disponibilidad de oxígeno y el tipo de sedimento adecuado. Dada la diversidad de especies no solo de poliquetos asociados sino de macroinvertebrados, podemos concluir que dicho arrecife de *P. caudata* contribuye a incrementar el conocimiento de la biodiversidad de la región y del Caribe (DE LEÓN-GONZÁLEZ *et al.* 2009). A pequeña escala, las interacciones biológicas son el principal motor de la distribución de la fauna.

Los poliquetos son algunos de los más importantes grupos de macrofauna bentónica debido a su dominio y su contribución al número de especies e individuos, la productividad, la biomasa y el flujo de energía (KNOX 1977, AMARAL *et al.* 1994, MAC-CORD & AMARAL 2005). Sin embargo, el conocimiento sobre la ecología de poblaciones de poliquetos se limita a sólo unas pocas especies. Las dificultades que limitan los estudios sobre la dinámica de poblaciones de poliquetos incluyen factores tales como la ruptura y la elasticidad de las muestras durante la recolección y proceso de fijación (YOKOYAMA 1988, SEITZ & SCHAFFNER 1995).

#### REFERENCIAS

AMARAL, A., E. NONATO & M. PETTI. 1994. Contribution of the polychaetous annelids to the diet of some Brazilian

fishes. *Memoires du Museum National D'histoire Naturelle, Serie A, Zoologia*, 162: 331-337.

BELLAN G. 1984. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.* 15: 13–20.

CARRERA-PARRA, L. & SALAZAR-VALLEJO, S. 1997. *Taxonomía de poliquetos (Annelida: Polychaeta)*. ECOSUR. Conacyt, México.

CARRERA-PARRA L. 2009. EUNICIDAE BERTHOLD, 1827. *En: Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical*. eds. De León-González, Bastida-Zavala, J.; Carrera-Parra, L.; García-Garza, M.; Peña-Rivera, A.; Salazar-Vallejo, S. & Solís-Weiss, V. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, 15: 165-181.

DAYTON, P. 1971. Competition, disturbance and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Monogr.* 41(4): 351-389.

DE LEÓN-GONZÁLEZ, J. & DÍAZ-CASTAÑEDA, V. 2006. Eunicidae (Annelida: Polychaeta) associated with *Phragmathopoma caudata* MORCH, 1863 and some

- coral reefs from Veracruz, Gulf of Mexico. *Sci. Mar.* 70: 91-99.
- DE LEÓN-GONZÁLEZ, J., R. BASTIDA-ZAVALA, L. CARRERAPARRA, M. GARCÍA-GARZA, A. PEÑA-RIVERA, I. SALAZAR-VALLEJO & V. SOLÍS-WEISS (eds). 2009. *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey. 737 p.
- DEL-PILAR-RUSO, J. DE LA OSSA CARRETERO, F. GIMÉNEZ CASALDUERO & J. SÁNCHEZ LIZASO. 2008. Efecto de una descarga de salmuera sobre fondo blando Polychaeta assemblage. *Contam. Ambien.* 156: 240-250.
- DÍAZ, O. & I. LIÑERO. 2000. Poliquetos asociados a substratos artificiales sumergidos en la costa nororiental de Venezuela I: Terebellidae. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 39 (1 & 2): 33-48.
- DÍAZ-DÍAZ, O. & LIÑERO-ARANA, I. 2002B. Poliquetos asociados a substratos artificiales sumergidos en la costa nororiental de Venezuela IV: Phyllodocidae. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 41: 25-37.
- DÍAZ-DÍAZ, O. & LIÑERO-ARANA, I. 2004. Cirratulidae (Annelida: Polychaeta) de la costa oriental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 43: 3-10.
- DUBOIS S, RETIÈRE C, OLIVIER F. 2002. Biodiversity associated with *Sabellaria alveolata* (Polychaeta: Sabellariidae) reefs: effects of human disturbances. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 82: 817-826.
- EHRHART, L, Y BAGLEY, D. 1996. *Un estudio de la ecología de la población de las poblaciones de tortugas marinas en el agua en la costa de Florida centro-este*. Informe completo de NOAA, NMFS-SEFC.
- FAUCHALD K. & JUMARS P. 1979. The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Rev.* 17: 193-284.
- GORE, R. SCOTTO, E. AND BECKER, L. 1982. Community composition, stability, and trophic partitioning in decapod crustaceans inhabiting some subtropical sabellariid worm reefs. *Bull. Mar. Sci.* 28: 221-248.
- GRUET, Y. 1972. Aspects morphologiques et dynamiques de constructions de l'annélide polychète *Sabellaria alveolata* (Linné). *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.* 36: 131-161.
- HOLLOWAY-ADKINS, K. 2001. *A comparative study of feeding ecology of Chelonia mydas (Green Turtle) and the incidental ingestion of Proreocentrum spp.* Trabajo de postgrado University of Central Florida. Florida.
- HUTCHINGS, P. 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodivers. Conserv.* 7: 1133-1145.
- KNOX, G. A. 1977. The role of polychaetes in soft-bottom communities. Pages 547-604 in D. J. Reish and K. Fauchald, eds. *Essays on polychaetous annelids*. AlJan Hancock Found. Los Angeles.
- LA PORTA, B. & NICOLETTI, L. 2009. *Sabellaria alveolata* (Linnaeus) reefs in the central Tyrrhenian Sea Italy and associated Polychaete fauna. *Zoosymposia* 2: 527-536.
- LIÑERO-ARANA, I. & DÍAZ, O. 2011. Actualización del conocimiento de los poliquetos errantes del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 50 (2): 173-182.
- LIÑERO-ARANA, I. & DIAZ-DÍAZ, O. 2013a. Estructura de los poliquetos bentónicos de algunos caños de la costa sur del golfo de Paria, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 52: 3-10.
- LIÑERO-ARANA, I. 1991. Poliquetos con élitros (Annelida, Polychaeta) de la costa nororiental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 30: 17-29.
- LIÑERO-ARANA, I. 1998. Sabellariidae y Spirorbidae (Annelida: Polychaeta) de la costa nororiental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 37: 27-34.
- LIÑERO-ARANA, I. Y DÍAZ, O. 2009. Estado de conocimiento de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 48: 143-152.
- MAC-CORD, F. & AMARAL, C. 2005. Morphometric analyses of two species of *Scolecopsis* (Polychaeta: Spionidae). *J. Mar. Biol. Assoc. Uk.* 85 (4): 829-834.

