

UNIVERSIDAD DE ORIENTE - CUMANÁ, VENEZUELA / VOLUMEN 54 / N° 1 - 2015



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'CRUZ
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 & GEDIO MARÍN
Editores Asociados

CARLOS A. FIGUEROA ASCANIO

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
LORETO, M., I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, G. RODRÍGUEZ & R. DE LA CRUZ. Evaluación de las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales en núcleos de sedimentos procedentes del islote caribe y el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo, estado Sucre, Venezuela.	3
CALVO-TRUJILLO, A., J. DIAZ-RAMOS, S. SUBERO-PINO, L. CHARZEDDINE-CHARZEDDINE, K. RINCONES-REYES, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, M. ELGUEZABAL-MÉNDEZ, B. MARÍN & B. MÁRQUEZ. Variación a corto plazo del fitoplancton en la bahía de Turpialito, golfo de Cariaco, Venezuela, durante la época de lluvias.	13
ALAN MARTÍNEZ, A., B. MARÍN, J. NUÑEZ & L. ARIZA. Variabilidad temporal de la composición y abundancia de larvas de peces de la laguna de Chacopata y zonas adyacentes, estado Sucre, Venezuela.	25
MUÑOZ GIL, J., G. MARÍN & L. GONZÁLEZ. Primer registro de la gaviota patinegra (<i>Thalasseus sandvicensis</i>) en el estado Sucre, Venezuela.	39
MUJICA, J. & G. MARÍN. Composición temporal de aves acuáticas en dos lagunetas suburbanas litorales de la ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela.	43
RANGEL, M. S. & A. TAGLIAFICO. Distribución, abundancia y estructura de tallas de nueve especies de gasterópodos de la isla de Cubagua, Venezuela.	57
EHEMANN, N., L. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ & I. JIMÉNEZ. Ictiofauna de los embalses y lagunas dulceacuícolas de la isla de Margarita, Nueva Esparta, Venezuela.	71

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

EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE ACEITES Y GRASAS E HIDROCARBUROS TOTALES EN NÚCLEOS DE SEDIMENTOS PROCEDENTES DEL ISLOTE CARIBE Y EL COMPLEJO LAGUNAR CHACOPATA-BOCARIPO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA.

MARILÚ PÉREZ LORETO¹, IVIS M. FERMÍN², GREGORIO J. MARTÍNEZ², GERMÁN L. RODRÍGUEZ² & RICARDO J. DE LA CRUZ²

¹Centro de Investigaciones Ecológicas “Guayacán”, Vicerrectorado Académico, Universidad de Oriente.
mperezloreto@gmail.com

²Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

RESUMEN: Se valoraron concentraciones de aceites y grasas (AG) e hidrocarburos totales (HT) y se realizaron análisis granulométricos y geoquímicos en estratos superficiales y sub-superficiales. Siete núcleos fueron muestreados en mayo 2010 usando tubos plásticos de PVC (70 x 3,5 cm) que se refrigeraron (-4 °C) hasta su procesamiento. Los estratos se obtuvieron, según la talla del núcleo (14-38 cm). Concentraciones de AG e HT se determinaron mediante la técnica del infrarrojo en niveles no contaminantes, según UNESCO, las cuales mostraron correlaciones entre sí ($r = 0,42$; $p = 0,000$) y con lodos ($r = 0,49$; $p = 0,05$); su distribución vertical fue variable. En islote Caribe, los contenidos de materia orgánica total (MOT) y carbonato de calcio (CaCO_3) se observaron, significativamente, más elevados y correlacionados entre sí ($r = 0,68$; $p = 0,000$); la distribución en los estratos fue similar para la MOT y la de CaCO_3 fue variada; lo que puede ser explicado por el enriquecimiento del agua, ya sea por surgencia; los afluentes de las plumas de los ríos Orinoco y Amazonas, los efectos de las ondas internas y los aportes de las lagunas costeras. Al sur de la laguna Chacopata, el núcleo 3 reflejó condiciones hidro-geoquímicas adecuadas para acumular aceites y grasas e hidrocarburos totales. Se identificaron sitios de deposición antigua de material biogénico calcarenfítico en la zona media de la laguna Chacopata y en la boca de la laguna Bocaripo. Los sedimentos tienen textura arenosa, permeable y con niveles naturales de aceites y grasas e hidrocarburos que pueden ser considerados valores referenciales.

Palabras claves: Núcleos de sedimentos, compuestos orgánicos, calidad ambiental.

ABSTRACT: Concentrations of oils and grease (AG) and total hydrocarbons (HT) were assessed. Granulometric and geochemical analyzes were performed on surface and subsurface layers. Seven cores were sampled in May 2010 using plastic PVC tubes (70 x 3.5 cm) that were frozen (-4 °C) until processing. The layers were obtained, depending on the size of the nucleus (14 and 38 cm). AG and HT concentrations were determined using the technique of infrared. AG and HT were observed in not-contaminant level as established by UNESCO; they showed correlations with each other ($r = 0.42$; $p = 0.000$) and mud ($r = 0.49$; $p = 0.05$) and its vertical distribution was inconstant. The total organic matter content (MOT) and calcium carbonate (CaCO_3) were observed significantly higher and correlated with each other ($r = 0.68$; $p = 0.000$) in Caribbean islet. Vertical distribution to MOT was similar though to CaCO_3 was diverse; which may be explained by the enrichment of water, either by upwelling; plumes tributaries of the Orinoco and Amazon rivers, the effects of internal waves and the contributions of coastal lagoons. Hydro-geochemical conditions suitable to accumulate oils, grease and total hydrocarbons were observed in the southern part of the Chacopata lagoon (core 3). Identified sites of ancient deposition of material biogenic calcareous in the middle of the Chacopata lagoon area and at the mouth of the Bocaripo lagoon. Sediments were evaluated as sandy, permeable and with natural levels of oil, grease and total hydrocarbons; they may be considered reference values.

Keywords: Sediment cores, organic compounds, environmental quality.

INTRODUCCIÓN

El sedimento marino es una matriz estable que funciona como reservorio de nutrientes y contaminantes orgánicos e inorgánicos (CISTERNAS *et al.* 2000), entre los cuales compuestos exógenos como aceites y grasas e hidrocarburos han sido descritos como indicadores

sensitivos de contaminación orgánica antropogénica, ya que son escasamente solubles en agua y muy resistentes a la degradación (BARBA 2002; PARTIDA-GUTIÉRREZ *et al.* 2003), por lo que se les ha concedido especial atención en evaluaciones ambientales que los han estimado entre los principales contaminantes del agua, en la zona marino-costera venezolana (LÁREZ *et al.* 2004).

Las actividades del hombre han generado cambios ambientales que tienen efectos globales, por lo que, actualmente, solo se pueden observar sedimentos en condiciones naturales en los estratos inferiores de la columna que se forma cuando el material en suspensión es depositado en los fondos de sitios sedimentarios y son considerados „archivos“, siendo su apreciación más relevante cuando los sedimentos superan los 10-15 cm de profundidad, dado que proporciona información sobre la cantidad y calidad de la materia sedimentada (ARIAS & RAMÍREZ 2009; GUÍÑEZ *et al.* 2010). Por ello, se propuso determinar concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales y realizar análisis granulométricos y geoquímicos en estratos superficiales y sub-superficiales de sedimentos procedentes del islote Caribe y el Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo, para evaluar su calidad ambiental. La información obtenida puede ser útil para generar una base de datos necesaria en los programas de vigilancia y control de actividades susceptibles de ocasionar el deterioro ambiental, especialmente cuando se ha anunciado para el estado Sucre un crecimiento económico-social relacionado con la explotación gasífera-petrolera; la inminente construcción de un astillero, un terminal de petróleo crudo y un puerto de aguas profundas en la península de Araya (PROYECTO NACIONAL SIMÓN BOLÍVAR 2007).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El islote Caribe, dependencia federal de Venezuela perteneciente al estado Sucre, se localiza a $10^{\circ} 41' 233''$ N; $63^{\circ} 51' 523''$ O; aproximadamente a 3 Km al oeste del Morro de Chacopata y a 7 km al suroeste de la isla de Coche. Forma parte de los afloramientos continentales del canal Coche-Chacopata y su plataforma submarina es bastante somera en dirección este y sur. El Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo se localiza en la región nororiental de Venezuela, en la península de Araya, estado Sucre y está conformado por las lagunas Bocaripo y Chacopata (Fig. 1), las cuales están ubicadas entre las poblaciones de Guayacán y Chacopata a $10^{\circ} 39'$ y $10^{\circ} 41'$ N; $63^{\circ} 47' 30''$ y $63^{\circ} 49' 50''$ O, respectivamente (Fig. 1). La circulación del agua en dicho complejo depende básicamente de las mareas; tiene solamente aporte de agua dulce pluvial con un promedio que está por debajo de los 500 mm; ambas lagunas están rodeadas por manglar en casi toda su extensión y mantienen comunicación directa y permanente con el mar a través de sus bocas (RAMÍREZ 1996; MARCANO 1997).

En la zona antes mencionada, el tránsito de embarcaciones marinas es de intensidad moderada y, generalmente, adquieren combustible (gasolina) en contenedores plásticos para, posteriormente, mezclarlo con aceites lubricantes; tales actividades suelen ser realizadas en los muelles artesanales de las poblaciones circunvecinas o en el litoral adyacente a las bocas de entrada del mar en las lagunas Chacopata y Bocaripo; donde suelen ocasionar derrames y desechar cantidades de envases de aceites lubricantes que se acumulan en casi todo el litoral.

Actividades de campo y laboratorio

En mayo 2010 (época de transición sequía-lluvia) se realizaron muestreos de sedimentos, en el área comprendida entre la zona sur-oriental del Islote Caribe y el Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo (Fig. 1), donde se obtuvieron siete columnas sedimentarias (núcleos), usando tubos plásticos de PVC (70 x 3,5 cm) con tapa perforada, para la expulsión del agua desplazada, los cuales fueron clavados manualmente en forma vertical, mediante la fuerza de un buzo autónomo, a profundidades de la columna de agua que variaron desde 0,5 (Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo) hasta 3,0 m (islote Caribe); seguidamente fueron colocados en posición vertical en un contenedor plástico con hielo hasta su traslado al laboratorio, donde se refrigeraron a -4°C . En el laboratorio,

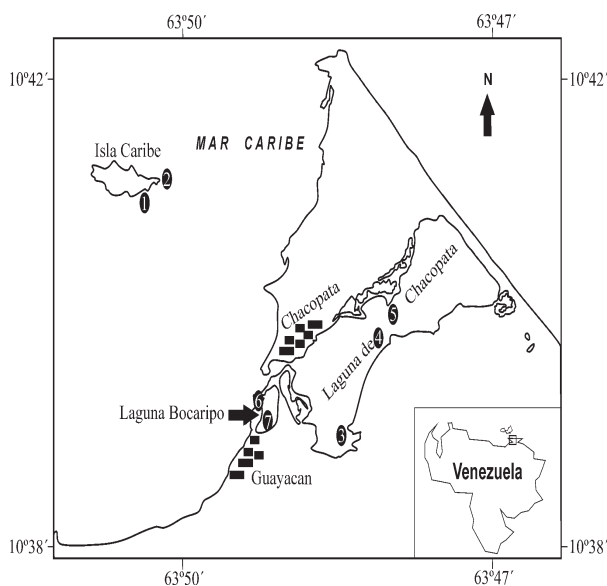


Fig. 1. Ubicación geográfica del área de muestreo, resaltando los sitios (1-7) donde se muestrearon los núcleos de sedimentos.

se procedió con la extracción de los núcleos. Para ello, cada tubo fue ligeramente descongelado a temperatura ambiente; luego, mediante un cilindro metálico se empujó la columna, tratando de conservar su integridad. Cada núcleo fue seccionado con una espátula de metal, para separar los estratos, lo que dependió del largo de cada núcleo (TABLAS 1, 2); seguidamente, fueron identificados como superficiales (0-15 cm) y de fondo o sub-superficiales (>15 cm). En cada estrato de sedimento se realizó la separación de las partículas por granulometría en tamices (ROA & BERTHOIS 1975); se determinó la cantidad de materia orgánica total (MOT) por calcimetría (DE LA LANZA 1980); se estimó el contenido de carbonatos por digestión ácida (BARNES 1959) y las concentraciones de aceites y grasas (AG) e hidrocarburos totales (HT) se detectaron con la técnica del infrarrojo, según Programa Caripol para el área del Caribe (BONILLA 1978). Las concentraciones determinadas no mostraron distribución normal ni se ajustaron con las transformaciones, por lo que fueron analizadas con el programa Statgraphics Plus 4.1 usando la prueba estadística no paramétrica Kruskal-Wallis que usa las medianas para las comparaciones (ZAR 1996) y análisis de correlación.

TABLA 1. Concentraciones de materia orgánica (MOT), carbonato de calcio (CaCO₃), aceites y grasas (AG) e hidrocarburos totales (HT) en núcleos de sedimentos procedentes del islote Caribe, Mayo 2010.

Núcleo/ Localidad	Profundidad (Cm)	MOT (gr/kg)	CaCO ₃ (gr/kg)	AG (mg/kg)	HT (mg/kg)
1 Islote Caribe	0-5	5,74	60,62	73,42	11,96
	5-10	5,45	61,91	30,25	31,89
	10-15	5,02	61,38	20,82	8,03
	15-20	5,61	60,78	11,13	11,95
	20-25	5,39	61,68	23,37	4,25
	25-30	5,41	60,86	66,56	7,65
	30-35	5,48	61,48	76,55	15,70
	35-38	5,58	61,07	40,84	9,44
	Mín	5,02	60,62	11,13	4,25
	Máx	5,74	61,91	76,55	31,89
	Prom	5,38	61,27	43,84	18,07
2 Islote Caribe	0-5	5,83	59,71	46,67	8,17
	5-10	5,63	61,88	34,19	7,55
	10-15	6,17	59,15	35,68	4,36
	15-20	6,37	60,53	45,57	7,25
	20-25	6,15	60,27	28,87	5,08
	25-30	6,02	63,00	28,27	9,42
	30-35	6,11	61,11	38,68	6,42
	Mín	5,63	59,15	28,27	4,36
	Máx	6,37	63,00	46,67	9,42
	Prom	6,00	61,07	37,47	6,89

TABLA 2. Concentraciones de materia orgánica (MOT) carbonato de calcio (CaCO₃), aceites y grasas (AG) e hidrocarburos totales (HT) en núcleos de sedimentos procedentes del Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo, Mayo 2010.

Núcleo/ Localidad	Profundidad (Cm)	MOT (gr/kg)	CaCO ₃ (gr/kg)	AG (mg/kg)	HT (mg/kg)
3 Laguna Chacopata	0-7	3,69	30,84	75,15	51,66
	7-14	4,77	29,66	17,94	8,89
	Mín.	3,69	29,66	17,94	8,89
	Máx.	4,77	30,84	75,15	51,66
	Prom.	4,23	30,25	46,55	30,27
4 Laguna Chacopata	0-5	5,19	27,83	17,98	7,64
	5-10	4,93	29,37	19,45	4,50
	10-15	5,03	39,89	17,55	5,33
	Mín.	4,93	27,83	17,55	4,50
	Máx.	5,19	39,89	19,45	7,64
Prom.	5,06	33,86	18,50	6,07	
5 Laguna Chacopata	0-5	4,95	26,39	26,29	7,47
	5-10	4,21	27,75	42,44	15,40
	10-15	3,72	23,54	15,43	2,89
	15-20	3,43	27,33	20,77	9,16
	Mín.	3,43	23,54	15,43	2,89
	Máx.	4,95	27,75	42,44	15,40
Prom.	4,19	25,64	28,93	9,15	
6 Laguna Bocaripo	0-5	6,92	20,21	41,89	6,53
	5-10	3,61	15,90	14,38	6,00
	10-15	4,98	43,46	31,36	5,07
	Mín.	3,61	15,90	14,38	5,07
	Máx.	6,92	43,46	41,89	6,53
Prom.	5,27	29,68	28,13	5,80	
7 Laguna Bocaripo	0-5	4,83	27,15	32,41	21,13
	5-10	4,45	22,98	23,01	17,30
	10-15	4,14	18,94	20,08	14,94
	15-20	3,96	19,09	36,03	4,50
	Mín.	3,96	18,94	20,08	4,50
	Máx.	4,83	27,15	36,03	21,13
Prom.	4,39	23,05	28,05	12,82	

RESULTADOS

Se utilizaron criterios internacionales para estimar la calidad de los sedimentos, dado que en Venezuela no existen normativas que regulen la calidad de la matriz sedimentaria en cuanto a los límites permitidos de compuestos orgánicos. Se observó que las concentraciones en los sitios sedimentarios estudiados (TABLAS 1, 2) no rebasaron el valor referencial de 70 mg.kg⁻¹ para sedimentos no contaminados, según lo establecido por la UNESCO (1984). Fue observado un

predominio de las partículas tipo arenas en todos los núcleos examinados (Fig. 2.). En los núcleos 1 y 2 fueron detectados los contenidos mayores de materia orgánica total y de carbonato de calcio (TABLA 1) y se establecieron correlaciones significativas entre las variables MOT-CaCO₃ ($r=0,68$; $p=0,000$), AG-HT ($r=0,42$; $p=0,000$), HT-arenas ($r=-0,38$; $p=0,037$), HT-lodos ($r=0,49$; $p=0,05$), arenas-lodos ($r=-0,70$; $p=0,000$) y gravas-arenas ($r=-0,70$; $p=0,000$).

Islote Caribe

Núcleo 1 (Fig. 3; arriba). Para las concentraciones de aceites y grasas, se resaltó que aumentaron en forma

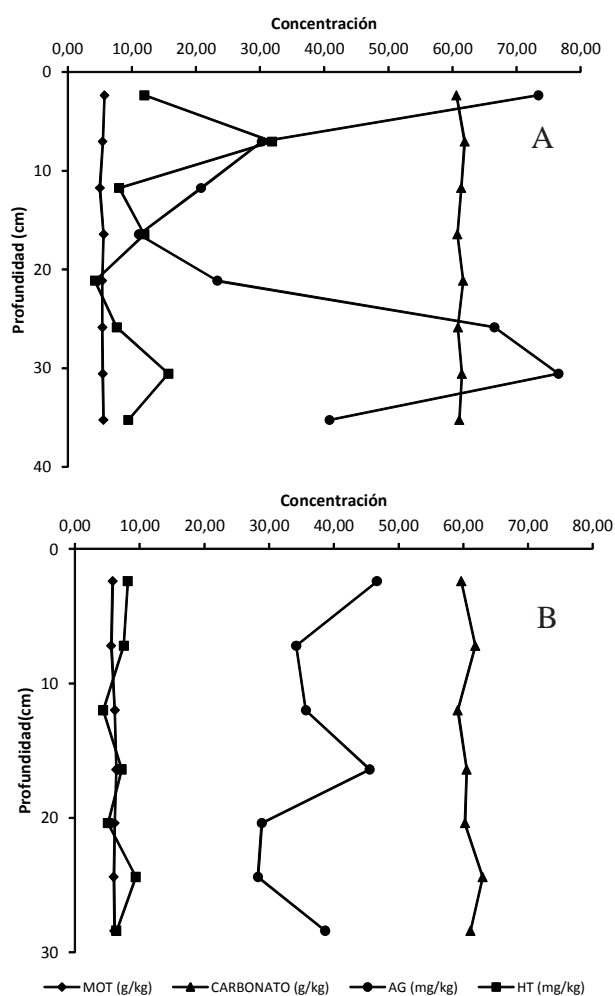


Fig. 2. Concentraciones de materia orgánica total, carbonato, aceites y grasas e hidrocarburos totales determinadas en núcleos de sedimentos, procedentes de islote Caribe. Núcleo 1 (A). Núcleo 2 (B).

discontinua en los estratos subsuperficiales (>15 cm de profundidad) con un promedio de 43,84 mg.kg⁻¹ y una concentración máxima de 76,56 mg.kg⁻¹ que se detectó a la profundidad entre 30-35 cm; el valor de la mediana fue 35,54. Para hidrocarburos totales los valores disminuyeron hacia el fondo, también en forma interrumpida; observándose una concentración promedio de 18,07 mg.kg⁻¹ con el valor máximo de 31,89 mg.kg⁻¹ en el estrato entre 5-10 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 10,69. Los contenidos de materia orgánica total permanecieron casi constantes a lo largo del núcleo, con un promedio de 5,38 g.kg⁻¹ y una concentración máxima de 5,74 g.kg⁻¹ observada en el estrato más superficial; el valor de la mediana fue 5,47. Para el carbonato de calcio se observó una distribución variable de las concentraciones a lo largo del núcleo, con un promedio de 61,27 g.kg⁻¹ y un valor máximo de 61,91 g.kg⁻¹ que fue observado a la profundidad de 5-10 cm; el valor de la mediana fue 61,23.