- McCARTHY, D.; KRAMER, P.; PRINCE, J. Y DONATO, C. 2008. The Ecological importance of a recently discovered intertidal sabellariid reef in St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Carib. J. Sci.* 44: 223-227.
- MCCAVE, I. 2002. *Sedimentary setting on continental margins- an overview*. En: *Ocean margin system*. G. Wefer, D. s. Billett, D. Hebbeln, B. B. Jorgensen, M. Schluter, T.C.E. Van Weering. Hanse conference report. Berlin: Springer 1-14.
- NAVARRETE, S. & CASTILLA, J. 1990. Resource partitioning between intertidal predatory crabs: interference and refuge utilization. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 143 (1):101-129.
- NELSON, W. & DEMETRIADES, L. 1992. Peracarids associated with sabellariid worm rock (*Phragmatopoma lapidosa* Kinberg) at Sebastian Inlet, Florida, U.S.A. *J. Crustacean Biol.* 12:647-654.
- NELSON, W. 1988. *Sebastian Inlet rock outcrop reefs biological inventory study*. Final report to Army Corps of Engineers, Jackson ville District; Jackson ville, FL.
- NELSON, W. 1989. Beach nourishment and hard bottom habitats: the case for caution. In *Proceedings of 1989 Nat. Conf on Beach Preservation Technology*. Tait, Florida Shore and Beach Preservation Association, Tallahassee, FL. 109-116.
- SALAZAR-VALLEJO, S. 1996. Lista de especies y bibliografía de Poliquetos (Polychaeta) del Gran Caribe. *An. Inst. Biol. Univ. Auton. México. Ser. Zool.*, 67: 11-50.
- SHELTEMA, R. 1974. Biological interactions determining larval settlement of marine invertebrates. *Thalassia Jugosl.* 10 (1-2): 263-296.
- SCHMIDT, G., WARNER, G. 1986. Spatial competition between colonial ascidians: the importance of stand-off. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 31. 101-104.
- SEITZ, R. & SCHAFFNER, L. 1995. Population ecology and secondary production of the polychaete *Loimia medusa* (Terebellidae). *Mar. Biol.* 121(4): 701-711.
- SEPÚLVEDA, R., CANCINO, J & THIEL, M. 2003. The peracarid epifauna associated with the ascidian *Pyura chilensis* Molina, 1782 (Ascidacea: Pyuridae). *J. Nat. Hist.* 37: 1555-1569.
- SOKAL, R. & ROHLF, F. 1995. *Biometry – the principles and practice of statistics in biological research*. new york, w.h. freeman and company, 3rd ed., 887p.
- STEWART R., WEAVER J., MORSE, D. & WAITE, J. 2004. The tube cement of *Phragmatopoma californica*: a solid foam. *J. Exp. Biol.* 207: 4727-4734.
- SUTHERLAND, J. 1978. Functional roles of *Schizoporella* and *Styela* in the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecology* 59: 257-264.
- SUTHERLAND, J. & R. KARLSON 1977. Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Ecol. Monogr.* 47: 425-446.
- UEBELACKER, J. 1984a. Family Opheliidae Malmgren, 1867. Cap 17. En: *Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of Mexico*. Uebelacker, J. y Jhonson, P. (eds). Barry, A. Vittor and Associates, Inc. Mobile, Alabama, E.U. 3: 17/1-17/15.
- UEBELACKER, J. 1984b. Familia Hesionidae. En: *Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of México*. (eds). Uebelacker, J.; Johnson P. & Vittor, B. Final Report to the Mineral Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry, A. Vittor & Associates, Inc., Mobile, Alabama, 4:28/1-28/39.
- UEBELACKER, J. 1984c. Familia Syllidae En: *Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of México*. (eds). Uebelacker, J.; Johnson, P. & Vittor, B. Final Report to the Mineral Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry, A. Vittor & Associates, Inc., Mobile, Alabama, 4: 30/1-30/151.
- WESHOVEN, R. Y WERSHOVEN, J. 1988. *A survey of juvenile green turtle and their resting and foraging habitats off Broward County, Florida*. Resources. Department of Natural Resources, Division of Marine Resources. Tallahassee, FL.
- WINSNES, I., 1989. Eunicid polychaetes (Annelida) from Scandinavian and adjacent water. Family Eunicidae. *Zool. Scr.* 18 (4); 483-500.