Núcleo 2 (Fig. 3; abajo). Las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales se detectaron más bajas a las del núcleo 1; observándose concentraciones que promediaron, respectivamente, 37,87 g.kg⁻¹ y 6,89 mg.kg⁻¹, cuyos valores de la mediana fueron 35,69 y 7,25. Los contenidos de materia orgánica total y de carbonato de calcio fueron semejantes a las del núcleo 1, para las cuales los promedios fueron 6,00 g.kg⁻¹ y 61,07 g.kg⁻¹; con los valores de las medianas de 6,11 y 61,04, respectivamente. Se observó que la distribución de la materia orgánica total se mantuvo casi constante a lo largo del núcleo; mientras que para el carbonato de calcio, fue discontinua.

Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo

Laguna Chacopata

Núcleo 3 (Fig. 4; A). De los tres núcleos evaluados aquí, en el estrato superficial de 0-a 7 cm de profundidad se determinaron las concentraciones promedio más altas para aceites y grasas (46,55 mg.kg⁻¹) e hidrocarburos totales (30,27 mg.kg⁻¹), las cuales coincidieron con los valores de las medianas; cuyos valores máximos fueron 75,15 mg.kg⁻¹ y 51 mg.kg⁻¹, respectivamente. Para la materia orgánica total, el contenido promedio fue de 4,23 g.kg⁻¹, lo que coincidió con el valor de la mediana, observándose el valor máximo de 4,77 g.kg⁻¹ en el estrato de 7-14 cm de profundidad. Para el carbonato de calcio, el contenido promedio fue de 30,25 g.kg⁻¹, lo que coincidió con el valor de la mediana, y el valor máximo de 30,84 g.kg⁻¹ se detectó en el estrato de 0-7 cm de profundidad.

Evaluación de las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos

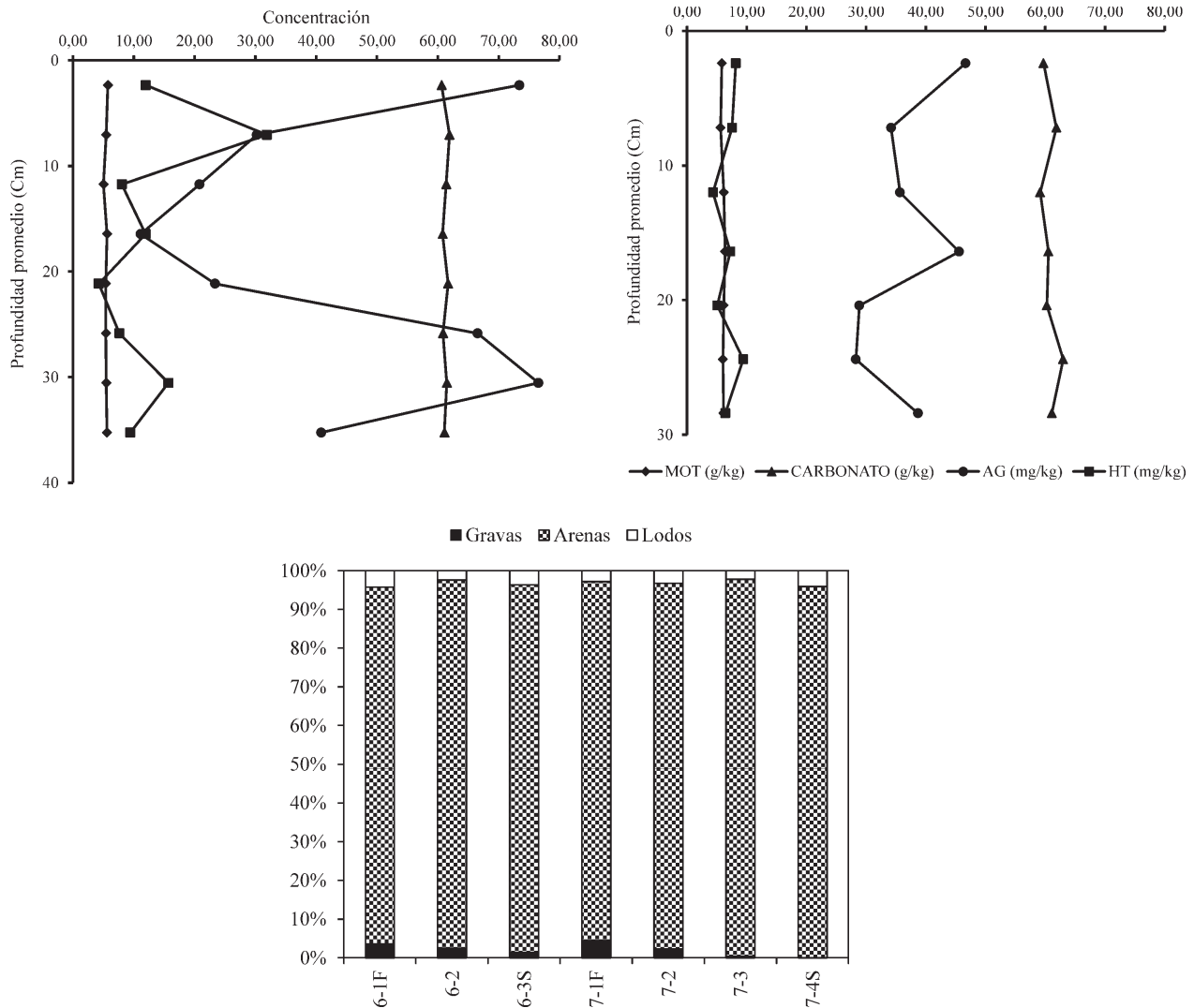


Fig. 3. Concentraciones de materia orgánica total, carbonato, aceites y grasas e hidrocarburos totales determinadas en núcleos de sedimentos, procedentes del islote Caribe. Núcleo 1 (arriba). Núcleo 2 (abajo).

Núcleo 4 (Fig. 4; B). Para aceites y grasas totales el promedio de las concentraciones observadas fue de 18,50 mg kg⁻¹, con el valor máximo de 19,45 mg.kg⁻¹ en el estrato de 5-10 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 17,98. Los hidrocarburos totales tuvieron una concentración promedio de 6,07 mg.kg⁻¹, con el valor máximo de 7,64 mg.kg⁻¹ detectado en el estrato de 10-15 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 5,33. Para el contenido de materia orgánica total se observó un promedio de 5,06 g.kg⁻¹; con el valor máximo de 5,19 g.kg⁻¹ detectado en los primeros 5 cm de profundidad y el valor

de la mediana fue 5,03. Para el carbonato de calcio el promedio fue 33,86 g.kg⁻¹, con un valor máximo de 39,89 g.kg⁻¹ que se observó a la profundidad entre 10-15 cm; el valor de la mediana fue 29,37.

Núcleo 5 (Fig. 4; C). Para aceites y grasas totales se detectó la concentración promedio de 28,93 mg.kg⁻¹, con el valor máximo de 42,44 mg.kg⁻¹ y el valor de la mediana fue 23,53. Para hidrocarburos totales se obtuvo el valor promedio de 9,15 mg.kg⁻¹, el valor máximo fue 15,40 mg.kg⁻¹ y el valor de la mediana fue 8,31. Se resaltó que a lo largo

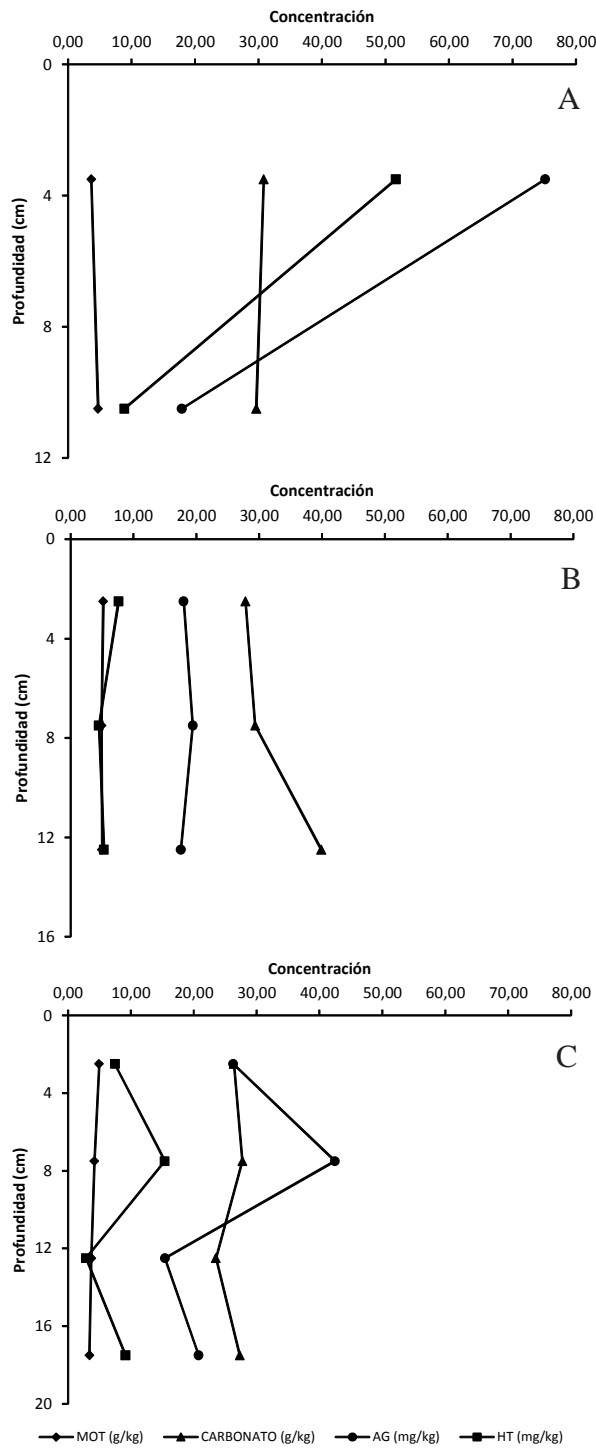


Fig. 4. Concentraciones de materia orgánica total, carbonato, aceites y grasas e hidrocarburos totales determinadas en núcleos de sedimentos, procedentes de la laguna Chacopata. Núcleo 3 (A). Núcleo 4 (B). Núcleo 5 (C).

del núcleo, tales compuestos se distribuyeron en forma discontinua, con sus valores máximos a la profundidad entre 5-10 cm. Para los contenidos de materia orgánica total se observó un promedio de 4,19 g.kg⁻¹ con un valor máximo de 6,92 g.kg⁻¹ que fue detectado en el estrato más superficial; y el valor de la mediana fue 3,97. El carbonato de calcio mostró la concentración promedio de 25,64 g.kg⁻¹ para un valor máximo 27,75 g.kg⁻¹ que se observó en el estrato de 5-10 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 26,86.

Laguna Bocaripo.

Núcleo 6 (Fig. 5; A). Las concentraciones de aceites y grasas totales promediaron 28,13 mg.kg⁻¹, con el valor máximo de 41,89 mg.kg⁻¹ observado en el estrato más superficial (0-5 cm de profundidad); el valor de la mediana fue 31,36. Para las concentraciones de hidrocarburos totales el promedio fue de 5,80 mg.kg⁻¹ con un valor máximo de 6,53 mg.kg⁻¹, detectado en los primeros 5 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 6,00. Para los contenidos de materia orgánica total se registró un promedio de 5,27 g.kg⁻¹ con el valor máximo de 6,92 g.kg⁻¹ observado en el estrato más superficial; y el valor de la mediana fue 4,98. El contenido de carbonato de calcio promedió 29,68 g.kg⁻¹, con un valor máximo de 43,46 g.kg⁻¹ detectado en el estrato de 10-15 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 21,03.

Núcleo 7 (Fig. 5; B). Para aceites y grasas se obtuvo una concentración promedió de 28,05 mg.kg⁻¹ con un valor máximo de 36,03 mg.kg⁻¹ que se observó a la profundidad de 15-20 cm; el valor de la mediana fue 27,71. Para las concentraciones de hidrocarburos totales el promedio fue 12,82 mg.kg⁻¹ con un valor máximo de 21,13 mg.kg⁻¹ que se observó en los primeros 5 cm de profundidad; el valor de la mediana fue 16,12. Los contenidos de materia orgánica total se observaron casi constantes a lo largo del núcleo y promediaron 4,39 g.kg⁻¹ con un valor máximo de 4,83 g.kg⁻¹; el valor de la mediana fue 4,30. Para el contenido de carbonato de calcio se obtuvo un valor promedio de 23,05 g.kg⁻¹, con un valor máximo de 27,15 g.kg⁻¹ bservado en el estrato más superficial; el valor de la mediana fue 21,03.

DISCUSIÓN

Las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales (TABLAS 1, 2) se observaron por debajo de los límites considerados contaminantes, según lo establecido por la UNESCO (1984). Asimismo, FUENTES (2001) destacó que en sedimentos superficiales

procedentes de la laguna Chacopata las covarianzas significativas de las concentraciones de hidrocarburos (HC) y carbohidratos insolubles (CHI) y entre los contenidos de aceites y grasas (AG) con los de HC y CHI sugirieron una penetración biogénica marina con niveles naturales.

En todos los núcleos estudiados se observó un predominio de las partículas tipo arenas (Fig. 2) y estas mostraron correlación significativa con las partículas tipo lodos ($r = -0,70$; $p = 0,000$) y gravas ($r = -0,70$; $p = 0,000$), lo que sugirió orígenes diferentes. La mayor cantidad de lodos (limo y arcilla) se observó en el núcleo 3, donde también se detectaron contenidos elevados de aceites y grasas e hidrocarburos totales ($75,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ y $51,66 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente) en los primeros 7 cm del núcleo (Fig. 4), lo que sugirió una penetración reciente y condiciones hidrogeoquímicas adecuadas que permiten acumular dichos componentes orgánicos.

Las correlaciones observadas entre las variables AG-HT ($r = 0,42$; $p = 0,000$), HT-arenas ($r = -0,38$; $p = 0,037$), HT-lodos ($r = 0,49$; $p = 0,051$) y arenas-lodos ($r = -0,70$; $p = 0,000$), sugieren la importancia de los componentes de la fracción lodos que pueden funcionar como retenedores de aceites y grasas e hidrocarburos. En este sentido, ROA & BERTHOIS (1975) informaron que los sedimentos más finos son depositados en los ambientes no afectados por corrientes fuertes de transporte. FUENTES (1999) informó que en la laguna Chacopata se hallaron las zonas de mayor calma de las corrientes al nor-occidente y sur-occidente, donde están protegidas, geomorfológicamente, con abundantes manglares y flora de fondo. FUENTES (2001) informó que dicha laguna posee sedimentos superficiales tipo arenolimosos, en casi toda su extensión, con gran acumulación de materia orgánica autóctona. No obstante, el sitio donde se colocó el núcleo 3 (zona sur oriental de la laguna) está desprovisto de manglar y puede ser afectado por los aportes continentales de las escorrentías lluviosas que drenan el lugar. GUERRERO *et al.* (2014) advirtieron que las fracciones granulométricas limos y arcillas, las cuales forman a los lodos, tienen funciones diferentes que están relacionadas con la retención y transmisión de partículas y fluidos y comunicaron que el limo se desempeña como retenedor y transmisor de fluidos; mientras que la arcilla es esencialmente retenedora de partículas y fluidos. SEGNINI *et al.* (2014) destacaron que la cantidad de la fracción arcilla (19%) en los sedimentos superficiales procedentes del eje lagunar Chacopata-Bocaripo puede promover, en cierta medida, la estabilización temporal y las actividades de

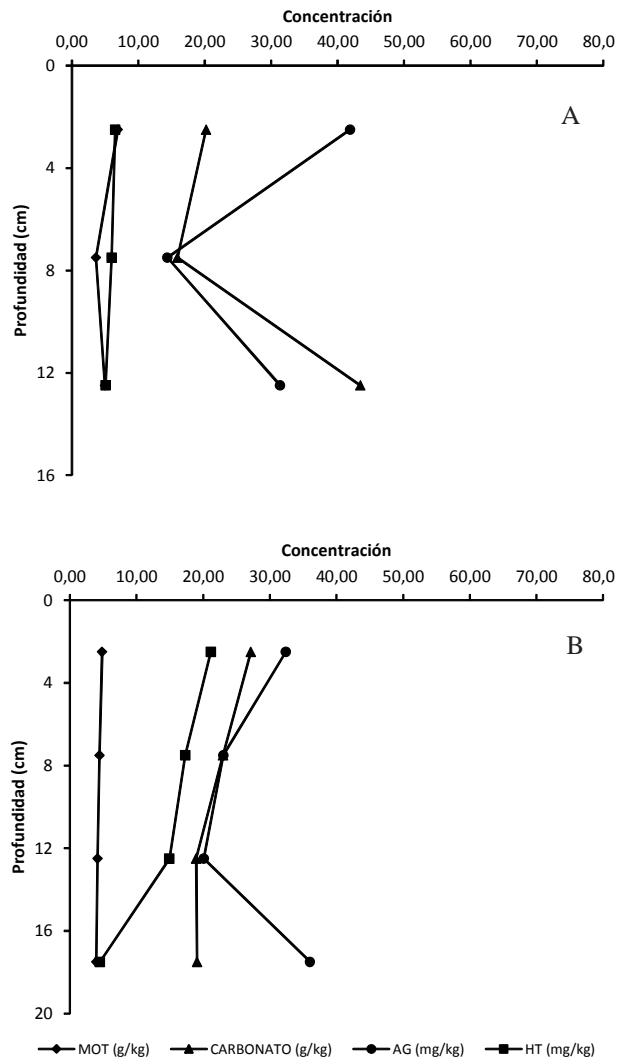


Fig. 5. Concentraciones de materia orgánica total, carbonato, aceites y grasas e hidrocarburos totales determinadas en núcleos de sedimentos, procedentes de la laguna Bocaripo. Núcleo 6 (A). Núcleo 7 (B).

exoenzimas presentes; así como la preservación de la materia orgánica.

SILVA (2006) indicó que los contenidos de materia orgánica pueden variar en sedimentos marinos por factores tales como la textura de los sedimentos, la tasa de sedimentación y la relación entre las velocidades de aporte y descomposición de la materia orgánica; destacando que en sedimentos cercanos a la costa se pueden detectar valores de un 2,5%; no obstante, en ambientes

con condiciones reductoras en el fondo o cuencas semi-cerradas con escasa circulación del agua, se pueden encontrar valores superiores al 10%. PÉREZ *et al.* (2006) informaron que en los sedimentos superficiales procedentes de las lagunas Chacopata y Bocaripo los contenidos de materia orgánica fueron mayores a las partículas tipo lodos.

Los contenidos máximos de carbonato de calcio de 39,89 g.kg⁻¹ y 43,46 g.kg⁻¹ observados, respectivamente, en los núcleos 4 (procedente de la zona media de la laguna Chacopata) y 6 (procedente de la boca en la laguna Bocaripo) a nivel de los 10-15 cm de profundidad, sugirieron que son zonas antiguas de deposición de material biogénico calcarenítico. Se observó que la materia orgánica total mostró correlación significativa con carbonato de calcio ($r=0,67$; $p=0,000$), lo que sugirió un mismo origen. El carbonato de calcio es bien conocido por su abundancia como componente de las rocas calcáreas y su presencia en la naturaleza está asociada a los procesos de biomineralización, la mayoría de las veces con el aragonito y la calcita como formadores del esqueleto de multitud de organismos (GÓMEZ 2012).

La interacción de las corrientes y las características batimétricas de un cuerpo de agua tienen influencia en la dinámica de formación de la columna sedimentaria. LLANO (1996) informó para el canal sur de transporte marino, al oeste de la isla de Coche, que la profundidad promedio del agua varía entre 10 y 30 m y existe una dinámica de partículas donde predomina la sedimentación, lo que fue atribuido al transporte litoral o a fenómenos de turbulencia ocasionados por la presencia adicional de los islotes Los Lobos y Caribe. SALAZAR *et al.* (2003) refirieron para la laguna La Restinga (isla de Margarita) que un alto porcentaje de carbonato de calcio está asociado con la fracción gruesa del sedimento, la cual fue registrada donde las corrientes de fondo son rápidas (alta energía cinética media).

La observación de una dinámica variable para las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales, así como para los contenidos de carbonato de calcio (Figs. 3, 4, 5), puede ser explicada por el enriquecimiento de las aguas marinas en esta región peninsular; lo que ha sido asociado con la surgencia de aguas sub-superficiales, fenómeno hidrográfico anual que ocurre durante los primeros meses del año; no obstante, también existen otras causas para la fertilidad

acuática marina en la región nor-oriental de Venezuela como son los afluentes de las plumas de los grandes ríos suramericanos (Orinoco y Amazonas), las ondas internas y las lagunas costeras, lo que puede ocurrir durante los meses de mayo a noviembre (GÓMEZ 1996). En este sentido, para el Isote Caribe se refirió que el afloramiento de aguas provenientes de los estratos inferiores es un proceso hidrodinámico que influye sobre el régimen de circulación horizontal y vertical, lo que condiciona la variabilidad de los componentes físicos, químicos y biológicos en forma alterna (MARCANO 1997).

El análisis estadístico (Kruskal-Wallis) aplicado a las concentraciones detectadas en los núcleos procedentes del islote Caribe y el Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo mostró para la materia orgánica total y el carbonato de calcio diferencias significativas (MOT: $p\text{-value}=0,001$; CaCO_3 : $p\text{-value}=0,000$), con los contenidos mayores de ambos compuestos en el islote Caribe. Los valores bajos observados para las concentraciones de aceites y grasa e hidrocarburos pueden ser explicados por los procesos de dispersión que ocurren como un mecanismo de autorregulación del ecosistema; lo que puede resultar después de la biodegradación de la materia orgánica que puede ser especialmente realizada por bacterias o por mecanismos geoquímicos “in situ”, como la óxido-reducción química y la polimerización (FARINGTON *et al.* 1977; BONILLA 1982). En este sentido, SEGNINI *et al.* (2014) estudiaron cambios en la actividad microbiana en sedimentos superficiales procedentes del eje lagunar Chacopata-Bocaripo y observaron que los parámetros microbiológicos, obtenidos en concentraciones mayores en el período de surgencia, pueden ser controlados por la disponibilidad y calidad de los nutrientes en cada época climática.

CONCLUSIONES

Las columnas de sedimentos procedentes de la zona sur oriental del islote Caribe y del Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo tienen textura arenosa, permeable y con niveles naturales de aceites y grasas e hidrocarburos totales, los cuales pueden ser considerados como valores referenciales.

La zona sur oriental de la laguna Chacopata (núcleo 3) destacó condiciones hidro-geoquímicas adecuadas para acumular aceites y grasas e hidrocarburos totales.

En la zona media de la laguna Chacopata (núcleo 4) y en la boca de la laguna Bocaripo (núcleo 6) se identificaron sitios de deposición antigua de material biogénico calcarenítico.

Los contenidos de materia orgánica total y carbonato de calcio sedimentan en la zona sur oriental del islote Caribe en cantidades mayores a las del complejo lagunar Chacopata-Bocaripo.

AGRADECIMIENTO

A la Comisión de Investigación de la Universidad de Oriente, por el financiamiento del proyecto “Calidad de los sedimentos en un ecosistema costero lagunar de la costa norte del estado Sucre, Venezuela” de código CI-2-031002-1372/07; al Centro de Investigaciones Ecológicas “Guayacán”, por su apoyo en la logística de muestreo y al Departamento de Oceanografía por facilitar parte de los equipos y reactivos del Laboratorio de Hidrocarburos y sus personal técnico.

REFERENCIAS

- ARIAS A., J. C. & J. J. RAMÍREZ R. 2009. Caracterización preliminar de los sedimentos de un embalse tropical: represa La Fe (El Retiro, Antioquia, Colombia). *Limnetica* 28(1): 65-78.
- BARBA H., L. E. 2002. *Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. Compuestos orgánicos.* 44-47. En: *Contaminación del agua.* Univ. Del Valle, Colombia. 48 pp. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>. (Revisada julio 2007).
- BARNES, H. 1959. *Apparatus and methods of oceanography.* Part one. Chemical. G. Allen & Unwin Ltd. 339 pp.
- BONILLA, J. 1978. Evaluación de algunas técnicas para hidrocarburos en sedimentos marinos por cromatografía de columna y capa fina. *Laguna* (35&36): 55-60.
- _____. 1982. Algunas Características Geoquímicas de los sedimentos superficiales del Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 18(1&2): 133-155.
- CISTERNAS, M., L. TORRES, R. URRUTIA, A. ARANEDA & O. PARRA. 2000. Comparación ambiental, mediante registros sedimentarios, entre las condiciones prehispánicas y actuales de un sistema lacustre. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73(1): 151-162.
- FARRINGTON, W., M. FREW., P. GSCHEND & B. TRIPP. 1977. Hydrocarbons in Cores of Northwestern Atlantic Coastal and Continental Margin Sediments. *Estuar & Coastal Mar. Sci.* (5): 793-808.
- FUENTES, M. 1999. Estudio sedimentológico de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 38(2): 3-15.
- _____. 2001. Estudio geoquímico de carbohidratos, hidrocarburos, aceites y grasa en la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 40(1&2): 31-37.
- DE LA LANZA, G. 1980. Materia orgánica en una laguna de la costa de Sinaloa, Mexico (I): Cuantificación total. *Bolm. Inst. Oceanogr., S. Paulo* 29(2): 217-222.
- GÓMEZ G, A. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia* 21(3): 140-146.
- GÓMEZ, L. S. 2012. CSIC resuelve secreto transformación aragonito-calcita. <http://www.europapress.es/ciencia/noticia-20121105124500.html> (revisada enero 2015).
- GUERRERO O., E. MATTIÉ, R. SEGNINI, J. SÁNCHEZ, R. CUEVAS, G. MAVO. 2014. Caracterización sedimentológica y tasa de sedimentación de los humedales altoandinos de la cuenca La Mucuy-La Coromoto. Municipio Santos Marquina, estado Mérida. Venezuela. *Geominas* 42(64):99-112. <http://www.academia.edu/8516937> (revisada abril 2015).
- GUÍÑEZ, M., J. VALDÉS & A. SIFFEDINE. 2010. Variabilidad espacial y temporal de la materia orgánica sedimentaria, asociada a la zona de mínimo oxígeno(ZMO), en un ambiente costero del norte de la corriente de Humbolt, bahía de Mejillones, Chile. *Lat. Am. J. Acuatic. Res.* 38(2): 242-253.
- LÁREZ H., J. H., A. I. CARRERO & M. GARCÍA. 2004. Las zonas costeras de Venezuela: una aproximación a

- su definición conceptual y a sus principales problemas ambientales. *Rev. Inv.* (56): 143-165.
- LLANO G., M. 1996. La dinámica sedimentaria en la región Margarita-Araya (Venezuela), deducida del análisis vectorial del tamaño medio de los granos. *Memoria de las Ciencias Naturales La Salle*. Tomo LVI, N° 146. Contribución N° 201. Estación de Investigaciones Marinas de Margarita, EDIMAR.
- MARCANO, L. 1997. Condiciones ambientales de los islotes Caribe y Los Lobos, Venezuela. En: *Islotes Caribe y Los Lobos*. Edit. P. R. Villarroel. Gob. Estado Nva. Esparta. Tip. Gráficas Internacional. 270 pp.
- PARTIDA-GUTIÉRREZ, D., J. VILLAESCUSA-CELAYA, J. MACÍAS-ZAMORA & F. CASTILLÓN. 2003. Contaminantes orgánicos persistentes en núcleos de sedimentos de la región sur de la Cuenca de las Californias. *Cien. Mar.* 29(4): 521-534.
- PÉREZ L., M., G. MARTÍNEZ & I. FERMÍN. 2006. Metales trazas biodisponibles en sedimentos superficiales de las lagunas Bocaripo y Chacopata, península de Araya, Estado Sucre. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 45(2): 61-91.
- PROYECTO NACIONAL SIMÓN BOLÍVAR. 2007. Desarrollo económico y social 2007-2013. Disponible en <http://www.psu.org.ve/wp-content/uploads/2011/03/Proyecto-Nacional-Sim%C3%B3n-Bol%C3%ADvar.pdf> (revisada julio 2012).
- PUCCI G. N., A. ACUÑA, N. TONIN, M. C. TIEDEMANN & O. H. PUCCI. 2010. Diversidad de bacterias cultivables con capacidad de degradar hidrocarburos de la playa de Caleta Córdova, Argentina. *Rev. Per. Biol.* 17(2): 237-244.
- RAMÍREZ, P. 1996. *Lagunas costeras venezolanas*. Publicación del Centro Regional de Investigaciones Ambientales (CRIA) de la Universidad de Oriente-Nueva. Esparta. Porlamar. 275 pp.
- ROA, P. & L. BERTHOIS. 1975. *Manual de sedimentología* Tip. Sorocaima, Caracas, Venezuela. 303 pp.
- SALAZAR L., J.C., J. A. ROSAS C. & J. C. RODRÍGUEZ R. 2003. Condiciones sedimentológicas de la laguna La Restinga, isla de Margarita, Venezuela. INCI 28(1). http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0123-2262013000100023&script=sci_arttext&tlng=es (revisada septiembre 2014.).
- SEGNINI DE B., M. I., I. GÓMEZ, L. BRITO, V. ACOSTA & L. TROCCOLI. 2014. Microbial activity in surface sediments of Chacopata-Bocaripo lagoon axis, Sucre State, Venezuela. *Mar. Pollut. Bull. (In press)*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mar.polbul.2014.10.028> (revisada enero 2015).
- SILVA, N. 2006. *Características físicas y químicas de los sedimentos superficiales de canales y fiordos australes*. En: *Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos*. Silva, N. & Palma, S. (eds.). Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso. 69-194.
- UNESCO. 1984. *Manual for monitoring oil and dissolved/dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches*. Intergovernmental Oceanographic Commission. Manuals and Guides N°. 13. Paris, Francia.
- ZAR, J. 1996. *Biostatistical analysis*. Third edition. Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 662 pp.

RECIBIDO: Marzo 2015

ACEPTADO: Septiembre 2015

VARIACIÓN A CORTO PLAZO DEL FITOPLANCTON EN LA BAHÍA DE TURPIALITO, GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA, DURANTE LA ÉPOCA DE LLUVIAS

ASDRÚBAL CALVO-TRUJILLO^{1*}, JOSÉ RAFAEL DIAZ-RAMOS², SONIA SUBERO-PINO¹, LINA CHARZEDDINE-CHARZEDDINE², KARLA RINCONES-REYES², LUIS TROCCOLI-GHINAGLIA³, MIKEL ELGUEZABAL-MÉNDEZ¹, BAUMAR MARÍN² & BRIGHTDOOM MÁRQUEZ².

¹*Departamento de Biología, Esc. de Ciencias, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. calvo_a@hotmail.com.*

²*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela.*

³*Instituto de Investigaciones Científicas, Universidad de Oriente. Boca de Río, Isla de Margarita, Venezuela.*

RESUMEN: Se estudió la variación a corto plazo del fitoplancton en la Bahía de Turpialito. Se midió velocidad del viento, salinidad, temperatura del agua, concentración de nutrientes y clorofila *a* (clor. *a*), y abundancia del fitoplancton a 0 y 6 m cada seis horas del 24 al 31/07/2010. La velocidad del viento (0-13 m s⁻¹), la salinidad (30-35,6) y la temperatura (22,8-29°C) sólo mostraron diferencias horarias significativas. Los nutrientes generalmente variaron diariamente (promedios de 0,89; 0,03; 0,84; 0,06; y 3,66 imol L⁻¹ para amonio, nitrito, nitrato, fosfato y silicato, respectivamente), lo que indica que su fuente no es constante. La concentración de clor *a* (0,11 – 0,96 mg m⁻³) y la abundancia microalgal (0,26 – 3,28 X 10³ cel. ml⁻¹) sólo variaron diariamente de manera significativa. Este resultado indicó que las fluctuaciones diarias de las variables ambientales afectaron al fitoplancton. Se identificaron un total de 80 especies. Los dinoflagelados (46 taxones) fue el grupo más diverso. Las especies que dominaron la comunidad fueron *Ceratium kofoidii* (Jorgensen), *Prorocentrum micans* (Ehrenberg), *Scropsiella* sp. (dinoflagelados), *Navicula* sp.1 (diatomea) y *Oscillatoria* sp. (cianobacteria). Por otra parte, el ACP mostró una correlación positiva entre las concentraciones de amonio, silicato y clorofila e inversa con las concentraciones de fosfato. Esto sugiere una entrada constante de amonio y silicato y un suministro puntual o irregular de fosfato. En el otro componente, la velocidad del viento, la temperatura, la concentración de nitrito y la diversidad mostraron una correlación positiva entre ellas. Un aumento de la intensidad del viento haría que la columna de agua sea uniforme térmicamente y que la diversidad se incremente. Los resultados sugieren que aún en la bahía de Turpialito en la época de lluvia, la comunidad fitoplanctonica fue dominada por formas flageladas y cambió en un periodo inferior a una semana.

Palabras clave: aguas neríticas tropicales, microalgas marinas, ecología del plancton, Mar Caribe.

ABSTRACT: Short term variations in phytoplankton in Turpialito Bay were studied. Wind velocity, salinity, temperature, nutrient concentration, and phytoplankton biomass were determined at 0 and 6 m every six hours from the 07/24th to the 07/31st/2010. Wind velocity (0-13 m s⁻¹), salinity (30-35.6) and temperature (22.8-29°C) only showed significant differences with respect to sampling time. Nutrient concentrations varied daily (averages of 0.89, 0.03, 0.84, 0.06, and 3.66 imol L⁻¹ for ammonia, nitrite, nitrate, phosphate and silicate, respectively), which indicated that their source is not constant. Concentration of chlorophyll *a* (chlor *a*; 0.11 – 0.96 mg m⁻³), and microalgal abundance (0,26 – 3,28 X 10³ cel. ml⁻¹) varied significantly with respect sampling day. This result indicated that the daily fluctuations in environmental variables did affect the phytoplankton. A total of 80 species were identified. Dinoflagellates (46 taxa) were the most diverse group. The community was dominated by: *Ceratium kofoidii* (Jorgesen), *Prorocentrum micans* (Ehrenberg), *Scropsiella* sp. (dinoflagellates), *Navicula* sp.1 (diatom), *Oscillatoria* sp. (cyanobacteria). On the other hand, the PCA showed a positive correlation among the concentrations of ammonia, silicate and chlor *a*. These variables exhibited a negative correlation with phosphate concentration. This fact suggests a constant supply of ammonia and silicate and a puntual or irregular supply of phosphate. In the other component, wind velocity, temperature, nitrite concentration and diversity correlated positively among themselves. An increase of wind velocity in shallow waters would result in a thermally uniform water column and a higher diversity. The results suggest that in Turpialito Bay during the rainy season, the phytoplankton community changes in periods shorter than one week.

Key words: tropical neritic waters, plankton ecology, marine microalgae, Caribbean Sea.

INTRODUCCIÓN

La abundancia, biomasa y distribución vertical del fitoplancton en la columna de agua es afectada por diversos factores físicos (turbulencia, iluminación, entre otros), químicos (concentración de nutrientes) y biológicos (pastoreo por parte del zooplancton, ataques virales, competencia intra e interespecífica) que ocurren a diferentes escalas de tiempo y promueven las sucesiones ecológicas (SALAZAR-GÓMEZ *et al.* 2011). Estos eventos son fundamentales en la dinámica de los ecosistemas y se manifiestan claramente en los cambios de dominancia de ciertas formas biológicas y tamaños celulares en el seno de la comunidad fitoplanctónica (RODRÍGUEZ, 2005).

Hasta el presente, la mayoría de los estudios realizados sobre el fitoplancton en aguas venezolanas comprenden frecuencias muestrales que varían de dos a cuatro semanas. A escalas de tiempo menores a una semana se conocen los trabajos de DÍAZ-RAMOS & FERRAZ-REYES (1988), GONZÁLEZ *et al.* (2006), RIVAS-ROJAS *et al.* (2007) y SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011). Estos autores reportaron cambios diarios y mensuales en las variables físicas, químicas y biológicas. Además, los últimos autores señalaron que en la Bahía de Mochima, la concentración de nutrientes varió significativamente con respecto a los días, e indicaron que la marea influyó sobre estas variables en particular, así como también sobre las concentraciones de nitrito y fosfato. Por otro lado, la biomasa fitoplanctónica presentó variaciones diarias y verticales significativas, señalando que existen numerosos mecanismos que pueden causar variabilidad de la biomasa fitoplanctónica a corto plazo. Finalmente, PRIETO *et al.* (2005) en la bahía de Turpialito, reportaron que los máximos valores de clorofila medidos en julio y agosto correspondieron con las mayores abundancias fitoplanctónicas en ese estudio. El empleo de frecuencias de muestreo superiores a una semana puede enmascarar la variabilidad real de la composición y abundancia de organismos en un estudio; por tal motivo, en la presente investigación, se estudió la variación a corto plazo (< 24 hrs) del fitoplancton en la Estación Hidrobiológica de Turpialito, estado Sucre, durante el periodo de lluvias.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Bahía de Turpialito se encuentra a 10° 27' 30'' Lat. N y 64° 02' 40'' Long. W en el sureste del golfo de Cariaco-Venezuela. La Bahía presenta una profundidad máxima de

8 m y está expuesta a los vientos del noreste (NE), los cuales ejercen su acción más importante durante los primeros meses del año, cuando se origina la surgencia de aguas subsuperficiales (NÚÑEZ *et al.* 2006).

Los muestreos se realizaron en la Estación Hidrobiológica de Turpialito, adscrita al Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, cada seis horas (04:00, 10:00, 16:00 y 22:00 hrs) entre el 24 y el 31 de julio de 2010. La amplitud mareal se midió con una vara mareal. Las muestras de agua fueron extraídas a 0 y 6 m de profundidad con mangueras conectadas a una bomba de diafragma (SHURflo 2088). La salinidad y temperatura del agua se determinaron con una sonda multiparamétrica (Jenway 4200) y la velocidad del viento con una estación meteorológica portátil (DAVIS PRO).

Las muestras utilizadas para las determinaciones de nutrientes y pigmentos (clorofila *a* y feopigmentos), se guardaron en botellas de polietileno y se mantuvieron en el congelador. Las concentraciones de amonio, nitrito y fosfato, se determinaron de acuerdo a lo señalado por SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011). Las concentraciones de nitrato, silicato y pigmentos, se midieron según los métodos descritos en PARSONS *et al.* (1984).