WOLLAST, R., 2002. Continental margins-review of geochemical setting. In Ocean Margin Systems, G. wefer, D. Billett, D. Hebbein, B. B. Jorgensen, M. Schluter and T. Van Weering. eds. Springer-Verlag. Berlin, 15-31.

YOKOYAMA, H. 1988. Effects of temperature on the feeding activity and growth rate of the spionid polychaeta *Paraprionospio* sp. (Form A). *J. of Exp. Mar. Biol. Ecol.* 123(1): 41-60.

RECIBIDO: Marzo 2016.

ACEPTADO: Mayo 2016.

## GEOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA LAGUNA LA RESTINGA, VENEZUELA.

PATRICIA H. ROMERO<sup>1\*</sup>, KATHERINE MALAVÉ<sup>1</sup>, RAFAEL PINTO<sup>1</sup>, OSCAR DÍAZ-DÍAZ<sup>2</sup> & MARY ISABEL SEGNINI DE BRAVO<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Postgrado en Ciencias Marinas, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad e Oriente, Cumaná, Venezuela.

<sup>2</sup>Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela.

\*e-mail: patricia2075@gmail.com

Resumen. En este estudio se proporciona información sobre aspectos granulométricos, contenido de materia orgánica y concentración de metales pesados en tres localidades de la laguna La Restinga, estado Nueva Esparta. El análisis granulométrico indicó un predominio de partículas medias. Los elevados valores de materia orgánica y de carbonatos podrían estar relacionados con la presencia de *Thalassia testudinum*, macroalgas bentónicas y raíces de mangles bien desarrolladas en todas las estaciones. Estos sistemas han sido reconocidos como hábitat para gran cantidad de organismos, principalmente moluscos y equinodermos, que son en gran medida una importante fuente de aporte de calcio al sedimento. Respecto a los metales pesados, las concentraciones de Pb totales estuvieron comprendidas entre 27,97 y 48,55 mg/kg; las concentraciones de Cu total entre 5,19 y 67,9 mg/kg. Los valores de estos dos metales están por encima de los valores normales, sin embargo, los mismos pudieran ser el efecto de una alteración transitoria. Las concentraciones del resto de los metales analizados (Cd, Zn y Fe) se encontraron dentro de valores normales.

Palabras clave: Metales pesados, contaminación, sedimentos, granulometría, materia orgánica.

Abstract. In this paper, information about granulometric composition, organic matter and heavy metals concentrations at three stations from La Restinga lagoon is provided, granulometric analysis showed dominance of medium particles sand. High levels of organic matter and carbonates could be related to the presence of *Thalassia testudinum*, macroalgae benthic and mangrove roots well developed in all seasons. These systems have been recognized as habitat for a large number of organisms, mainly molluscs and echinoderms, which they are largely an important source of calcium intake to sediment. The concentrations of Pb total were between 27.97 and 48.55 mg/kg; and Cu total concentrations were between 5.19 and 67.9 mg/kg. The values of these two metals are above normal levels. However, these specific results could be a transient alteration. Concentrations of all other analysed metals (Cd, Zn, Fe) were found within normal values.

Key words. Heavy metals, pollution, sediments, granulometric analysis, organic matter

### INTRODUCCIÓN

Dentro de la contaminación marina, los elementos que en principio generan un mayor riesgo para la biota marina a corto plazo y para la salud humana a mediano plazo son los denominados metales pesados, dada su capacidad para acumularse en la cadena trófica. Los metales pesados pueden ser liberados al agua por procesos naturales o como consecuencia de las actividades humanas. Naturalmente, ocurre la meteorización de los minerales desde una fuente natural que contiene estos metales. También pueden ser liberados en el medio ambiente por la meteorización de los minerales principalmente de los sulfuros metálicos (ALPERS & BLOWES 1994). Las concentraciones de metales pesados liberados en el agua por procesos naturales son por lo general bajas (STUMM & MORGAN 1981).

La entrada de los metales pesados en el medio ambiente por actividades humanas es a menudo mayor que la de las fuentes naturales (NRIAGU 1994), ya sea por la quema de combustibles fósiles, por la fundición de metales, actividades mineras, eliminación de residuos, efluentes industriales y por las aguas residuales municipales (DREVER 1997).

El aumento de las concentraciones de algunas formas químicas de los metales liberados en las aguas subterráneas, ríos, lagos, océanos, sedimentos y suelos, pueden llegar a ser peligrosos para los organismos (SMITH 1992). La disponibilidad biológica depende de la especiación de un metal, que se ve afectado por una amplia gama de las condiciones ambientales tales como el pH, la presencia de carbono orgánico disuelto y la composición de las rocas o suelos (STUMM & MORGAN 1981).