Por otra parte, las muestras para establecer la abundancia microalgal se tomaron en botellas plásticas (250 ml) y se fijaron con formalina al 4% neutralizada con hexametilentetramina. La cuantificación se realizó según el método de sedimentación de UTHERMÖHL (1958), empleando columnas de 50 ml, posteriormente se les agregó gotas de lugol para facilitar la sedimentación de las células. Las microalgas fueron identificadas utilizando los trabajos de THOMAS (1996), BERARD-THERRIAULT *et al.* (1999), entre otros. Mientras que la diversidad de las especies (H') se calculó con el Índice de SHANNON-WIENER (1949). Se establecieron tres categorías generales con las frecuencias totales muestrales para caracterizar los taxones: 1. Muy frecuentes (MF) del 50 al 100%; 2. Frecuentes (F) del 10 al 50% y 3. Raras (R) del 0 al 10%. A las especies presentes en los dos primeros grupos se consideraron como especies “residentes” mientras que a las especies raras se les considerará como “accidentales”. Debido a la dificultad para identificar las formas flageladas con un tamaño inferior a 20 μm , estas fueron asignadas al grupo de los nanoflagelados. Las divisiones con menos de cinco representantes conformaron el grupo “Otros”.

Las diferencias temporales y verticales de las variables se estimaron con un análisis de variancia no paramétrico propuesto por Kruskal-Wallis (BOYER *et al.* 1997), luego de comprobar que los datos no presentaron una distribución normal. Las posibles relaciones entre las variables se determinaron con un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de una matriz de correlación múltiple (JOHNSON & WICHERN 1992).

RESULTADOS

Durante el estudio, la intensidad del viento fue variable y predominó la dirección noreste (NE). El cielo tendió a permanecer despejado y solo llovió el primer día de muestreo en la tarde (16:00 hrs). El oleaje fue débil a excepción de los días 2, 5 y 6 por la tarde cuando aumentó su intensidad. La Tabla 1 contiene los estadísticos básicos de las variables estudiadas.

La velocidad del viento varió entre 0 y 13 m s⁻¹. Los valores más bajos se registraron los días 4, 5 y 7 (04:00 hrs) y los más altos los días 5 y 6 (16:00 hrs). No se observaron diferencias significativas de esta variable con respecto a los días (KW= 13,28; p>0,05), pero si con respecto a las horas (KW= 19,2; p<0,05; Fig. 1A). La amplitud mareal máxima fue de 40 cm.

TABLA 1. Estadísticos básicos de las variables físico-químicas y biológicas medidas en la Estación Hidrobiológica de Turpialito, Edo Sucre, durante el periodo de lluvias (24-31/07/2010).

VARIABLE	N	Promedio	S	Mínimo	Máximo
Ampl. Mareal (cm)	52	22,96	8,24	-24	16
Vel. Viento (m s ⁻¹)	48	3,54	4,01	0	13
Salinidad	51	32,85	0,95	30	35,6
T_agua (°C)	53	25,08	1,44	22,8	29
N-NH ₄ (μmol L ⁻¹)	52	0,89	0,70	0	3,39
N-NO ₂ (μmol L ⁻¹)	54	0,03	0,06	0	0,4
N-NO ₃ (μmol L ⁻¹)	54	0,84	0,46	0	2,08
P-PO ₄ (μmol L ⁻¹)	54	0,06	0,07	0	0,32
SiO ₄ (μmol L ⁻¹)	54	3,66	2,07	2,4	12,28
Clorofila <i>a</i> (mg m ⁻³)	54	0,35	0,20	0,11	0,96
Feopigmentos (mg m ⁻³)	54	0,20	0,17	0	0,65
Abund. total (cel. ml ⁻¹)	54	1392	596,40	259	3276
H' (bits ind ⁻¹)	54	1,65	0,67	0,24	2,95
Equidad	54	0,78	0,23	0,15	1

N: tamaño de la muestra; S: desviación estándar; T agua: temperatura del agua; H': diversidad de Shannon-Wiener.

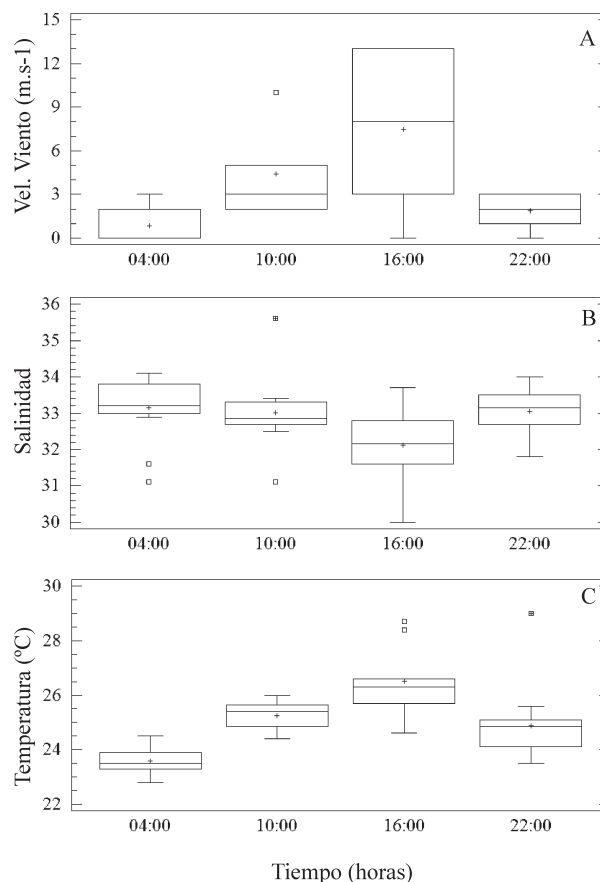


Fig. 1. Variación temporal de la velocidad del viento (m s⁻¹; A), salinidad (B) y temperatura del agua (°C; C), en la Bahía de Turpialito, durante la época de lluvias (julio, 2010).

Al igual que la velocidad del viento, la salinidad (30-35,6) y la temperatura (22,8-29°C) sólo variaron significativamente de forma horaria (KW=10,43 y 35,47; respectivamente, p<0,05; Fig. 1B y C). La salinidad más baja (30) se detectó el día 5 (16:00 hrs) y la más alta (35,6) el día 2 (04:00 hrs), mientras que la temperatura más baja (22,8 °C) se registró el día 7 (04:00 hrs) y la más alta (29 °C) el primer día (16:00 hrs). Ambas variables no mostraron diferencias significativas con respecto a los días (KW=7,15 y 9,95; respectivamente, p>0,05) y las profundidades (KW=0,06 y 2,51; respectivamente, p>0,05).

Las concentraciones de amonio y nitrito oscilaron desde las no detectables (día 2, 10:00 hrs y día 1, 22:00 hrs, respectivamente) hasta valores máximos de 3,39 μmol l⁻¹

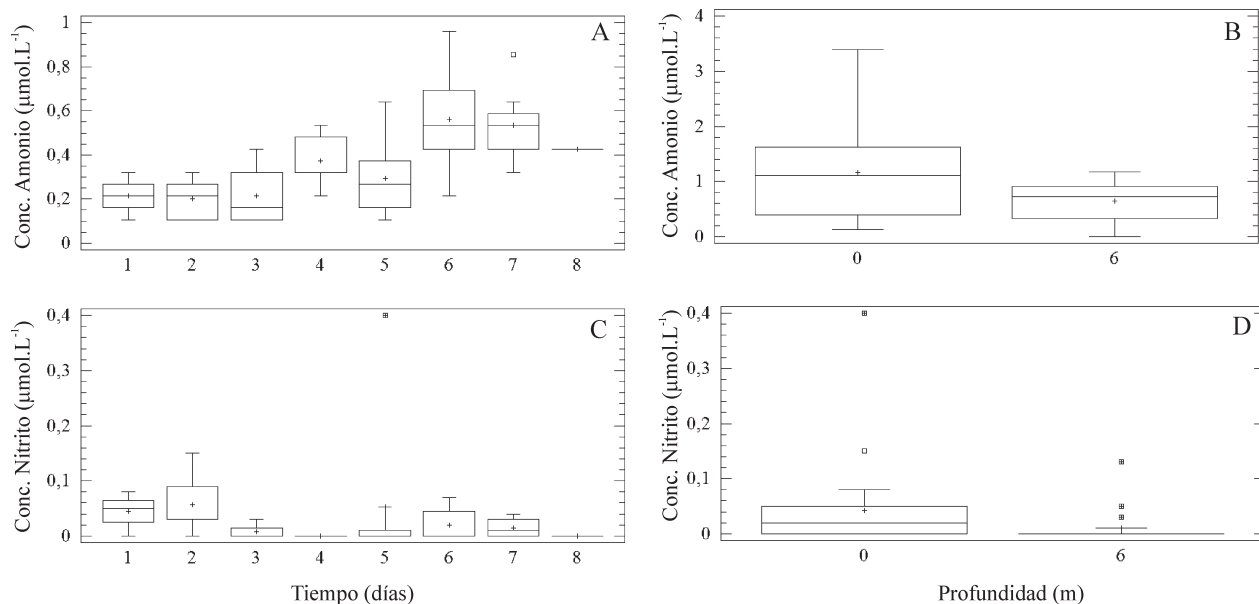


Fig. 2. Variación temporal y espacial de las concentraciones ($\mu\text{mol L}^{-1}$) de amonio (A y B) y de nitrito (C y D) en la Bahía de Turpialito, durante la época de lluvias (julio, 2010).

para el amonio (día 6, 16:00 hrs), y $0,4 \mu\text{mol l}^{-1}$ para el nitrito (día 5, 10:00 hrs). Se observaron diferencias significativas con respecto a los días (KW=25,57 y 18,88; respectivamente, $p < 0,05$; Fig. 2A y C) y a las profundidades muestreadas (KW= 4,03 y 8,51; respectivamente, $p < 0,05$; Fig. 2B y D). Sin embargo, no se observaron diferencias horarias significativas (KW= 0,97 y 3,31; respectivamente $p > 0,05$).

La concentración de nitrato varió desde valores no detectables (día 6, 10:00 hrs) hasta un valor máximo de $2,08 \mu\text{mol l}^{-1}$ (día 1, 16:00 hrs). No se establecieron diferencias diarias u horarias significativas (KW= 7,22 y KW= 0,75; respectivamente, $p > 0,05$) en la concentración de este nutriente, pero si se determinaron diferencias significativas con respecto a las profundidades estudiadas (KW= 8,23; $p < 0,05$; Fig. 3A), obteniéndose la mayor concentración en superficie.

Las concentraciones de fosfato y silicato variaron desde valores no detectables (días 4, 5 y 6) para el fosfato y $2,4 \mu\text{mol l}^{-1}$ (días 4 y 5, entre las 04:00 y 10:00 hrs) para el silicato, hasta valores máximos de $0,32 \mu\text{mol l}^{-1}$ (día 3, 16:00 hrs) y $12,28 \mu\text{mol l}^{-1}$ (día 6, 16:00 hrs), respectivamente. Las concentraciones de fosfato y silicato mostraron diferencias diarias significativas (KW= 35,29 y 33,71; respectivamente,

$p < 0,05$. Fig. 3B y C), pero no se observaron diferencias significativas en cuanto a las horas (KW=0,27 y 2,01; respectivamente, $p > 0,05$) y profundidades (KW=0,30 y 2,04; $p > 0,05$, respectivamente).

Por otra parte, la concentración de clorofila *a* osciló entre $0,11$ - $0,96 \text{ mg m}^{-3}$ (Tabla 1). La concentración más baja ($0,11 \text{ mg m}^{-3}$) se presentó el primer día y aumentó progresivamente hasta el día 6, cuando presentó la mayor concentración ($0,96 \text{ mg m}^{-3}$), para posteriormente volver a disminuir hasta el final del estudio. Esta variable presentó diferencias significativas con respecto a los días (KW= 28,58; $p < 0,05$; Fig.4A). Con relación a las horas y profundidades de muestreo, no se determinaron diferencias significativas (KW= 3,45 y 0,19; respectivamente; $p > 0,05$). Los valores de la concentración de feopigmentos variaron desde no detectables (día 5, 16:00 hrs) hasta $0,65 \text{ mg m}^{-3}$ (día 2, 16:00 hrs), ambos en la capa superficial. Esta variable no mostró diferencias significativas diarias, horarias ni espaciales (KW= 10,23; 0,69 y 0,07, respectivamente; $p > 0,05$).

La abundancia total del fitoplancton presentó valores entre $2,59$ y $3,28 \times 10^3 \text{ cél ml}^{-1}$ (día 1, 16:00 hrs y día 6, 10:00 hrs, respectivamente), ambos valores medidos en la superficie. Se detectaron diferencias significativas diarias

Variación a corto plazo del fitoplancton en la bahía de Turpialito

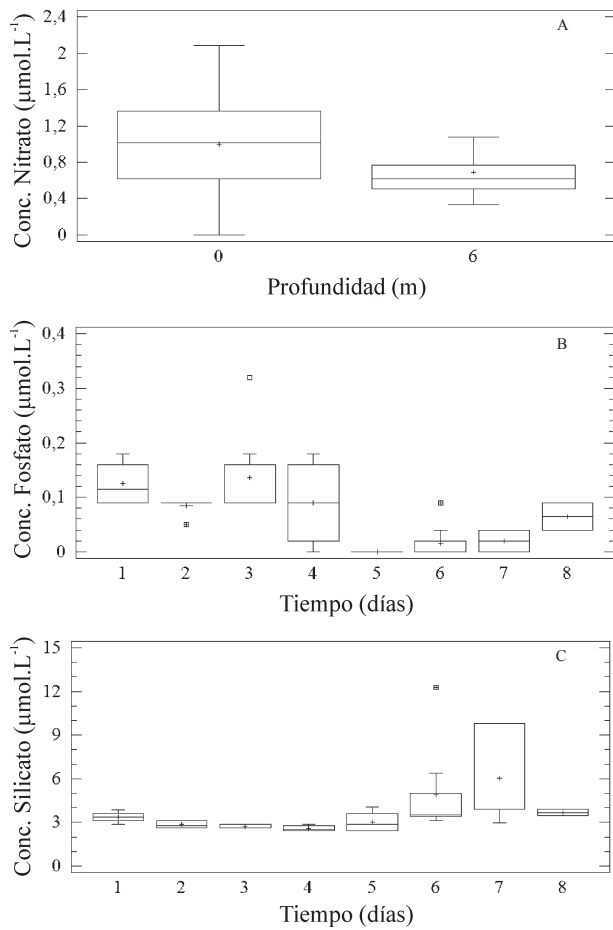


Fig.3. Variación espacial y temporal de las concentraciones ($\mu\text{mol L}^{-1}$) de nitrato (A), fosfato (B) y silicato (C) en la Bahía de Turpialito, durante la época de lluvias (julio, 2010).

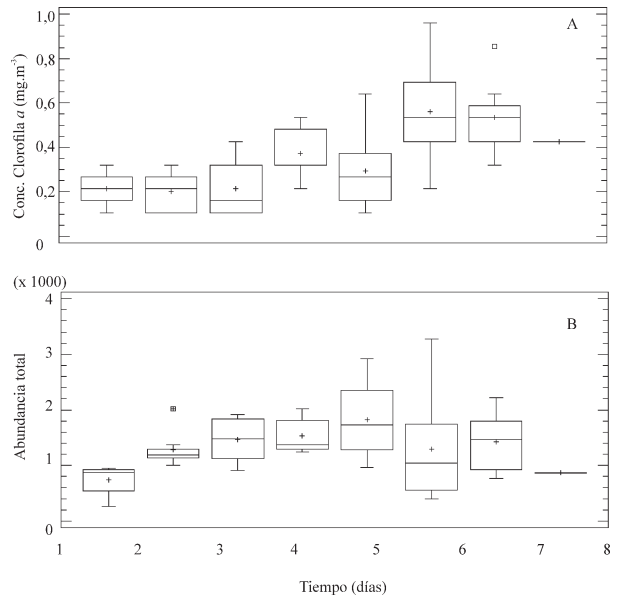


Fig. 4. Variación temporal de la concentración de clorofila *a* (A; mg m^{-3}) y de la abundancia total (B; cels ml^{-1}) en la Bahía de Turpialito, durante la época de lluvias

($KW= 14,94$; $p<0,05$; Fig. 4B), mientras que no se detectaron diferencias significativas con relación a las horas y a las profundidades de muestreo ($KW= 1,39$ y $0,58$; $p>0,05$; respectivamente).

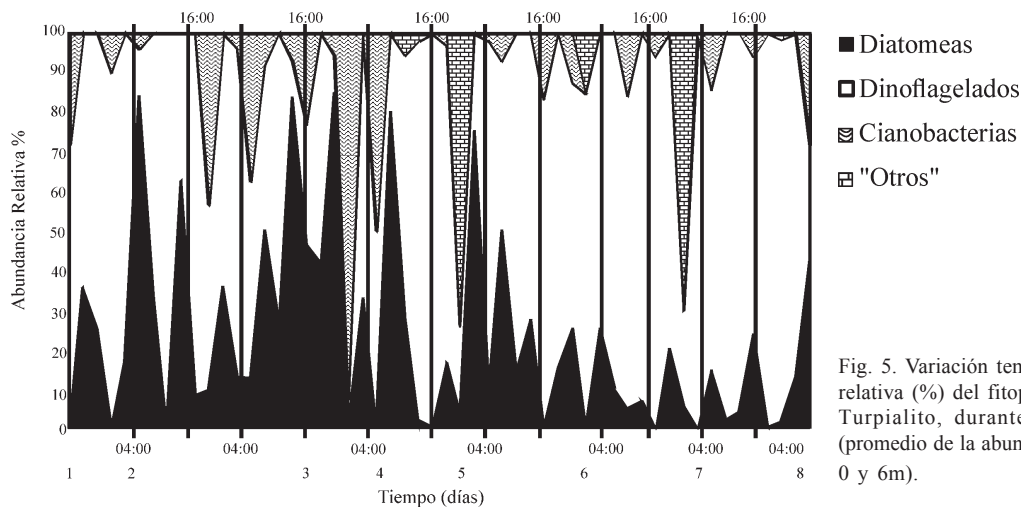


Fig. 5. Variación temporal de la abundancia relativa (%) del fitoplancton en la Bahía de Turpialito, durante la época de lluvias (promedio de la abundancia determinada para 0 y 6m).

Los nanoflagelados representaron más del 90% de los organismos cuantificados durante el muestreo. Por tal motivo, y para visualizar el comportamiento de los grupos restantes, no fueron incluidos en la Fig. 5. Al excluir los nanoflagelados, los dinoflagelados representaron más del 80% de los organismos el primer día de muestreo, luego fueron superados por las diatomeas (día 2, 04:00 hrs y día 3, 10:00 y 22:00 hrs); posteriormente, los dinoflagelados proliferaron desde el día 4 (10:00 hrs), hasta el final del muestreo. Los dinoflagelados y diatomeas fueron los organismos que dominaron durante el estudio (Fig. 5).

Se identificaron 80 especies: 24 diatomeas, 46 dinoflagelados, 6 cianobacterias y 4 “otros”. De los taxones identificados, 19 formaron parte de las especies residentes (Tabla 2). Las especies que dominaron la comunidad presentaron abundancia totales > 13 céls ml^{-1} y una sumatoria de 175 céls ml^{-1} o 77% del total de individuos. Estos taxones fueron *Ceratium kofoidii* (Jørgensen) Gómez, Moreira et López-García, *Navicula* sp.1, *Oscillatoria* sp., *Prorocentrum micans* y *Scrippsiella* sp.

Por otro lado, la diversidad (H') presentó un valor mínimo de 0,24 bits. ind^{-1} (día 4, 04:00 hrs), mientras que el valor máximo fue de 2,95 bits. ind^{-1} (día 3, 04:00 hrs); por otra parte la equidad presentó un valor mínimo de 0,15 (día 4, 04:00 hrs) y valores máximos de 1 (días 6, 16:00 hrs y 8, 04:00 hrs). Ambas variables no presentaron diferencias significativas con respecto a los días (KW= 10,25 y 10,97; respectivamente, $p > 0,05$), ni a las horas (KW= 3,26 y 1,54; respectivamente, $p > 0,05$) ni a las profundidades de muestreo (KW= 0,01 y 1,38; respectivamente, $p > 0,05$).

En relación al ACP, se demostró que los tres primeros componentes explicaron un 61% de la varianza total acumulada (Tabla 3). En el primer componente, la concentración de amonio, silicato y clorofila *a* mostraron una correlación positiva e inversa a la concentración de fosfato. En el segundo componente, se observó una correlación positiva entre la velocidad del viento, temperatura del agua, concentración de nitrito y diversidad. La abundancia total del microfitoplancton no se relacionó de forma significativa con ninguna de las variables estudiadas (Fig. 6).

Tabla 2. Lista de especies residentes representando una frecuencia mayor al 10% de las muestras identificadas en la Estación Hidrobiológica de Turpialito, durante la época de lluvias (24-31/07/2010).

Especies residentes	FA (%)	Abund. (cél ml^{-1})	Especies residentes	FA (%)	Abund. (cél ml^{-1})
Diatomeas			<i>Gonyaulax polygramma</i> Stein	13	2
<i>Diploneis</i> sp.	24	3	<i>Gonyaulax</i> sp.	11	2
<i>Navicula</i> sp.	11	2	<i>Gymnodinium</i> sp.	19	11
<i>Navicula</i> sp. 1	33	29	<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	81	43
<i>Navicula</i> sp. 4	11	2	<i>Prorocentrum scutellum</i> Schröder	15	2
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Grunow	37	15	<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Loeblich		4
				19	
<i>Pseudonitzschia pseudodelicatissima</i> (Hasle) Hasle	15	2	<i>Scrippsiella</i> sp.	41	60
<i>Thalasionema nitzschiodes</i> (Grunow) Mereschkowsky			Dinoflagelado desnudo 1	17	1
	15	4			
Dinoflagelados			Dinoflagelado desnudo 2	13	1
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachman			Cianobacterias		
	17	3			
<i>Ceratium kofoidii</i> Jørgensen	56	15	<i>Oscillatoria</i> sp.	33	13

FA: frecuencia de aparición. Abund.: abundancia

Tabla 3. Porcentajes de varianza total explicada por los tres primeros componentes del Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicados a las variables medidas en la estación Hidrobiológica de Turpialito, durante la época de lluvias (24-31/07/2010).

Nº de componente	Valor	% de varianza	% acumulado
1	2,30786	25,643	25,643
2	1,7134	19,038	44,681
3	1,46529	16,281	60,962

ser explicados por el hecho que la Estación Hidrobiológica esta ubicada en una zona poblada, la cual vierte el agua producto de la actividad humana directamente a la bahía, además de la escorrentía originada durante la época de lluvias. Esta condición ha sido reportada por RIVAS-ROJAS *et al.* (2007) en Playa San Luis y SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011) en Mochima, ambos durante la época de calma. El aumento nocturno de la salinidad coincide con la disminución de la actividad antropogénica y posiblemente con la disminución de la descarga de aguas servidas, alcanzándose valores típicos del agua de mar a las 22:00

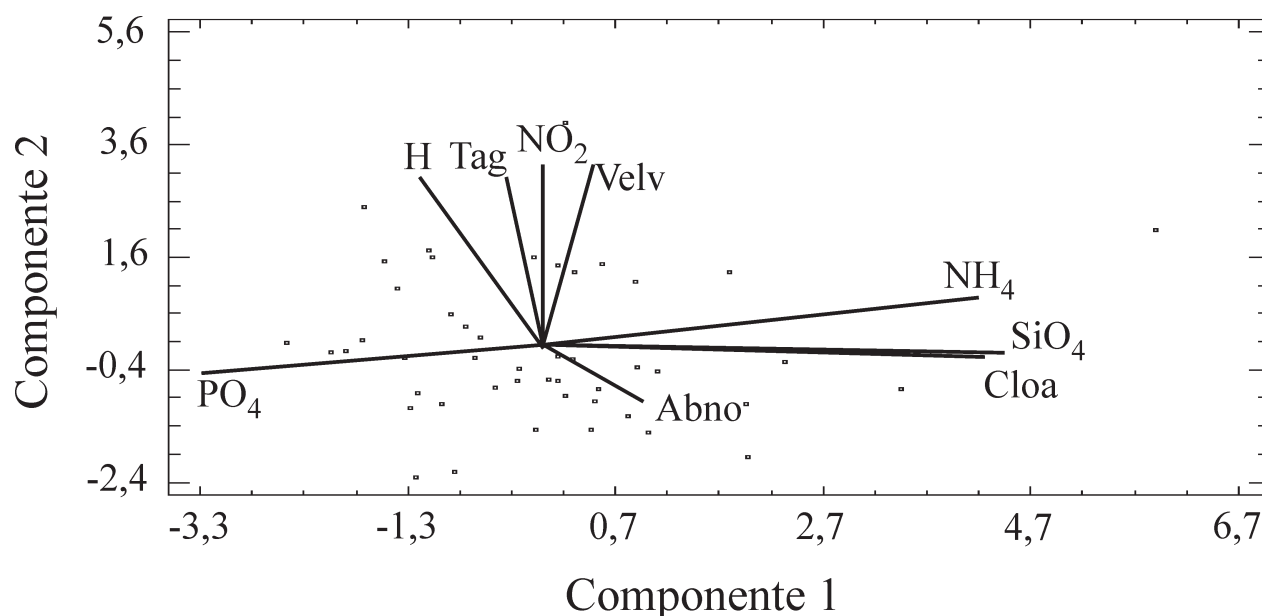


Fig.6. Proyección ortogonal de algunas variables fisicoquímicas y biológicas en el espacio definido por los dos primeros componentes del ACP en la Estación Hidrobiológica de Turpialito (24/31/07/2010). Velv., velocidad del viento; Tag: temperatura del agua; NH₄: amonio; NO₂, nitrito; PO₄, fosfato; SiO₄, silicato; Cloa, clorofila *a*; Abno, abundancia sin nanoflagelados; H, diversidad.

DISCUSION

Las diferencias horarias para el nororiente del país fueron analizadas por TEREJOVA *et al.* (1998) quienes señalaron que las velocidades más bajas se registran en las primeras horas de la mañana y aumentan considerablemente en horas de la tarde para luego disminuir durante la noche, lo cual coincide con lo obtenido en este estudio. Estos cambios están relacionados con el calentamiento diario que experimenta el mar y las tierras aledañas (QUINTERO & TEREJOVA, 2010). Por otra parte, los bajos valores de salinidad medidos durante el día podrían

hrs. SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011) detectaron un patrón diario similar en la bahía de Mochima y lo atribuyeron a los cambios diarios en las actividades de los pobladores que afectaban la descarga de agua de la laguna del lugar.

En cuanto a la temperatura, se detectó un comportamiento similar al del viento, los mayores registros de temperatura se midieron al final de la tarde, cuando la columna de agua comenzó a liberar el calor almacenado durante el día. En tal sentido QUINTERO *et al.* (2004), mencionaron que este es un comportamiento normal y se manifiesta tanto en la temporada de lluvias como de sequía.

La variación temporal de los nutrientes durante este estudio sugiere que la fuente de los mismos no es única o constante, es decir, la incorporación de estos elementos nutritivos a la columna de agua puede deberse a la escorrentía proveniente del continente (RIVAS-ROJAS *et al.* 2007), resuspensión de los sedimentos, a los procesos de pastoreo y excreción del zooplancton (BIDIGARE, 1983), entre otros. Sin embargo, la concentración de amonio y silicato estuvieron relacionados de manera significativa al primer componente del ACP, sugiriendo una fuente de ingreso similar, pudiendo ser esta el agua de escorrentía.

Las concentraciones de amonio mostraron valores mayores a $3 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$, lo que indicó que las aguas de la bahía de Turpialito presentaron cierto grado de contaminación de acuerdo a lo establecido por SU *et al.* (2004). Por tanto, se puede inferir que la bahía recibió aguas enriquecidas con amonio proveniente de aguas de escorrentía o como aguas originadas de los pozos sépticos de las viviendas cercanas. RIVAS-ROJAS *et al.* (2007), quienes trabajaron en una zona cercana, aunque fuera del golfo de Cariaco, señalaron que en la época de lluvias, las aguas de escorrentía transportan gran cantidad de materia orgánica que se descompone y puede generar altas concentraciones de amonio. Adicionalmente, la liberación de amonio proveniente del pastoreo y excreción del zooplancton podría representar una fuente significativa de nitrógeno para la comunidad fitoplanctónica (BIDIGARE, 1983).

La concentración de nitrito presentó valores característicos para estas aguas (OKUDA *et al.* 1968; QUINTERO *et al.* 2004). El nitrito es un intermediario relativamente fugaz entre el nitrato y el amonio lo cual hace que su duración en el ambiente marino sea corta (SALAZAR-GÓMEZ *et al.* 2011).

En cuanto a la concentración de nitrato, se obtuvieron las mayores concentraciones en la superficie, siguiendo la tendencia antes expuesta en relación a la concentración de amonio y nitrito obtenidas a la misma profundidad. Ya que la parte superior de la columna de agua tiene una mayor interacción con la atmósfera que la hace más rica en oxígeno y por ende favorece la oxidación del amonio a nitrito y finalmente a nitrato (SALAZAR-GÓMEZ *et al.* 2011). También la escorrentía y las lluvias habrían aportado a las concentraciones de nitrato en superficie, dado que el agua dulce es menos densa que el agua de mar y permanece en esta zona hasta que se mezcle completamente.

La concentración de fosfato detectada en la Bahía de Turpialito fue más baja que la reportada por QUINTERO *et al.* (2004) y SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011) en Mochima ($1,86 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ y $1,0 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente). A diferencia del resto de los nutrientes, la fuente de este nutriente pudo ser de naturaleza puntual, contenido en aguas servidas ricas en detergentes fosfatados (ESPINOSA-CARREÓN *et al.* 2001). Su concentración mostró una correlación negativa con la biomasa del fitoplancton, lo que sugiere la disminución en su concentración debido al consumo por parte del fitoplancton. Por otro lado, THOMAS (1969), sugiere que concentraciones de $0,01 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$ son suficientes para mantener el crecimiento fitoplanctónico; los valores de la concentración de este nutriente fueron superiores en este estudio, e indicaría que el fosfato no limitó el crecimiento fitoplanctónico.

Por otro lado, las diferencias diarias de silicato pudieron estar relacionadas con la variación en la cantidad de agua de escorrentía, más que por la asimilación de este nutriente por parte de los organismos fitoplanctónicos, debido a que las diatomeas fueron escasas. En los lugares donde este nutriente es abundante, este es el grupo fitoplanctónico dominante, ya que es capaz de asimilar los nutrientes más rápidamente que cualquier otro grupo de algas pelágicas (LIBES, 1992).

Las fluctuaciones diarias observadas en la biomasa fitoplanctónica pudieron ser consecuencia de la entrada irregular de nutrientes a la columna de agua; sin embargo, la concentración de *chl. a* estuvo relacionada con algunos nutrientes, pero fue inversa a la concentración de fosfato. En este aspecto, HARRISON *et al.* (1999), señalaron que la biomasa fitoplanctónica puede covariar en sentido inverso con los nutrientes. Esto sugiere que el fitoplancton durante su crecimiento, consumió el fosfato presente, coincidiendo con lo señalado por CALLIARI *et al.* (2005) y PIRELA-OCHOA *et al.* (2008).

RIVAS-ROJAS *et al.* (2007) en playa San Luís y PRIETO *et al.* (2005) en Turpialito, reportaron concentraciones de *chl. a* menores o iguales a 4 mg m^{-3} durante el período lluvioso, lo cual coincide con lo obtenido en este estudio. Existen numerosos mecanismos que pueden causar variabilidad a corto plazo de la biomasa fitoplanctónica y que pueden ser causantes de estos resultados, entre ellos se pueden mencionar la resuspensión inducida por el viento, el crecimiento diario, los ciclos de síntesis y destrucción, el pastoreo y las migraciones verticales

(CLOERN *et al.* 1989; SMAYDA 1998; BRUNET & LIZON 2003; TREBINI *et al.* 2005).

La ausencia de cambios significativos de las concentraciones de clorofila *a* con respecto a las horas, sugiere que la producción del pigmento no está sincronizada con el fotoperiodo. Además, la concentración de feopigmentos no varió temporal ni espacialmente, lo que indica que el fitoplancton se encontraba en fase de crecimiento activo y a que hubo una baja tasa de pastoreo del zooplancton. En tal sentido, MARGALEF (1980) y GONZÁLEZ *et al.* (2006), indicaron que los feopigmentos son el resultado de la destrucción de los pigmentos del fitoplancton por alta luminosidad, senescencia o depredación e indican el estado fisiológico de las algas.

Las variaciones diarias de la abundancia del fitoplancton podrían estar relacionadas con la acción ejercida por el viento, al cambio de la amplitud mareal o a las corrientes marinas en el área de estudio, factores que habrían causado la dispersión de los organismos fitoplanctónicos a áreas adyacentes. SOMMER (1998), señaló que los cambios temporales de la comunidad fitoplanctónica, bien sean diarios o semanales, serían el resultado de la dinámica de organismos predadores como zooplancton, peces entre otros; de igual forma a la influencia que tienen ciertas variables físicas sobre el desarrollo de estos individuos.

Los valores de abundancia fueron mayores que los señalados por PRIETO *et al.* (2005) en Turpialito y por RIVAS-ROJAS *et al.* (2007). Estos autores reportaron valores menores a 300 cél ml⁻¹ en Turpialito y entre 90 y 554 cél ml⁻¹ para playa San Luis, respectivamente. Además, los valores registrados en este estudio se encuentran en el intervalo notificado por SIMPSON & GRIFFITHS (1971) y FERRAZ-REYES *et al.* (1987) el Golfo de Cariaco durante la época de lluvias. Los cuales serían consecuencia de los pulsos de nutrientes ocasionados por las aguas de escorrentía que traen una variedad de materia desde las zonas adyacentes durante esta época.

La comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por los flagelados (nanoflagelados y dinoflagelados) lo que indica que este grupo de organismos debe su capacidad de crecimiento a las características fisiológicas y morfológicas que poseen. Estas células presentan patrones de comportamiento migratorios que les permiten desplazarse de los lugares menos iluminados a lugares más iluminados

y viceversa, tanto vertical como horizontalmente (THOMAS, 1997). GÓMEZ-CARVAJAL *et al.* (2000) y RIVAS-ROJAS *et al.* (2007) encontraron resultados similares en playa San Luis y señalaron además, que este grupo tiene una mayor capacidad de asimilación de nutrientes y una baja tasa reproductiva en comparación con las diatomeas (MARGALEF, 1995). En este mismo sentido, es importante mencionar que los dinoflagelados tienden a encontrarse en aguas tranquilas o con procesos de mezcla de menor intensidad (THAMM *et al.* 2004).

Los dinoflagelados dominaron sobre las diatomeas como consecuencia de las condiciones hidrográficas y físicoquímicas imperantes en la zona (ESTRADA & BLASCO 1979). Dado que los dinoflagelados son de reproducción lenta, presentan diferencias metabólicas con las diatomeas, poseen en muchos casos nutrición heterótrofa, presentan un flagelo que les facilita la migración en la columna de agua y una estructura externa menos pesada que las diatomeas, lo que les permite sobrevivir y dominar en aguas estratificadas (FERRAZ-REYES *et al.* 1987; TAMJII, 2004).

En el caso de la diatomea *Navicula* sp., presentó su mayor abundancia cuando la velocidad del viento se incrementó. En tal sentido, FERRAZ-REYES (1983) en la Cuenca Tuy-Cariaco, FERRAZ-REYES *et al.* (1987) en Laguna Grande del Obispo y LA BARBERA-SÁNCHEZ *et al.* (1999) en el Golfo de Cariaco, señalaron que las diatomeas exhiben su mayor abundancia cuando la velocidad del viento es constante, generando turbulencia que permite a las diatomeas mantenerse suspendidas en la columna de agua.

La diversidad, equidad y velocidad del viento no variaron significativamente con respecto a los días, estas variables se relacionaron positivamente lo que indicó que la turbulencia generada por el viento reguló la permanencia en la columna de agua de un cierto número de especies. Los valores más bajos de diversidad y equidad se presentaron el mismo día y hora, lo que sugirió la dominancia de una o pocas especies. Durante el muestreo, el dinoflagelado *Scrippsiella* sp. (60 cél. ml⁻¹) fue la especie que presentó la mayor abundancia. Además los cinco organismos más abundantes representaron 77% del total de individuos. Lo cual explica los bajos valores de diversidad presentados en este estudio. En tal sentido, SOURNIA (1978), señaló que la diversidad disminuye cuando los individuos de especies raras son sustituidos por individuos de especies que ya eran comunes.

La velocidad del viento, temperatura del agua, la concentración de nitrato y diversidad estuvieron estrechamente relacionadas; en este sentido, MARGALEF & GONZÁLEZ (1969), señalaron que la turbulencia puede aumentar la diversidad de las poblaciones fitoplanctónicas y una de sus manifestaciones sería una frecuente asociación de especies de un mismo género, que alcanzan su máxima tasa de multiplicación, asimismo homogeniza la temperatura del agua en zonas poco profundas y resuspende sedimentos debido a la turbidez que ocasiona.

Aun cuando RIVAS-ROJAS *et al.* (2007), QUINTERO & TEREJOVA (2010), y SALAZAR-GÓMEZ *et al.* (2011), han establecido que en la época de lluvias el viento cesa o es de baja intensidad, ocasionando la estabilidad de la columna de agua, se detectaron cambios diarios significativos en la concentración de clorofila *a* y en el fitoplancton en general. Así mismo, el crecimiento del fitoplancton estuvo relacionado con los cambios en las variables químicas, lo cual se deduce del hecho de que el fitoplancton variará de manera similar a las concentraciones de amonio, nitrato, fosfato y silicato. Esto demuestra que incluso durante esta época del año, los trabajos que implican frecuencias muestrales de una semana o más son insuficientes para explicar la dinámica de este grupo de organismos ya que la velocidad de crecimiento de las diatomeas, algunos dinoflagelados y cianobacterias puede resultar en cambios en la estructura de la comunidad en periodos menores a una semana.

AGRADECIMIENTOS

Al personal de la Estación Hidrobiológica de Turpialito - IOV - UDO, a Deudedith Hernández del Departamento de Oceanografía del IOV y a los estudiantes de Introducción a la Oceanografía Físico-química, II Semestre de 2009, por su colaboración en la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- BERARD-THERRIault, L., M. POULIN & L. BOSSE. 1999. *Guide d'identification du phytoplankton marin de l'estuarine et du golfe du saint-laurent*. CNRC. Ottawa, Canada. 387pp..
- BIDIGARE, R. 1983. Nitrogen excretion by marine zooplankton. En *Nitrogen in the marine environment*. Ed. E. Carpenter & D. Capone. Academic Press, New York. 385-409.
- BOYER, J., R. FOURQUREAN & R. JONES. 1997. Spatial characterization of the water quality in Florida Bay and White water Bay by multivariate analyses: Zones of similar influence. *Estuarine*. 20(4): 743-758.
- BRUNET, C. & F. LIZON. 2003. Tidal and diel periodicities of size-fractionated phytoplankton pigment signatures at an offshore station in the southeastern English Channel. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 56: 833-843.
- CALLIARI, D, M. GÓMEZ & N. GÓMEZ. 2005. Biomass and composition of phytoplankton in the Río de la Plata: large-scale distribution and relationship with environmental variables during a spring cruise. *Cont. Shelf. Res.* 25: 197-210.
- CLOERN, J., T. POWELL & L. HUZZEY. 1989. Spatial and temporal variability in south San Francisco Bay (USA). II. Temporal changes in salinity, suspended sediments, and phytoplankton biomass and productivity over tidal time scales. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 28: 599-613.
- DÍAZ-RAMOS, J. & E. FERRAZ-REYES. 1988. Dinámica de algunos parámetros hidrográficos y biológicos del canal de entrada de la Laguna de los Patos, Cumaná, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 28(1-2): 239-244.
- ESPINOSA-CARREÓN, T., G. GAXIOLA-CASTRO, J. ROBLES-PACHECO & S. NAJERA-MARTÍNEZ. 2001. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila *a* en aguas costeras de la ensenada del sur de Baja California. *Cien. Mar.* 27(3):396-422.
- ESTRADA, M. & D. BLASCO. 1979. Two phases of the phytoplankton community in the Baja California upwelling. *Limnol. Oceanogr.* 24: 1065-1080.
- FERRAZ-REYES, E. 1983. Estudio del fitoplancton en la Cuenca Tuy-Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 22(1-2): 111-124.
- FERRAZ-REYES, E., E. MANDELLI & G. REYES. 1987. Fitoplancton de La Laguna Grande del Obispo, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 26(1-2): 111-124.