La toxicidad de los contaminantes puede conducir a efectos bioquímicos, fisiológicos y a la mortalidad cuando se exceden los umbrales de adaptación en los organismos. Se ha demostrado que los sedimentos marinos actúan como trampas, acumulando grandes cantidades de componentes inorgánicos altamente tóxicos, como los metales pesados (BONILLA *et al.* 2003). Algunos de los aspectos más importantes de la contaminación de los ambientes marinos costeros lo constituyen estos compuestos (EMOYAN *et al.* 2006). El interés por ellos, es poder determinar el grado de contaminación o alteración a que han sido sometidos los ecosistemas acuáticos. Por esta razón, son ampliamente estudiados para conocer su origen, evolución, concentración y distribución (BONILLA *et al.* 2003; ACOSTA & LODEIROS 2004; MARTÍNEZ *et al.* 2005; MÁRQUEZ *et al.* 2012). De acuerdo a esto, en el presente trabajo se determinaron parámetros químicos en el sedimento para evaluar las características geoquímicas de la laguna de La Restinga, detectando la concentración de metales pesados en el sedimento y su biodisponibilidad en el ambiente.

#### METODOLOGÍA

La laguna de La Restinga está ubicada en la parte intermedia de la Isla de Margarita, entre 10°57' y 11°03' N y 64°01' y 64°12' O. Posee forma triangular con una longitud máxima de 15 km, una anchura máxima de 5 km, un área de 26 km<sup>2</sup> y un volumen de 14.505.000 m<sup>3</sup> (RAMÍREZ 1996). Este ecosistema presenta bosques de manglar de franja bien desarrollados de hasta 5m de altura en un área de 11 km<sup>2</sup> desde la única entrada de agua marina (canal principal) hasta el sistema de lagunas internas (GUERRA-CASTRO *et al.* 2011).

Los muestreos se realizaron en noviembre de 2014. Se establecieron tres estaciones, 1) ubicada en el canal principal denominado Balsa La Salle (372.915 N - 1.214.213 W); 2) cerca en el canal de entrada a La Tortuga (373.223 N - 1.215.470 W) y 3) en la entrada a Los Canales (374.612 N - 1.214.288 W). La recolección de las muestras se realizó empleando equipo básico de buceo y un nucleador de acero inoxidable de 10 cm de diámetro, tomando dos núcleos por estación, cada núcleo con una altura de 20 cm. Los mismos se recolectaron a una profundidad de 2 m, empleando como plataforma de trabajo una embarcación tipo peñero y se almacenaron en bolsas plásticas con cierre hermético. Las muestras fueron secadas en una estufa, marca Memmert,

modelo 100-800, a 60°C. Una vez secas se obtuvo una submuestra que se utilizó para los análisis de granulometría y otra fue pulverizada en un mortero de porcelana, para realizar los análisis de contenido de materia orgánica, carbonatos y metales pesados.

Los análisis granulométricos se realizaron siguiendo la metodología descrita por GRAY (1981). La fracción gruesa fue tamizada en una batería de tamices, para lo cual fueron utilizados 100 g de la muestra seca sometida a agitación por 10 minutos en un agitador mecánico Thomas Sieve Shaker. Los análisis de materia orgánica en el sedimento se basaron en la metodología propuesta por DEAN (1974) que se fundamenta en la mineralización total de la materia orgánica, que ocurre debido a la oxidación de la misma en la muestra hasta dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), el cual es liberado a la atmósfera. Esto se logró calcinando las muestras de sedimento a una temperatura de 450 °C en una mufla, durante 8 horas, de manera tal, que se obtuviera una fracción libre de materia orgánica. La cantidad (%) fue estimada por diferencia de peso y se repitió el procedimiento en intervalos de 2 h hasta obtener un peso constante (BERNAL & BETANCUR, 1996). El contenido de carbonatos en los sedimentos fue determinado utilizando el método de digestión ácida (HCl 6M) descrito por BARNES (1959). La muestra al ser colocada en un medio ácido desprende carbonatos, lo que permite estimar la cantidad (%) por diferencia de peso.

Para determinar el contenido de metales pesados (cobre, níquel, manganeso, cobalto, cadmio, plomo, hierro y zinc) se colocó 1 g de muestra, por triplicado, de sedimento seco a digestión con 5 ml de una mezcla azeotrópica de ácido nítrico, clorhídrico y perclórico concentrados, en una proporción de 3:1:1 (LEWIS & LANDING 1992), durante 6 h a una temperatura de 100 °C, con agitación ocasional, para la extracción de los metales en fase acuosa. Una vez fría, la muestra se filtró y aforó a un volumen de 25 ml con agua desionizada. Para determinar la fracción biodisponible de metales pesados en el sedimento, asociadas también a los carbonatos y a los Oxihidróxidos de Manganeso reactivos; se extrajeron con una solución de ácido acético al 25%. En el procedimiento, 10 ml de la solución anterior se agregaron a 1 g de sedimento seco, agitándose a temperatura ambiente durante 6 h, en un agitador mecánico, para después centrifugar y almacenar el líquido sobrenadante, enrasándose hasta 25 ml con agua desionizada. Las concentraciones totales y biodisponibles de metales pesados, se determinaron

por Espectrofotometría de Absorción Atómica (EUA) con llama de aire-acetileno y corrección de fondo de deuterio utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer, modelo 3110 (EUA), acoplado con un automuestreador Perkin Elmer AS-51 (EUA).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desde el punto de vista granulométrico, las partículas de arena predominaron en las estaciones 1 y 2 (Tabla 1), siendo la estación 2 la que muestra los mayores porcentajes; al contrario las fracciones finas (lodo) estuvieron pobremente representadas, aunque éstas últimas se detectaron con mayor porcentaje en la estación 3. Estos resultados coinciden con lo señalado por MENDOZA-SALAZAR (2012) para esta misma zona de estudio. El contenido de materia orgánica en la fracción fina resultó ser superior en la estación 3. Resultado contrario fue observado para el contenido de carbonatos, siendo la estación 1 la que presentó el mayor valor para éste parámetro (Tabla 1). Los altos valores de contenido materia orgánica y de carbonatos, podrían estar relacionados con la presencia de macroalgas bentónicas y raíces de mangles bien desarrolladas en la estación 3 y de *Thalassia testudinum* en las estaciones 1 y 2. Ambos sistemas han sido reconocidos como hábitat para gran cantidad de organismos, principalmente moluscos y equinodermos, que son en gran medida una importante fuente de aporte de calcio al sedimento (ZARZOZA 1974, DE LA LANZA 1986).