- GÓMEZ-CARVAJAL, E., J. DÍAZ & I. SÁNCHEZ. 2000. Abundancia y biomasa del fitoplancton de la playa San Luis, Cumaná, Venezuela (Junio 1995-Mayo 1996). *Ciencia*. 8(1):41-52.
- GONZÁLEZ, F, E. ZOPPI & E. MONTIEL. 2006. Productividad primaria del fitoplancton en la Bahía de Mochima, Venezuela. *Invest. Mar. Valparaíso*. 34 (2): 37-45.
- HARRISON, W, T. PLATT, B. PETRIE & S. SATHYENDRANATH, 1999. Variability in phytoplankton biomass on the Scotian Shelf as viewed from space: Imagery from the CZCS Ocean Color Sensor (1978-1986) and SeaWiKW (1997-present). *Rem. Sens. Microbiol. Ecol.* 22: 485-499.
- JOHNSON, R. & D. WICHERN. 1992. *Applied multivariate statistical analysis*. 3rd ed. Prentice-Hall Int. New York, USA. 642 pp.
- LA BARBERA-SÁNCHEZ, A., J. GAMBOA & W. SENIOR. 1999. Fitoplancton del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 47(1): 57-63.
- LIBES, S. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*, John Wiley & Sons, Inc. 289 pp.
- MARGALEF, R. & F. GONZÁLEZ. 1969. Grupos de Especies Asociadas en el Fitoplancton del Mar Caribe (NE de Venezuela). *Inv. Pesq.* 33(1): 287 – 312.
- MARGALEF, R. 1980. *Ecología*. Editorial Omega. Barcelona, España. 951 pp.
- _____. 1995. Fitoplancton del NW del Mediterráneo (Mar Catalan) en junio de 1993, y factores que condicionan su producción y distribución. *Mem. Real Acad. Cienc. Art. Barcelona*. 55: 1-56.
- NÚÑEZ, P., C. LODEIROS, V. ACOSTA & I. CASTILLO. 2006. Captación de semilla de moluscos bivalvos en diferentes sustratos artificiales en la Ensenada de Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. *Zool. Trop.* 24(4): 483-496.
- OKUDA, T., J. BENÍTEZ, J. GARCÍA & E. FERNÁNDEZ. 1968. Condiciones hidrográficas y químicas de la Bahía de Mochima y la Laguna Grande del Obispo desde 1964 a 1966. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 7: 7-37.
- PARSONS, T., Y. MAITA & C. LALLY. 1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods of Seawater Analysis*. Pargamon Press. Oxford. 173 pp.
- PIRELA-OCHOA, E., L. TROCCOLI & I. HERNÁNDEZ-AVILA. 2008. Hidrografía y cambios en la comunidad del fitoplancton en la Bahía de Charagato, Isla de Cubagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 47(1): 3-16.
- PRIETO, A., G. ESTRELLA, M. NUÑES, L. FREITES & N. NARVÁEZ. 2005. Producción secundaria de *Nodipecten nodosus* (Linneo, 1758) cultivado en dos sitios con condiciones ambientales diferentes. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 44(2): 123-132.
- QUINTERO, A., J. BONILLA, L. SERRANO, M. AMARO, B. RODRÍGUEZ, G. TEREJOVA & Y. FIGUEROA. 2004. Características ambientales de la bahía de Mochima y adyacencias de la cuenca de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 43:(1-2): 49-64.
- _____. & G. TEREJOVA. 2010. Brisas de mar y tierra al norte de la península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 49(1): 41-52.
- RIVAS-ROJAS, T., J. DÍAZ-RAMOS, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, L. CHARZEDDINE, S. SUBERO-PINO & A. MÁRQUEZ. 2007. Variación diaria de algunas variables físico-químicas y de la biomasa del fitoplancton en una playa tropical, Cumaná, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 46:13-21.
- RODRÍGUEZ, J. 2005. La estructura de tamaños del plancton: un tópico interdisciplinar y Margalefiano. *Asociación Española de Ecología Terrestre. Ecosistemas* 14(1): 40-51.
- SALAZAR-GÓMEZ, Y., J. DÍAZ-RAMOS, K. RINCONES-REYES, L. CHARZEDDINE-CHARZEDDINE, S. SUBERO-PINO, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, B. MÁRQUEZ, B. MARÍN, A. MÁRQUEZ & D. HERNÁNDEZ. 2011. Cambios diarios de la biomasa fitoplanctónica en la bahía de Mochima, Venezuela, durante la época de lluvias. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 50(1): 69-77.
- SHANNON, C. & W. WIENER. 1949. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana. 117pp.

- SIMPSON, J. & R. GRIFFITHS. 1971. Afloramiento y producción biológica en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Ser. Explot. Pesq.* 2: 3-16.
- SMAYDA, T. 1998. Patterns of variability characterizing marine phytoplankton, with examples from Narragansett Bay. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 562-573.
- SOMMER, U. 1998. Silicate and the functional geometry of marine phytoplankton. *J. Plank. Res.* 20(9): 1853-1958.
- SOURNIA, A. (ed.) 1978. Phytoplankton Manual. SCOR-UNESCO. 337 pp.
- SU, H., H. LIN & J. HUN. 2004. Effects of tidal flushing on phytoplankton in a eutrophic tropical lagoon in Taiwan. *Est. Cost. Shelf. Sci.* 61:739-750.
- TAMIMI, G. 2004. Pulsed nutrient supply as a factor inducing phytoplankton diversity. *Ecol. Mod.* 171: 247-270.
- TEREJOVA, G., A. QUINTERO & A. PIÑERO. 1998. Descripción de las características climáticas de Carúpano, estado Sucre (Venezuela). *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 37(1 & 2):43-52.
- THAMM, R., G. SCHERNEWSKI, N. WASMUND, & T. NEUMANN, T. 2004. Spatial phytoplankton pattern in the Baltic Sea. *Coast. Rep.* 4: 85 – 109.
- THOMAS, W. 1969. Phytoplankton nutrients enrichment of Baja California and in the Easter Equatorial Pacific Ocean. *J. Fish. Res. Canada* 26: 1113-1145.
- THOMAS, C. 1997. *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. Academic Press. New York, USA. 808 pp.
- TREBINI, F., B. PADEDDA, G. CECCHERELLI, A. LUGLIÈ & N. SECHI. 2005. Changes of nutrient concentrations and phytoplankton communities after morphological modification in the S'Ena Arrubia Lagoon (Central-Western Sardinia). *Chem. Ecol.* 21(6): 491-502.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodig. *Mitt. Verein. Theor. Argiew. Limnol.* 9: 1-38.

RECIBIDO: Agosto 2014

ACEPTADO: Mayo 2015

VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LARVAS DE PECES DE LA LAGUNA DE CHACOPATA Y ZONAS ADYACENTES, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

ALAN MARTÍNEZ¹, BAUMAR MARÍN², JOSÉ GREGORIO NUÑEZ² & LUIS ALEJANDRO ARIZA²

¹ Postgrado en Ciencias Marinas. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente;

²Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

alanmartinezm@gmail.com

RESUMEN: Se analizó la variabilidad temporal de la composición y abundancia de larvas de peces de la laguna de Chacopata y zonas adyacentes; realizándose muestreos mensuales desde febrero-2009 hasta enero-2010. Se establecieron 6 estaciones (2 externas, 1 en la boca y 3 dentro de la laguna). Las estaciones de afuera y en la boca se muestrearon con una red para plancton, y las ubicadas dentro de la laguna, con trampas de luz. Se capturaron 9.066 larvas de peces con ambos métodos, pertenecientes a 23 familias, 35 géneros y 28 especies. Con las redes se colectaron 1.120 larvas, y se identificaron 19 especies, 24 géneros y 18 familias. Con este arte, las mayores densidades de organismos se encontraron durante febrero y junio-2009 con 750 Org/1000m³ y 498 Org/1000m³, respectivamente. Las especies dominantes fueron: *Anchoa hepsetus*, *Gobiosoma* sp., *Harengula jaguana*, *Anchoa* sp., *Anchovia clupeioides* y *Eucinostomus argenteus*. Por otro lado, con las trampas de luz se capturaron 7.946 larvas, 20 especies, 25 géneros, en 16 familias. Con este arte, sólo se extrajeron postlarvas y juveniles, las mayores abundancias se presentaron durante febrero y diciembre 121 y 44 CPUE Ind/8h, respectivamente. Los menores picos de abundancia se presentaron durante julio con 5 CPUE ind/8h; siendo las especies que presentaron el mayor número de individuos: *Anchoa hepsetus*, *Strongylura marina*, *Anchovia clupeioides* y *Saurida brasiliensis*. La coincidencia de mayores abundancias de ictioplancton durante los meses de surgencia, es un reflejo de la alta productividad secundaria presente en la zona.

Palabras clave: Laguna costera, abundancia, larvas de peces, Chacopata, trampas de luz

ABSTRACT: Temporal variability of fish larvae composition and abundance from Chacopata lagoon and adjacent areas was analyzed; performing monthly samples from February 2009 until January 2010. Six (6) stations (2 external, 1 at the entrance and 3 into the lagoon) were established. Outer stations and the one at the entrance were sampled with a plankton net, while those located within the lagoon were sampled with light traps. A total of 9,066 fish larvae were captured with both methods, belonging to 23 families, 35 genera and 28 species. Regarding to net samplings, 1120 larvae were collected and 19 species, 24 genera and 18 families were identified. With this sample gear, the highest densities of organisms were found in February and June 2009 with 750 Org / 1000m³ and 498 Org / 1000m³, respectively. The dominant species were: *Anchoa hepsetus*, *Gobiosoma* sp., *Harengula jaguana*, *Anchoa* sp., *Anchovia clupeioides* and *Eucinostomus argenteus*. On the other hand, the highest density with light traps was 7,946 larvae, finding also 20 species, 25 genera and 16 families. With this art, only postlarvae and juveniles were extracted, showing the highest abundances during February and December (121 and 44 CPUE Ind/8h, respectively). The lower peak abundance occurred during July (5 CPUE ind/8h) while the species with the highest number of individuals were: *Anchoa hepsetus*, *Strongylura marina*, *Anchovia clupeioides* and *Saurida brasiliensis*. The coincidence of highest abundance of ichthyoplankton during the months of upwelling, is a reflection of the high secondary productivity present in the area.

Key words: coastal lagoon, abundance, larvae of fish, Chacopata, light traps

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son cuerpos de agua poco profundos, situados entre la tierra firme y el mar, separadas por una barra arenosa que tiene en su mayoría comunicación permanente o temporal con el mar

(UNESCO 1967). Debido a las grandes aportaciones de origen oceánico que éstas reciben, están consideradas como uno de los ecosistemas más productivos de la biosfera, por su alta productividad pesquera juegan un papel primordial en las estrategias de reproducción de los peces, como áreas propicias para los adultos en

reproducción y de disponibilidad de alimento para el desarrollo de sus juveniles (FUNES *et al.* 1998).

Los huevos, larvas y ocasionalmente juveniles tempranos de diversas especies de peces presentes en el zooplancton lagunar, tienen una ocurrencia íntimamente relacionada con el ciclo anual de maduración sexual de los adultos, por lo tanto, la composición cualitativa y cuantitativa de este ictioplancton es muy variable a lo largo de todo el año y está sujeta a distintos procesos fisiológicos de los adultos (CIECHOMSKI 1981).

En las costas del Caribe, existe una relativa carencia de información sobre los descriptores taxonómicos en fases tempranas del ciclo de vida de peces (KENDALL & MATARESE 1994). La información sobre las pocas especies descritas, provienen de investigaciones que se han realizado en zonas adyacentes al Caribe: composición ictioplantónica (BELYANINA 1975; RICHARDS 1984, 1990, 2005), identificación de huevos y larvas (HOUDE & FORE 1973; BELYANINA 1981), desarrollo larvario (HOUDE & POTTHOFF 1976), ocurrencia larvaria (BELYANINA & LÓPEZ 1974), ecología de juveniles (VAN DER VEER *et al.* 1994) y guías generales de identificación (AHLSTROM & MOSER 1981; FAHAY 1983; MOSER *et al.* 1984; RICHARDS 1990; DITTY & SHAW 1994; FAHAY 2007).

En Venezuela los estudios de ictioplancton marino están relacionados a la abundancia de huevos y larvas (LÓPEZ 1972; GÓMEZ & GRANADO 1986; MARÍN *et al.* 1990; BRICEÑO & MARÍN 1997; ALLEN 2006), taxonomía (GÓMEZ 1980), composición (GONZÁLEZ 1984; BRITO 1999), distribución (ESTEVE 1985; HENRÍQUEZ 2007), ecología (SIMPSON & GONZÁLEZ 1967; BAIRD *et al.* 1973; MARÍN 1996), y desarrollo larvario y crecimiento (SIMPSON & GONZÁLEZ 1967; LÓPEZ & MACHADO 1975; GÓMEZ 1984).

La laguna de Chacopata representa un ecosistema de gran importancia por constituir un vivero natural, por su gran productividad de criaderos de moluscos bivalvos y gasterópodos, así como de asentamiento de una abundante avifauna. Sin embargo, a pesar de servir de reservorio de importantes rubros pesqueros, como la Lisa blanca, es poco lo que se conoce sobre sus comunidades ictioplantónicas. Bajo este marco referencial y en vista a la poca información existente sobre el ictioplancton en lagunas costeras, se pretende generar conocimiento sobre la ecología larvaria de peces en estas áreas, por lo que se

realizó este trabajo para indagar sobre la composición y abundancia de las especies que forman parte de la comunidad ictioplantónica que recluta a estas áreas y sus épocas de ocurrencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

La laguna de Chacopata está localizada en la costa nororiental de Venezuela, entre los 10° 39' 00'' y 10° 41' 00'' Lat. N y 63° 47' 30'' y 63° 49' 50'' Long. W. de la Península de Araya, estado Sucre (Fig. 1). Es un cuerpo de agua que se asemeja a un rectángulo, con una longitud de 4 km y anchura de 2 km. Su superficie total se ha estimado en unos 30 km²; mientras que su volumen de agua se ha calculado en 32 000 m³ (LIÑERO 1995). No recibe aportes permanentes de agua dulce. La profundidad máxima se encuentra en el canal de comunicación con el mar y alcanza unos 2 m aproximadamente. En la parte central su profundidad se acerca a 1 m, luego va disminuyendo hacia los bordes en donde llega a formar salinetas. Tiene comunicación con el mar a través de una boca de 1,24 m de profundidad, que se continúa con un canal relativamente estrecho, con sustrato fangoso y rodeado por manglares más o menos tupidos y angostos, donde destacan el mangle rojo *Rhizophora mangle* y el mangle negro *Avicennia germinans*. La costa noroeste de la laguna se caracteriza por estar bordeada por franjas de manglares y por presentar dos pequeñas playas que terminan en un saco consistente de una playa arenosa-fangosa, con profundidad promedio de 0,5 m. La costa suroeste presenta manglares cerca de la boca y hacia el final; casi bordeando el saco de la laguna; el resto de la costa está desprovista de manglares en sus orillas (LIÑERO 1995).

Recolección de las muestras:

Los muestreos se realizaron mensualmente entre febrero de 2009 y enero de 2010 durante o cerca de luna nueva. Para la colecta de las muestras se establecieron 6 estaciones, 2 ubicadas en la parte externa de este cuerpo de agua, 1 en la boca y 3 dentro de la laguna (Fig. 1). Las estaciones ubicadas fuera y en la boca fueron muestreadas con el uso de una red estándar con poro de malla de 500 µm dotada con un flujómetro para medir el volumen de agua, estos calados se realizaron de manera horizontal, en un tiempo de 15 minutos a una velocidad de 2 nudos; por otro lado, las estaciones ubicadas dentro de la laguna, por su escasa profundidad fueron muestreadas con el uso de trampas de luz (Fig. 2).

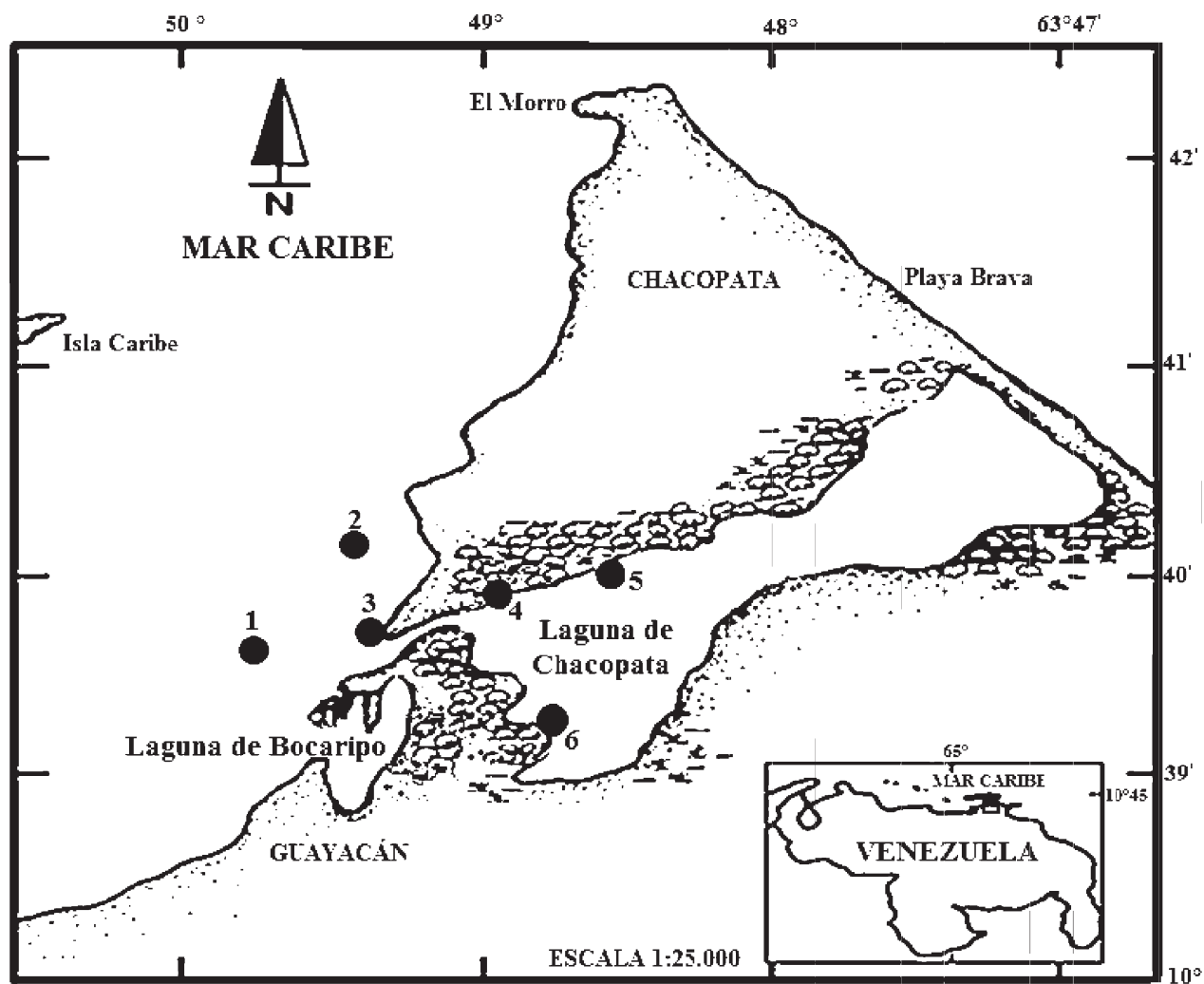


Fig. 1. Mapa de la laguna de Chacopata donde se señalan las 6 estaciones de muestreo.