Por otro lado, la estación 3, se ubica en la zona centro oriental de la laguna, caracterizada por poca profundidad, donde las corrientes ejercen menor efecto (GÓMEZ 1999). Las estaciones 1 y 2, ubicadas en el sector occidental y nor-occidental del sistema, respectivamente, con aguas de mayor profundidad que la estación 3, experimentan

un efecto más intenso de las corrientes, especialmente durante el llenado. En estas dos estaciones el proceso de flujo al interior de la laguna, ocurre más rápidamente que en la zona oriental, es decir la circulación del agua y el transporte de elementos influye significativamente en el proceso de transporte y deposición del sedimento. Este hidro-dinamismo genera turbulencias permitiendo que la composición granulométrica tenga un predominio de partículas medias, contrario a lo que ocurre en la estación 3, donde la composición granulométrica se encontró más o menos equilibrada (Tabla 1).

Como es conocido, la composición granulométrica tiene relación directa con la cantidad de metales pesados y otros elementos contenidos en el sedimento, esta propiedad es generalmente empleada para determinar el estado de salud de los fondos marinos o acuícolas (EPA 2008).

Las concentraciones de Pb totales en los sedimentos superficiales de la laguna de la Restinga presentaron concentraciones similares en las tres estaciones, específicamente en las fracciones de grava. Por otro lado, los menores valores del metal se reportaron para la estación 3 en las fracciones de arena y lodo con 27,97 mg/kg y 29,50 mg/kg respectivamente, contrariamente a las estaciones 1 y 2 (Tabla 2). Asimismo, se puede mencionar que el contenido de Pb biodisponible (Tabla 3), en las fracciones de los sedimentos superficiales presentó la misma tendencia que el contenido de Pb totales obtenidos. El Pb es un elemento que, reconocidamente, tiene un aporte antropogénico, alcanzando niveles globales, siendo su principal fuente la atmósfera (SALAMANCA & JARA 2003). SADIQ (1992) señaló que los valores de Pb total en los sedimentos no deben ser mayores a 5 mg/kg, valor que es ampliamente superado en los sedimentos de la laguna de la Restinga. FERMÍN (2002), reportó para la laguna de

Tabla 1 Composición granulométrica y contenido de materia orgánica y de carbonatos en cada una de las fracciones para cada una de las estaciones de muestreo de la laguna de la Restinga, estado sucre, Venezuela.

	Estación 1			Estación 2			Estación 3		
	Grava	Arena	Lodo	Grava	Arena	Lodo	Grava	Arena	Lodo
Granulometría (%)	38,466	60,124	1,410	33,435	65,796	0,768	12,901	42,668	44,431
Materia orgánica (%)	4,536	4,666	11,574	2,042	3,903	*	1,750	4,677	21,434
Carbonatos (%)	21,196	16,402	39,731	28,970	17,586	*	25,015	15,948	18,835

Tabla 2. Metales totales determinados en cada una fracciones para cada una de las estaciones de muestreo de la laguna de la Restinga, estado Sucre, Venezuela.

Metales (mg/Kg p.s.)	Estación 1			Estación 2			Estación 3		
	Grava	Arena	Lodo	Grava	Arena	Lodo	Grava	Arena	Lodo
Cu	8,78	8,15	32,93	8,85	7,78	67,99	5,19	6,65	21,99
Pb	48,05	43,29	42,75	40,48	34,62	45,92	48,55	27,97	29,5
Cd	0,24	0,19	0,15	0,22	0,17	0,14	0,23	0,14	0,09
Fe	1823,27	1302,73	936,52	1476,6	316,72	397,95	571,11	1975,37	2384,04
Zn	0	129,87	430,95	40,94	0	319,86	72,13	0	21,7

Cu: Cobre; Pb: Plomo; Cd: Cadmio; Fe: Hierro; Zn: Zinc

Unare un valor mínimo de plomo total de 10,80 mg/kg y un valor máximo de 43,80 mg/kg, siendo los valores máximos reportados similares a los encontrados en el presente estudio. Por su parte SENIOR & CASTAÑEDA (1997) señalaron una concentración promedio de Pb de 11,70 mg/kg para los sedimentos superficiales de la Bahía de Pozuelos, reseñando estos autores que de acuerdo a SADIQ (1992) este ecosistema se encuentra contaminado por el metal. Es importante destacar que estos resultados son muy inferiores a los reportados en la presente investigación. En relación a los resultados obtenidos de la concentración de Pb biodisponible, se sugiere un claro aporte antropogénico en la laguna de la Restinga, sugiriéndose que esto pudiera estar asociado al tránsito de embarcaciones con motores fuera de borda, entre otras actividades antrópicas. RODRÍGUEZ *et al.* (2012) estudiaron la biodisponibilidad de metales pesados en los sedimentos superficiales de la zona costera de Cumaná, Estado Sucre, Venezuela y reportaron concentraciones promedios de Pb biodisponibles de 1,43 mg/kg durante la temporada de lluvia y 0,95 mg/kg en la sequía, concentraciones que son mínimas en comparación a las concentraciones en este estudio.

Las concentraciones de Cu total registradas en las diferentes fracciones de los sedimentos superficiales de la laguna de la Restinga, presentaron valores máximos en las fracciones de lodos en las tres estaciones, siendo la estación 2 la que presentó el máximo contenido de Cu, 67,9 mg/kg. En contraposición, los valores de las concentraciones de Cu en las fracciones de grava y arena fueron bajas en todas las estaciones (Tabla 2). La biodisponibilidad del Cu en la estación 2 resultó ligeramente superior con respecto a las demás estaciones (Tabla 3). En relación a las concentraciones de Cu totales y biodisponibles en

los sedimentos superficiales, SADIQ (1992) señaló como valor límite de contaminación para este metal de 10 mg/kg, lo cual indica que estamos frente a un ambiente contaminado por Cu, sobre todo en las fracciones de lodos. Se ha señalado que las variaciones observadas en el contenido de metales trazas biodisponibles en sedimentos superficiales pueden ser producto de la disolución de los sedimentos al mezclarse con sedimentos marinos menos contaminados (FERGUSON 1990).

El contenido de Cd total en los sedimentos superficiales reportado para la laguna de la Restinga estuvo comprendido entre valores máximos para la fracción de grava de 0,24 mg/kg, 0,22 mg/kg y 0,23 mg/kg para las estaciones 1, 2 y 3 respectivamente. Mientras que los menores valores se presentaron en ese mismo orden específicamente para la fracción de lodo con 0,15 mg/kg, 0,14 mg/kg y 0,09 mg/kg (Tabla 2). Destacándose que la estación 1 mostró, relativamente, mayores contenidos de Cd total en los sedimentos superficiales de la laguna de la Restinga. Los aportes antrópicos del metal son considerados su principal fuente al medio marino, en general, el Cd se incorpora en estos ecosistemas, por deposición atmosférica y a través de descargas de efluentes desde fuentes cercanas a las zonas costeras (SADIQ 1992). En ese mismo orden de ideas, SADIQ (1992), estableció como concentración límite de Cd en los sedimentos superficiales, valores por debajo de 1 mg/kg. Asimismo, FERGUSON (1990) indicó que las concentraciones en sedimentos no contaminados con Cd están en un margen <0,1-0,5 mg/kg. En relación a esto se puede sugerir que de acuerdo a los valores encontrados en el presente estudio, el ecosistema estudiado está libre de contaminación por Cd. SENIOR & APARICIO (1992) encontraron concentraciones promedios de este metal

Tabla 3. Metales biodisponibles determinados en cada una fracciones para cada una de las estaciones de muestreo.

Metales (mg/Kg p.s.)	Estación 1		Estación 2			Estación 3	
	Grava	Arena	Grava	Arena	Lodo	Grava	Arena
Cu	9,85	9,14	10,23	8,44	4,01	8,03	5,65
Pb	35,00	33,86	34,99	29,44	15,45	30,56	23,19

Cu: Cobre; Pb: Plomo

en los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, Venezuela de 0,99 mg/kg y FERMÍN (2002) en estudios realizados en la misma área, indicó que los valores promedios de Cd total en los sedimentos superficiales fueron de 1,51 mg/kg, ambos resultados superiores al presente estudio. Por otro lado, FUENTES (1998), reportó un valor promedio de 0,23 mg/kg en los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, concluyendo que en dicha área no existía contaminación por Cd. SENIOR & CASTAÑEDA (1997) reportaron un valor promedio de 0,03 µg/g en los sedimentos superficiales de la Bahía de Pozuelos, considerando que esta bahía estaba libre de contaminación por Cd de acuerdo a los criterios de SADIQ (1992). Es importante destacar que las concentraciones de Cd presentes en cualquier ecosistema tienden a bioacumularse y biomagnificarse por lo que se considera necesario el monitoreo constante de su presencia y comportamiento en el ambiente.

El contenido total de Zn en los sedimentos superficiales de la laguna de la Restinga se presenta en la Tabla 2. Las mayores concentraciones de este metal se encontraron en las estaciones 1 y 2 específicamente en la fracción de lodo con 430,95 mg/kg y 319,86 mg/kg, respectivamente. Para las estaciones 2 y 3 no se detectó este metal en las fracciones de arena, mientras que para la estación 1 el metal no fue detectado en la fracción de grava. Es de resaltar que la estación 1 fue la que presentó mayor concentración.