Las muestras obtenidas fueron preservadas con etanol al 70 %, para posteriormente separar los huevos y larvas de peces con la ayuda de un microscopio estereoscópico Leica modelo MZL5. La identificación de las larvas se realizó a través de caracteres merísticos, morfométricos y descripciones morfológicas específicas de las diferentes especies, utilizando para ellos, las descripciones de MILLER *et al.* (1979); FAHAY (1983); MOSER *et al.* (1984); MATSUURA & OLIVAR (1999); BELTRAN & RÍOS (2000) y RICHARDS (2005).

Se estimó la densidad del ictioplancton capturado con redes en Org/1000 m³ como una expresión de la abundancia. Para determinar la densidad de organismos capturados con las trampas de luz, se evaluó mediante el

tiempo de exposición de las trampas de luz como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), es decir, la cantidad de capturas de organismos que se realizan por horas de exposición (8 horas). La frecuencia (F) representó el porcentaje de veces que se presentó cada familia, respecto al total de apariciones. Para poner a prueba la hipótesis nula de que no existen diferencias entre los meses muestreados en cuanto a la abundancia del ictioplancton, se realizó un análisis de varianza basado en permutaciones (PERMANOVA), para determinar la importancia relativa de cada variable a la disimilitud entre grupos de muestras o la similitud entre réplicas de cada grupo de muestras se aplicó un SIMPER (ANDERSON, 2001).

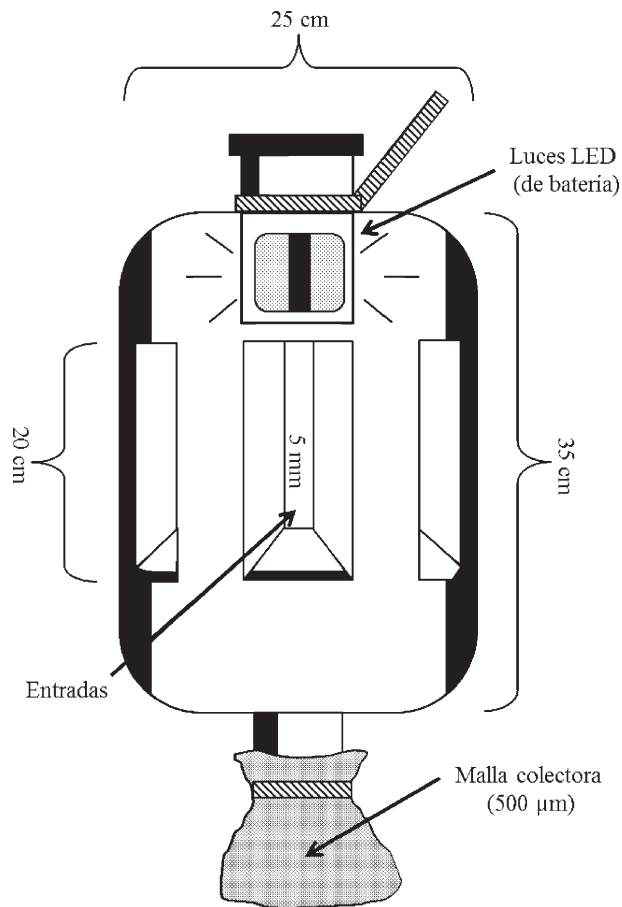


Fig. 2. Esquema de trampa de luz utilizado, basado en el modelo elaborado por RILEY & HOLT (1993) para la captura de larvas de peces.

RESULTADOS

Durante todo el período de estudio en las seis estaciones se capturó un total de 9.066 larvas de peces con la utilización de los dos métodos, estas estuvieron representadas en 23 familias, 35 géneros y 28 especies (TABLA 1). Se encontraron 202 larvas de peces no identificadas (NI), donde se ubicaron aquellas larvas muy deterioradas, poco definidas y que por sus características no pudieron ser colocadas dentro de ninguno de los grupos identificados.

Red de plancton

Las mayores densidades de organismos colectados con redes en la parte externa se encontraron durante el mes de febrero y junio de 2009 con 750 Org/1000 m³ y 498 Org/1000 m³, respectivamente. Durante el mes de agosto no se capturaron organismos con este método, observándose

una marcada variación entre meses a lo largo del año (Fig. 3). En este sentido, se encontró que existen diferencias estadísticas entre los meses con respecto a la abundancia de larvas de peces ($F=1,8587$; $P=0,0001$) (TABLA 2). Encontrándose según el SIMPER que, entre los meses que presentaron los menores valores de similitud, según la composición y abundancia del ictioplancton: febrero (25,14 %), marzo (24,64 %), abril (21,87 %); siendo los meses que mostraron los mayores valores de similitud: mayo (32,96 %), junio (52,99 %), julio (35,73 %), septiembre (37,80 %), octubre (32,73 %), noviembre (38,58 %) y diciembre (33,25 %) y enero (45,81 %).

Se colectaron un mayor número de postlarvas durante todos los meses de muestreos, la mayor abundancia de estas durante febrero de 2009 y junio de este mismo año con 286 y 187 organismos, respectivamente (Fig. 4A).

Las especies con mayor importancia respecto a la frecuencia de ejemplares capturados, para las estaciones muestreadas con este método fueron *Anchoa hepsetus* (91 Org/1000m³), *Gobiosoma* sp. (66 Org/1000m³), *Harengula jaguana* (44 Org/1000m³), *Anchoa* sp. (39 Org/1000m³), *Anchovia clupeioides* (24 Org/1000m³) y *Eucinostomus argenteus* (39 Org/1000 m³) (Fig. 5).

Entre las especies más abundantes, la frecuencia de ocurrencia de *A. hepsetus* fue del 50 % durante los meses de la investigación, representando el 20,19 % del total de larvas de peces colectadas, estando sus mayores porcentajes relativos de abundancias confinados a febrero 2009 (64,54 %) y mayo (34,67 %) y menores los meses de noviembre (11,11 %) y diciembre (3,03 %); en menor frecuencia se observó *Harengula jaguana* (19,93% del total), capturándose en dos meses, observándose en gran abundancia solo en marzo (81,96%) y para junio su valor más bajo (9,09 %); por su parte, *Anchoa* sp. (16,64 % del total) presentó el mayor porcentaje de frecuencia de ocurrencia, capturándose durante 11 meses del año de muestreo, con sus mayores valores en los meses de diciembre (53,03 %), junio (44,21 %) y los menores reportados para marzo (0,70%) y mayo (0,80 %) (Fig. 6).

En los casos de: *Calamus penna* (12,40 % del total), este se observó en el 75 % de los muestreos con valores de abundancia alto para noviembre (66,66 %) y septiembre (65,78 %), estando ausente en marzo agosto y octubre. *Eucinostomus argenteus* presentó el 7,09 % de abundancia total, con un porcentaje de ocurrencia de 83%,

TABLA 1. Composición y abundancia del ictioplancton capturado en la Laguna de Chacopata.

Familia	Especie	Numero de organismos	
		Red de plancton	Trampas de luz
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	20	33
Atherinidae	<i>Atherinomorus stipes</i>	3	60
Synodontidae	<i>Saurida brasiliensis</i>	0	1
	<i>Synodus foetens</i>	0	1
	<i>Trachino cephalusmyops</i>	0	1
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	0	80
Clupeidae	<i>Harengula jaguana</i>	225	8
	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>	0	3
	<i>Sardinella aurita</i>	2	140
Engraulidae	<i>Anchoa hepsetus</i>	228	5247
	<i>Anchoa januaria</i>	0	93
	<i>Anchoa</i> sp.	189	619
	<i>Anchovia clupeoides</i>	71	513
Ophidiidae	<i>Lepophidium</i> sp.	1	1
Blenniidae	<i>Parablennius marmoratus</i>	3	0
Gobiidae	<i>Batigobius</i> sp.	0	5
	<i>Evortrodus</i> sp.	0	1
	<i>Gobionellus</i> sp.	0	2
	<i>Gobiosoma</i> sp.	26	0
	<i>Lophogobius</i> sp.	3	0
	<i>Microgobius</i> sp.	19	1
Labridae	<i>Halichoeres bivittatus</i>	55	0
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	1	91
	<i>Mugil lisa</i>	11	0
Carangidae	<i>Decapterus punctatus</i>	1	0
Coriphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	1	0
Gerridae	<i>Eucinostomu sargenteus</i>	80	640
Haemulidae	<i>Haemulon</i> sp.	0	1
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0	14
	<i>Cynoscion acoupa</i>	2	17
	<i>Bairdiella</i> sp.	8	2
	<i>Stellifer</i> sp.	2	0
Sparidae	<i>Calamus penna</i>	140	176
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>	4	0
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	34	1
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	3	0
Parachthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	0	1
Sygnathidae	<i>Sygnathus caribbaeus</i>	8	0
Diodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0	1
No identificado	Deterioradas	0	193
Total General		1120	7946

hallándose sus mayores abundancias relativas en enero de 2010 (42,85 %), y mayo (28,22 %), estando ausente en marzo y agosto de 2009; *Anchovia clupeoides* (6,29 %)

presentó el 50% de frecuencia de ocurrencia con elevados valores de abundancia en mayo (16,12 %) y febrero (15,64 %), no presentándose en julio, agosto, octubre

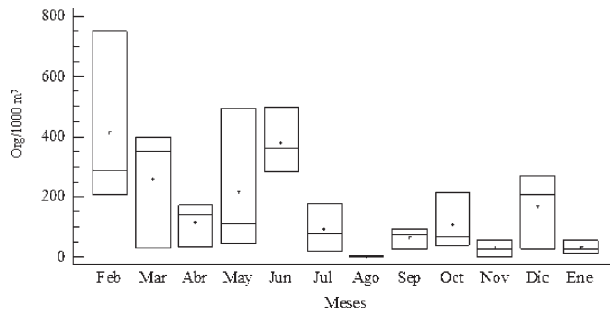


Fig. 3. Variación de la abundancia mensual de organismos colectados con red de plancton en la parte externa de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

de 2009 hasta enero de 2010; otras especies que presentaron niveles moderado de abundancia fueron *Halichoeres bivittatus* (4,78 %), *Achirus lineatus* (3,01 %), *Gobiosoma* sp. (2,21 %), *Albula vulpes* (1,77 %); las demás especies capturadas presentaron frecuencia de ocurrencia menores de 0,41 % (Fig. 6).

Trampa de luz:

En la parte interna de la laguna, con las trampas de luz, las mayores abundancias se presentaron durante los meses de febrero y diciembre con 121 y 44CPUE Ind/8 h, respectivamente. Los menores picos de abundancia se presentaron durante el mes de julio con 5CPUE Ind/8 h. (Fig.7); mostrando que existen diferencias estadísticas entre las abundancias y los meses ($F=2,0388$; $P=0,0001$) (Tabla 3). Según el porcentaje de similitud ha aportado por las especies que más contribuyen según su composición y abundancia mensual (SIMPER) el mes de abril presentó el valor más bajo de similitud, con 1,16 %, existiendo meses donde se observaron valores intermedios: febrero (32,26 %), marzo (24,52 %), agosto (28,58 %), septiembre (37,21 %) y diciembre (24,45 %); mostraron los mayores valores de similitud: mayo (43,06 %), junio (61,32 %), julio (61,17 %), octubre (60,88 %), noviembre (63,01 %) y enero (54,65 %).

Con este método solo se capturaron postlarvas y juveniles (Fig. 4B), se observa el mayor registro durante abril y febrero 2009 con 1543 y 1447 organismos colectados. Durante marzo y enero 2010 se reportaron la menor cantidad de organismos con 93 y 155 ejemplares capturados.

Las especies con mayor la abundancia de larvas capturadas, para las estaciones muestreadas, fueron *Anchoa hepsetus* (13 Ind/8 h), *Strongylura marina* (6 Ind/8 h), *Anchovia clupeioides* (5 Ind/8 h), *Saurida brasiliensis* (2 Ind/8 h) (Fig.8).

El engráculido *Anchoa hepsetus* se presentó durante todo el año con 66,31% del total de organismos colectados, con mayores abundancias para los meses de abril (91,44 %), y febrero (86,17 %) y menores en los meses de julio (21,37 %) y junio (2,52 %); *Eucinostomus argenteus* (8,09 % del total de individuos colectados) estuvo presente con una gran frecuencia de ocurrencia, observándose con una alta abundancia en enero de 2010 (56,12 %) y noviembre (50 %); en abril (0,45 %) y febrero (0,34 %) presentó el más bajo número de ejemplares; *Anchoa* sp. (7,82 % del total de organismos colectados), con un mayor número de individuos en julio (36,50 %), junio (15,96 %) y las menores abundancias reportadas para diciembre (1,48 %) y febrero (0,62 %). Durante marzo, octubre y noviembre no se encontraron organismos (Fig.8)

Otras especies que presentaron un porcentaje de ocurrencia notable fueron *Anchovia clupeioides* (6,48 %), con valores de abundancia más elevados en los meses de marzo (30,10 %) y julio (20,28 %) con picos de menores para agosto (2,43 %) y abril (0,84 %), estuvo ausente durante enero de 2010. *Calamus penna* presentó (2,22 % de la abundancia total) con mayor número de ejemplares en junio (37,39 %), y marzo (15,05 %); *Sardinella aurita* (1,77 %) aunque no fue la más abundante presentó una alta frecuencia de aparición (75% de los meses evaluados) con mayores porcentajes de abundancia en septiembre (15,02%) y octubre (8,18 %) (Fig.9).

TABLA 2. Resumen del análisis de varianza basado en permutaciones (PERMANOVA), aplicado a la abundancia mensual de larvas capturadas con red de plancton.

FV	GL	SC	CM	F	P(perm)
Mes	11	53143	4831,2	1,8587	0,0001
Residual	22	57183	2599,2		
Total	33	1,10E+05			

Variabilidad temporal de la composición y abundancia de larvas de peces

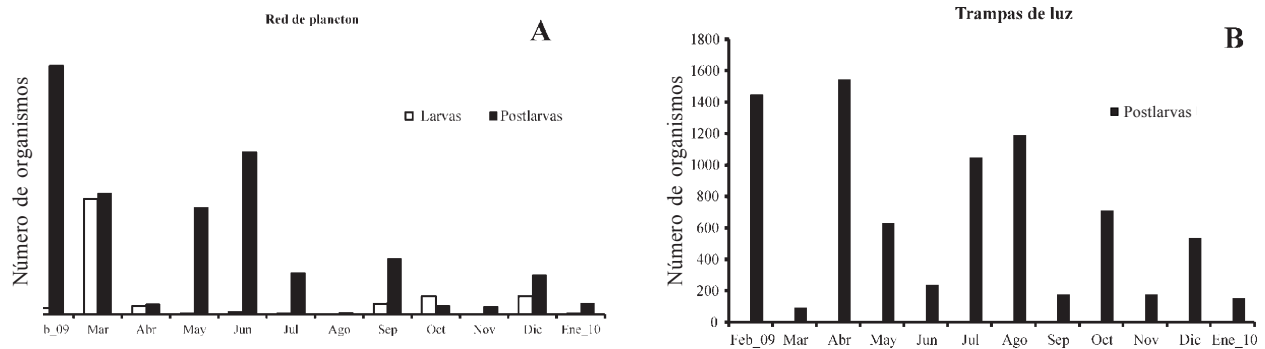


Fig. 4. Número de ejemplares colectados separados por desarrollo ontogénico con red de plancton (A) y trampas de luz (B) en el área de estudio.

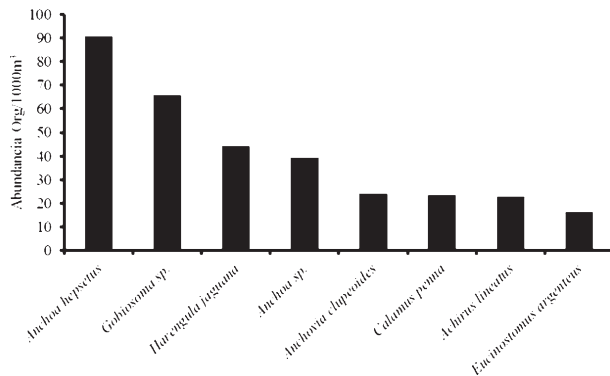


Fig. 5. Abundancia de las especies con mayores capturas con redes de plancton en la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

DISCUSIÓN

Las lagunas costeras y zonas de manglar están consideradas entre los ecosistemas más productivos de la biosfera, debido a su alta productividad pesquera y porque además, juegan un papel primordial en las estrategias de reproducción de los peces como áreas propicias para los adultos en reproducción y de disponibilidad de alimento para el desarrollo de los juveniles (FUNES *et al.* 1998).

Los valores de abundancia encontrados en este estudio son comparables con los reportados por VILLALBA (2002), quien en su estudio de abundancia, composición y distribución de larvas de peces al sur de Margarita y alrededor de Cubagua, describe 27 familias. Por su lado, ESTEVE (1985) reporta 39 familias, siendo las más abundantes también las familias Clupeidae, Chaenopsidae y Gobiidae. LUCKHURST & POWLES (1986) encontraron un total de 32 familias dentro de las cuales están representadas 18 de las familias colectadas en este trabajo, según estos autores las familias con mayor abundancia fueron: Engraulidae, Gobiidae, Clupeidae, Carangidae y Sciaenidae.

En áreas cercanas a la Laguna de Chacopata, como lo es la Laguna La Restinga, BRITO (1999) encontró 13 familias, siendo las más abundantes: Gobiidae, Engraulidae y Blenniidae, difiriendo de este estudio en tres familias (Eleotridae, Grammistidae y Sparidae). Por su parte, BRICEÑO (2000) halló un total de 21 familias, siendo las más abundantes: Bregmacerotidae, Clupeidae, Gobiidae, Engraulidae y Carangidae, siendo la primera familia la más representativas por su condición de haber sido colectada en aguas oceánicas pertenecientes aún a la plataforma continental de Venezuela. Todos estos estudios reflejan cierta similitud en la composición de familias de peces en

TABLA 3. Resumen del análisis de varianza basado en permutaciones (PERMANOVA), aplicado a la abundancia mensual de larvas capturadas con trampas de luz.