#### REFERENCIAS

- AGUADO, B. 2012. Especiación de metales pesados en sedimentos superficiales del sector central del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de Pregrado. Departamento de Química, Universidad de Oriente, Cumaná.
- ACOSTA, V. & C. LODEIROS. 2004. Metales pesados en la almeja *Tivela mactroides* Born, 1778 (Bivalvia: Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Cienc. Mar.* 30: 323–333.
- ALPERS, C. & D.W. BLOWERS. EDS. 1994. Environmental geochemistry of sulfide oxidation. American Chemical Society Symposium Series, 550: 681 p.
- BONILLA, D., S. ARANDA, C. RAMÍREZ, J. MOYA & L. ESPINOSA. 2003. Calidad de los sedimentos superficiales de la ensenada Grande del Obispo, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 42: 3-27.
- BARNES, H. 1959. Apparatus and Methods of Oceanography. Part one. Chemical. Allen & Unwin. Nueva York. EEUU. 339 pp.
- BERNAL, G. & J. Betancur. 1996. Sedimentología de lagunas costeras: Ciénaga Grande de Santa Marta y Ciénaga de Pajarales. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 25: 49 – 76.
- CASTELLAR, F. 2004. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del Golfo de Santa Fe, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de pregrado. Departamento de Química, Universidad de Oriente, Cumaná.
- DEAN, N. 1974. Determination of carbonate and the organic matter in calcareous sediments rocks by loss on ignition. Comparison with other methods. *J. Petrology* 44: 242 – 248.
- DE LA LANZA, G. 1986. Materia orgánica en los sedimentos del sistema lagunar Huizache y Caimanero. Importancia, comportamiento y significado en modelos de predicción. *Ant. Inst. Cien. Mar. Limn. U.N.A.M.*, 13: 251–286

- DREVER J.I. 1997. The geochemistry of natural waters. Prentice Hall, New York. 437 pp.
- EMOYAN, O., F. OGBAN & E. AKARAH. 2006. Evaluation of heavy metals loading of River Ijana in Ekpan Warri, Nigeria. *J. Appl. Sci. Environm. Manag.*, 10 (2): 121 –127.
- EPA (United State, Environmental Protection Agency), Office of Water, Office of Science and Technology. 2008. Methods for evaluating wetland condition # 18 Biogeochemical indicators. Washington, DC. Disponible en: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/bawwg/publicat.html>.
- FERGUSON, J.E. 1990. The heavy elements: Chemistry, environmental impact, and health effects. Pergamum Press, Oxford, England, 614 pp.
- FERMÍN, I. 2002. Estudio Geoquímico de la laguna de Unare, Estado Anzoátegui, Venezuela. Instituto Oceanográfico, Universidad de Oriente. Tesis de Grado. 106 pp.
- FUENTES, M. 1998. Condiciones geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, Edo. Sucre, Venezuela. Trabajo de Grado, Magister Scientiarum en Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 113 p.
- GÓMEZ, A. 1999. Los recursos marinos renovables del Estado Nueva Esparta, Venezuela. Biología y pesca de las espacios comerciales. Tomo I. Invertebrados y algas. 208 pp.
- GRAY, J. 1981. The ecology of marine sediments. An introduction to structure and function of benthic communities. Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra. 185 pp.
- GUERRA-CASTRO, E., J. Cruz-Motta & J. Conde. 2011. Cuantificación de la diversidad de especies incrustantes asociadas a las raíces de *Rhizophora mangle* L. en el Parque Nacional Laguna de La Restinga. *Interciencia* 36 (12): 923-930.
- LEWIS, B. & W. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended-particulate trace metal fractionation in the Black Sea. *Mar. Chem.*, 40: 105-141.
- MARCANO, Y. 2012. Fraccionamiento geoquímico de metales pesados en sedimentos superficiales del sector marino costero Arapito-Santa Fe, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de pregrado. Departamento de Química, Universidad de Oriente, Cumaná.
- MÁRQUEZ A., O. GARCÍA, W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, A. GONZÁLEZ & I. FERMÍN. 2012. Metales Pesados en sedimentos superficiales del Río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 51 (1): 3-18.
- MARTÍNEZ, G. 2002. Metales pesados en sedimentos superficiales del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 41(1 y 2): 83-96.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR & A. MÁRQUEZ. 2005. Distribución y especiación de metales pesados en el material en suspensión de las aguas superficiales de la pluma del Río Manzanares, edo. Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 44 (2): 75-87.
- MENDOZA-SALAZAR, S. 2012. Caracterización de los sedimentos superficiales de la laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta, Venezuela. Trab. Grad MSc. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 104pp.
- MOYA, A. 2010. Fraccionamiento geoquímico de metales trazas en sedimentos superficiales del sector oriental del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trab. Grad., Universidad de Oriente, Cumaná.
- NRIAGU, J. 1994. Arsenic in the Environment. Part I: Cycling and Characterization. John Wiley & Sons, INC. New York. pp. 1-417.
- RAMÍREZ, P. 1996. Lagunas Costeras Venezolanas. Benavente & Martínez. Porlamar, Venezuela. 275 pp.
- RODRÍGUEZ, E., D. ROMERO, G. MARTÍNEZ, I. FERMÍN & W. SENIOR. 2012. Influencia del río Manzanares en la biodisponibilidad de metales pesados (Co, Cr, Pb y Zn) en la zona costera frente a la ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela. *Avances en Química*, 7 (1): 57-63 pp.
- SADIQ, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, Inc. New Cork. 389 pp.

- SALAMANCA, M. & B. JARA. 2003. Distribución y acumulación de plomo (Pb y <sup>210</sup>Pb) en sedimentos de los fiordos de la XI región, Chile. *Cienc. Tecn. Mar*, 26:(2): 61-71.
- SENIOR, W. & R. APARICIO. 1992. Estudio ambiental de las Costas del Estado Anzoátegui. Proyecto EACA-Área de Jose. Informe final. Convenio IOV. (UDO)-Corpoven. 221 pp.
- SENIOR, W. & J. CASTAÑEDA. 1997. Evaluación ambiental de las bahías de Bergantín, Pozuelos y Barcelona, ubicadas en las costas del Edo. Anzoátegui. Informe final, PDVSA.
- SMITH, K. 1992. Environmental hazards: assessing risk and reducing disaster. London: Routledge, 435 pp.
- STUMM, W & MORGAN, J. 1981. Aquatic Chemistry - An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons, New York, 780 p.
- WHITE, K. D. & TITTLEBAUM, M. E. 1985. Metal distribution and contamination in sediments. *J. Environm. Eng.*, 111: 161-175.
- ZARZOSA, J. 1974. Características sedimentológicas y geomorfológicas de la laguna de La Restinga, Isla de Margarita - Venezuela.

RECIBIDO: Abril 2016.

ACEPTADO: Agosto 2016.

## INFORMACIÓN PARA LOS AUTORES

Las publicaciones del Instituto Oceanográfico tienen como objetivo primordial difundir el conocimiento sobre la Oceanografía del Mar Caribe y Océano Atlántico Tropical. A pesar de que se dará preferencia a las investigaciones científicas en estas áreas, también serán aceptados trabajos en otras zonas, que ofrezcan conclusiones de carácter general.

En el BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA serán publicados artículos científicos que constituyan una contribución original en las ciencias marinas. Los idiomas permitidos son castellano e inglés. Los manuscritos deben ser remitidos al Editor del Boletín, Instituto Oceanográfico de Venezuela. [jeiovudo@gmail.com](mailto:jeiovudo@gmail.com)

Las siguientes normas rigen las publicaciones del Instituto Oceanográfico y deben ser seguidas cuidadosamente por los autores. El estilo para la preparación de los manuscritos se describe en las "NORMAS PARA LA PREPARACIÓN DE MANUSCRITOS A SER SOMETIDOS AL BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA", publicadas en el Vol. 43, 2004. Se recomienda a los autores consultar este artículo antes de preparar su manuscrito. También puede ser solicitado en <http://comision.sucr.edu.ve/iov/boletin/index.asp> - o en <http://bibliotecadigital.udo.edu.ve/boletinoceanografico/>

**MANUSCRITOS.** Deben ser trabajos originales no presentados a ninguna otra revista. Es recomendable que las ilustraciones no excedan el 30% de la extensión total del trabajo. El Boletín aceptará artículos, notas y revisiones. Los artículos son las publicaciones científicas de investigación experimental o teórica. Las notas son comunicaciones cortas sobre un tema específico, en ocasiones informando sobre los resultados parciales de una investigación. Las revisiones son comunicaciones solicitadas a un investigador sobre un determinado tópico, en el cual el autor tiene una dilatada trayectoria, reflejada en sus publicaciones.

Un artículo típico podría constar de las siguientes partes: Enunciado del trabajo; Resumen; Palabras Clave; Abstract; Key Words; Introducción; Materiales y Métodos; Resultados; Discusión; Conclusiones; Agradecimiento y Referencias.

Cuando los autores sean más de tres, se debe anexar una declaración, indicando la contribución en la planificación y ejecución de la investigación, de cada autor.

**REFERENCIAS.** Todas las referencias deben ser citadas en orden alfabético. Las abreviaturas de los nombres de las revistas deben seguir las normas internacionalmente aceptadas. Los siguientes ejemplos indican la manera como deben ser hechas las referencias de: (a) una revista, (b) un libro, (c) un capítulo de un libro, (d) trabajos de grado y ascenso, (e) internet.

- (a) DÍAZ, O. & I. LIÑERO. 2000. Poliquetos asociados a substratos sumergidos en la costa oriental de Venezuela. I: Terebellidae. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 39 (1): 33-47.
- (b) WOOD, E. J. E. 1965. *Marine Microbiol Ecology*. Chapman and Hall Ltd., Londres, UK. 243 pp.
- (c) ALVARIÑO, A. 1965. Chaetognaths. In *Oceanography and Marine Biology* (Ed. H. Barnes). Hafner Publishing Co. New York, USA. 3: 115-194.
- (d) ANDRADE, J. 1994. *Algunos aspectos sobre la biología de Americonuphis magna Polychaeta; Annelida*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 114 pp.
- (e) SANDERS, P. 2005. Science versus democracy. The Institute of Science in Society, London, U.K. Disponible en [http://www.i-sis.org.uk/science\\_vs\\_democracy.php](http://www.i-sis.org.uk/science_vs_democracy.php) (accesada abril 2005).

### ENVÍO DE MANUSCRITOS

Antes de someter el manuscrito a la consideración del Editor verifique cuidadosamente que el artículo haya sido escrito de acuerdo a las normas de la revista, debe revisar especialmente la lista referencias, también deberá asegurarse que todo el material ilustrativo esté incluido. Las figuras y leyendas deben ser de excelente calidad y poseer buena resolución.

El manuscrito deberá ser sometido electrónicamente a: [jeiovudo@gmail.com](mailto:jeiovudo@gmail.com).

Para mayor información consultar la página <http://ojs.udo.edu.ve/index.php/boletiniiov>

Editor

Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela,  
Universidad de Oriente, Apdo. Postal 80, Cumaná,  
Estado Sucre, Venezuela