FV	GL	SC	CM	F	P(perm)
Mes	11	45133	4103	2,0388	0,0001
Residual	24	48298	2012,4		
Total	35	93430			

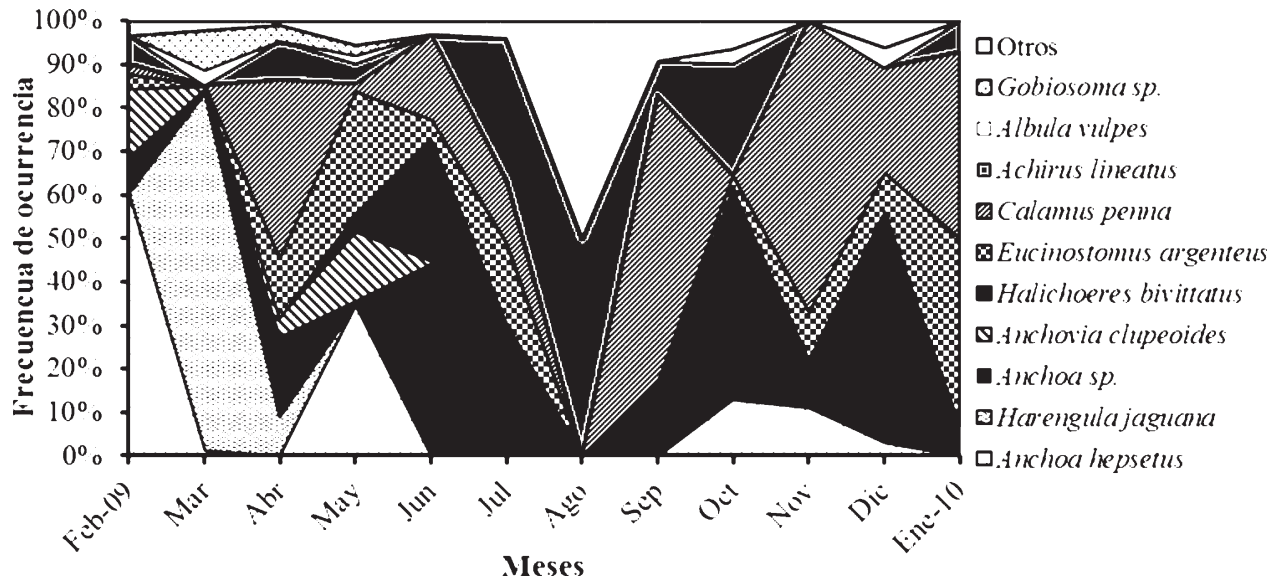


Fig. 6. Frecuencia de ocurrencia mensual de las especies con más capturas con redes de plancton en la parte externa de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

el ambiente costero del país; siendo importante considerar que las poblaciones adultas de los representantes de la familia Clupeidae no están presentes o abundantes dentro de la laguna de Chacopata.

Durante el año de muestreo en la laguna de Chacopata se evidenció un mayor número de ejemplares cuando se utilizó con trampas de luz. THORROLD (1992) y HICKFORD & SCHIEL (1999), encontraron resultados similares y señalan que estas tienen una ventaja sobre las redes de plancton ya que capturan individuos de mayor tamaño y juveniles pelágicos, pudiendo ser explicado por el considerable volumen de agua que pasa por ella y por el tiempo de

exposición de estas durante el muestreo. CHOAT *et al.* (1993) calculan que los aparatos fijos como las trampas de luz puede ser expuestos entre 20 000 y 200 000 m³ de agua en una hora de exposición, sobre esta base, se argumentó que la captura por trampas de luz es mayor en comparación a las redes de bongo y de Tucker.

Cabe destacar que el tamaño promedio del ictioplancton capturado con trampas de luz fue mucho mayor que el de las redes de plancton, para todos los taxones; resultados similares fueron encontrados por HERRERA-REVELES *et al.* (2010) en la bahía de Mochima donde al comparar la longitud estándar de las larvas capturadas, observaron que existe una frecuencia de ejemplares de mayores tallas en las trampas de luz con respecto a las larvas capturadas con las redes de plancton. Esto nos indica que etapas pelágicas de mayor talla son más propensas a ser atraídas por las luces que las de menor tamaño, posiblemente por las capacidades de desplazamiento y movimiento corporal, que en etapas más avanzadas del desarrollo larval, logran vencer con más eficiencia la viscosidad del agua. CHOAT *et al.* (1993) reporta que en agua tropicales como resultado de esta selectividad, existen grupos que están representados por individuos de pequeño tamaño dentro del plancton y estos son menos probables de ser capturados con las trampas debido a la poca capacidad de natación o la carencia de fototropismo positivo.

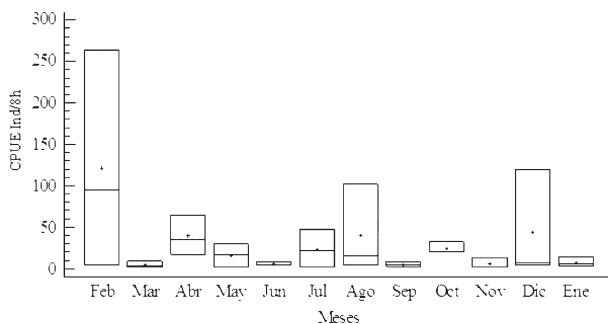


Fig. 7. Variación de la abundancia mensual de organismos colectados con trampas de luz en la parte interna de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

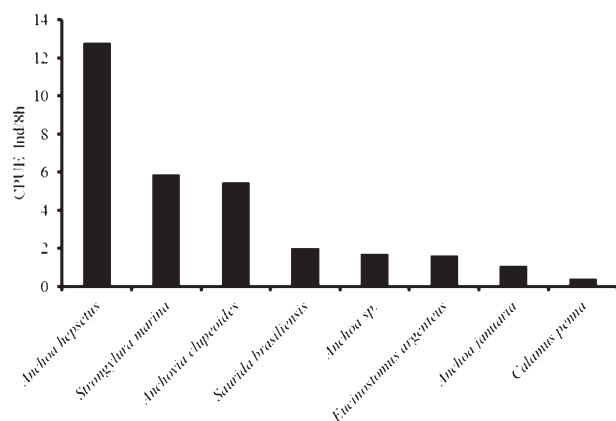


Fig. 8. Abundancia de las especies con mayores capturas con trampas de luz en la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

En estudios ícticos previos, ACOSTA (1985) destaca la importancia que tiene la laguna de Chacopata por ser un reservorio natural de larvas y juveniles, esta área es visitada por una gran diversidad de especies de peces con el propósito de refugiarse, alimentarse y crecer. Adicionalmente, este mismo autor, sugirió que además de desarrollarse en sus formas juveniles, estos eluden una serie de enemigos naturales como depredadores, parásitos, enfermedades, hasta alcanzar su tamaño adulto,

posteriormente estos peces se dispersan hacia el mar o la parte externa de la laguna.

La retención de larvas en las zonas costeras permite mayor sobrevivencia y menor expatriación, resultando en mejores reclutamientos en las poblaciones de peces que utilizan esta área, como lo señala LASKER (1981) y SINCLAIR (1988). Al respecto BECKET *al.* (2001) señalan que en la mayoría de los estudios, un hábitat se considera una zona de cría si alguna variable (por lo general la densidad de organismos) es estadísticamente significativo si se compara con otro hábitat. Esto hace de la laguna un punto estratégico de importancia en los recursos pesqueros de esta zona.

Las especies que dominaron según su abundancia con las redes fueron: *Harengula jaguana*, *Anchoa hepsetus*, *Gobiosoma sp.*, *Calamus penna*, *Achirus lineatus* y *Eucinostomu sargenteus*, mientras que con trampas de luz fueron: *Anchoa hepsetus*, *Strongylura marina*, *Eucinostomus argenteus* y *Calamus penna*. Quedando evidenciado que los integrantes de la familia Clupeidae, los cuales presentan hábitos pelágicos en zonas neríticas, tuvieron en primer lugar de abundancia en todas las estaciones con estos métodos de muestreo, principalmente en las aguas más costeras. CERVIGÓN (1991) describe a

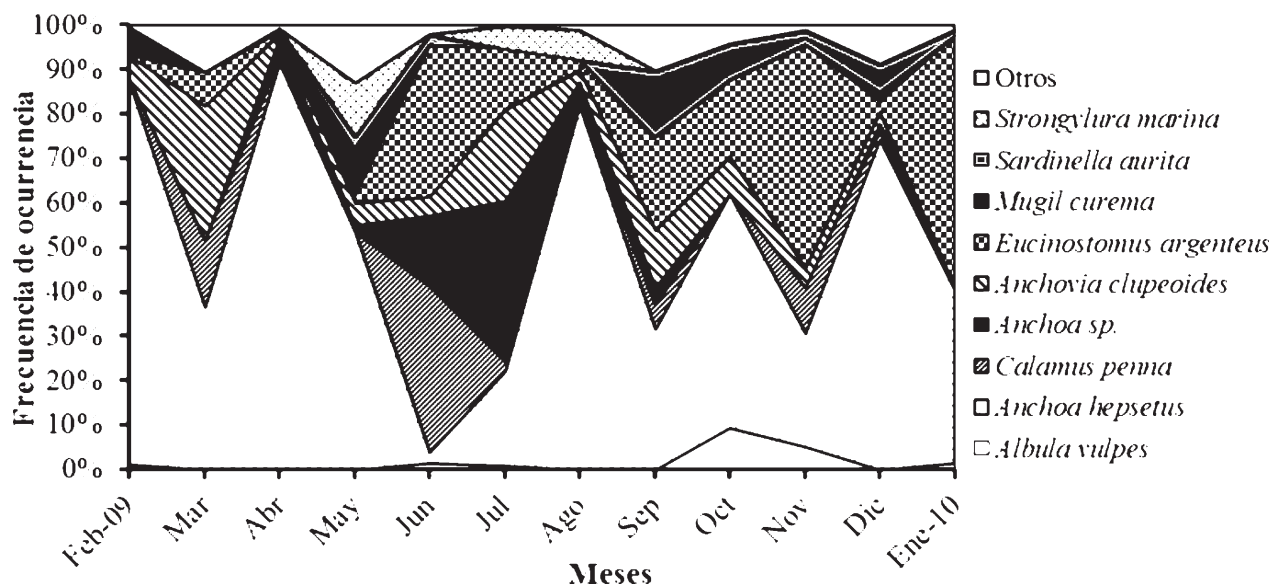


Fig. 9. Frecuencia de ocurrencia mensual de las especies con más capturas con trampas de luz en la parte interna de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela.

esta familia como una de las que más utiliza las zonas costeras para su desove. Igualmente ESTEVE (1985), en su estudio la representa con el 32 % de todas las larvas colectadas y la señala como un componente común en los muestreos larvales en zonas costeras.

El segundo grupo estuvo representado por la familia Engraulidae quienes poseen hábitos pelágicos costeros, y a semejanza de los clupeidos, presentan un rápido crecimiento, alta fecundidad y escasa amplitud en sus migraciones en la mayoría de sus especies, siendo este grupo de vital importancia en la cadena trófica de las aguas costeras, por ser el alimento de un importante número de depredadores (CERVIGÓN 1991). En tal sentido, su pronunciada aparición puede ser justificada por la distribución vertical que los representantes de esta familia presentan, la cual no se ve afectada por el amplio rango de la acción de la columna de agua y a su migración en cardúmenes, lo que facilita la rápida penetración de los individuos y, por ende, una reproducción constante (CERVIGÓN 1990). Esto ofrece una visión muy amplia de la difusión de esta familia, lo que comprueba su amplitud de distribución y adaptación al medio.

La tercera familia más abundante durante los meses de muestreo fue la Gobiidae, la cual es típica de zonas eurihalinas, pudiendo soportar salinidades por encima de 44 ‰, ubicadas generalmente en fondos muy someros y blandos, y con poca frecuencia en aguas turbias (CERVIGÓN 1990). Los resultados obtenidos por BRITO (1999), señalan a esta familia como la de mayor abundancia para la laguna de La Restinga, presentando un total de 3777 larvas (67,75 % del total de sus muestras) y un 100 % de frecuencia de ocurrencia, lo que permitió denominarla como familia residente de la misma, confirmando la importancia de este taxón para el cuerpo de agua lagunar. Asimismo, estos resultados coincidieron con los obtenidos por LITTLE *et al.* (1988), NEIRA & Potter (1992) y ESTEVE (1995), quienes debido a la alta frecuencia de ocurrencia de la familia Gobiidae, la reseñaron como familia de gran adaptación a zonas de amplios márgenes de temperatura y salinidad. CASTRO & GRIJALVA (1988) reconocen la importancia en cuanto a lo dominante de esta familia en las lagunas costeras y estuarios, debido a que encontraron que esta familia ocupó un lugar preponderante en su evaluación. NAGELKERKEN *et al.* (2000) señalan que estos biotopos pueden ser usados entre otros por peces de arrecifes de corales, como áreas de crías de sus larvas debido al abundante alimento y la protección que ofrecen contra

depredadores, de ahí que se encuentre una gran cantidad de juveniles en la laguna.

CONCLUSIONES

Estos resultados indican, que la laguna de Chacopata y sus adyacencias sirve como sitio de cría y retención de postlarvas de peces, debido a la gran cantidad de organismos capturados en esta fase de su ciclo de vida. Quedando demostrado la importancia que tienen estos sitios como sumideros y exportadores de futuras cohortes que formaran parte de las pesquerías de peces altamente comerciales y de consumo local.

REFERENCIAS

- ACOSTA, S. 1985. *Inventario de la fauna ictiológica de la costa nor-oeste de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 67 pp.
- AHLSTROM, E. & H. MOSER. 1981. Systematics and development of early life history stage of marine fishes: Achievements during the past century, present status and suggestions for the future. *Rápp. P. V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* 178:541-546.
- ALLEN, T. 2006. *Análisis ictioplanctónicos de dos áreas costeras del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 76 pp.
- BAIRD, V., D. WILSON & D. MILLIKEN. 1973. Observations on *Bregmaceros nectabanus* Whitley in the anoxic sulphurous waters of the Cariaco Trench. *Deep-Sea Res.* 20:503-504.
- BECK, M., K. HECK, K. ABLE & D. CHILDERS. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51:633-641.
- BELYANINA, T. 1975. Preliminary results of the study of ichthyoplankton of the Caribbean Sea and the Gulf of Mexico. *Trudy Inst. Okeanol.* 100:127-146.
- _____. 1981. The larvae of some rare mesopelagic Fishes from the Caribbean and the Gulf of Mexico. *J. Ichthyol* 20(1):138-141.

- _____. & R. LÓPEZ. 1974. The occurrence of *Bregmaceros nectabanus* (Pisces, Bregmacerotidae) in the Caribbean Sea. *J. Ichthyol.* 14:44.
- BELTRÁN, B. & R. RÍOS. 2000. *Estadios tempranos de peces del Pacífico colombiano*. Tomo I. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA. Buenaventura, Colombia, 359 pp.
- BRICEÑO, R. 2000. *Abundancia, distribución y composición del ictioplancton del sudoeste del Estado Nueva Esparta, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 66 pp.
- _____. & B. MARÍN. 1997. *Distribución y abundancia larvaria de Bregmacerotidos (Pisces: Bregmacerotidae) en aguas neríticas del sur de la isla de Margarita, Venezuela*. VII Congreso Latino-Americano sobre Ciencias do Mar, Santos. Resumos Expandidos. Instituto Oceanográfico da Universidad de Sao Paulo, Asociación Latinoamericana de Investigadores en Ciencias del Mar, Federacao das Industrias do Estado de Sao Paulo, Brasil. 113-114.
- BRITO, A. 1999. *Composición y abundancia de las larvas de peces del canal de entrada de la laguna de la Restinga, isla de Margarita, Venezuela, durante el periodo comprendido entre Enero y Junio de 1995*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Boca de Río, Venezuela. 104 pp.
- CASTRO, R. & J. GRIJALVA. 1988. Ictioplancton del estero de Punta Banda, BC, México, durante primavera-verano de 1985. *Cienc Mar.* 14(1):57-59.
- CERVIGÓN, F. 1990. *Islas de Venezuela*, Oscar Todtmann Editores. Caracas, Venezuela. 39 pp.
- _____. 1991. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Volumen I. Fundación Científica Los Roques. Caracas, Venezuela. 425 pp.
- CIECHOMSKI, J. 1981. *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. In: Ed. D. Boltovskoy. Publicación especial del INIDEP, Mar de Plata, Argentina.: 829-841.
- CHOAT, J., P. DOHERTY, B. KERRIGAN & J. LEIS. 1993. A comparison of towed nets, purse seine, and light-aggregation devices for sampling larvae and pelagic juveniles of coral reef fishes. *Fish. Bull.* 91:195-209.
- DITTY, J. & R. SHAW. 1994. *Preliminary guide to the identification of the early life history stages of scianid fishes from the Western Central Atlantic*. NOAA Tech. Mem. NA4FS-SEFSC-349. Mississippi, United States of North America. 118 pp.
- ESTEVE, R. 1985. *Distribution, abundance and recruitment patterns of fish larvae around Cubagua Island, Venezuela*. Trab. Grado. M.Sc. Marine Biology, University of Miami, Miami, United States of North America. 156 pp.
- ESTEVE, M. 1995. *Estudio preliminar del ictioplancton de la laguna La Restinga, isla de Margarita, Venezuela*. Trab. Ascenso. Dpto. Biología, Universidad de Oriente, Boca de Río, Venezuela.
- FAHAY, M. 1983. Guide to the early stages of marine fishes occurring in the Western North Atlantic Ocean, Cape Hatteras to the Southern Scotian Shelf. *J. Northwest. Atl. Fish Sci.* 4:1-423.
- _____. 2007. *Early stages of fishes in the Western North Atlantic Ocean (Davis Strait, Southern Greenland and Flemish Cap to Cape Hatteras)*. Pub. NAFO, Canada. 1692 pp.
- FUNES, R., M. FERNÁNDEZ. & R. GONZÁLEZ. 1998. Larvas de peces recolectadas durante dos eventos de El Niño en la costa occidental de Baja California Sur, México, 1958-1959 y 1983-1984. *Océánides* 13 (1):67-75.
- GÓMEZ, A. 1980. Observaciones taxonómicas y ecológicas de estados larvales elopeliformes en la Laguna de la Restinga y aéreas próximas. *Bol. Museo del Mar* 10:3-23
- _____. 1984. Inducción del desove, desarrollo embrionario y larval de *Chaetodipterus faber* (Broussonet) (Pisces: Ehippidae) en la isla de Margarita, Venezuela. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín* 14:85-104.

- _____. & A. GRANADO. 1986. Observaciones sobre huevos y larvas de tres especies de peces sapos (Batrachoididae) en la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente* 25 (1 y 2):99-106.
- GONZÁLEZ, E. 1984. Estudio preliminar sobre huevos y larvas de peces en el estrecho de Maracaibo y la Bahía del Tablazo. *Bol. Cent. Invest. Biol. Maracaibo* 16:97-117.
- HENRÍQUEZ, E. 2007. *Abundancia y distribución del ictioplancton en la plataforma externa de la fachada atlántica de Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 112 pp.
- HERRERA-REVELES, A., B. MARÍN, A. BRITO & E. RAMOS. 2010. Dos métodos de muestreos de larvas y estadios pelágicos tempranos de peces sobre los ecosistemas marinos costeros: una comparación realizada en la bahía de Mochima, Venezuela. *Proceedings of the 62nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. Cumana, Venezuela 62:246-251.
- HICKFORD, M. & D. SCHIEL. 1999. Evaluation of the performance of light traps for sampling fish larvae in inshore temperate water. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 186:293-302.
- HOUDE, E. & P. FORE. 1973. Guide of identification of eggs and larvae of some Gulf of Mexico clupeid fishes. *Fla. Mar. Res. Lab. Leaf. Serv.* 4(23):14.
- _____. & T. POTTHOFF. 1976. Egg and larval development of the sea bream *Archosargus rhomboidalis* (Linnaeus) (Pisces, Sparidae). *Bull. Mar. Sci.* 26:506-529.
- KENDALL, A. & A. MATARESE. 1994. Status of the early life history of marine teleosts. *Fish. Bull.* 92:725-736.
- LASKER, R. 1981. *Marine fish larvae. Morphology, ecology and relation to fisheries*. University of Washington Press, Seattle, United States of North America. 131 pp.
- LIÑERO I. 1995. *Variations spatio-temporelles de la structure des pleuplements benthiques dans une lagune cotière tropicale*. Trab. Grad. Ph.D. Sciences et de Génie, Universidad de Laval, Quebec, Canada. 177 pp.
- LITTLE, M., P. REAY & S. GROVE. 1988. Distribution gradients of ichthyoplankton in an east African mangrove creek. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 26:677-699.
- LÓPEZ, H. 1972. *Distribución y abundancia estimada de huevos de sardina (Sardinella anchovia) en la región oriental de Venezuela, 1968-1969*. Informe Técnico de Proyecto de investigación y desarrollo pesquero. MAC-PNUD.FAO Caracas, Venezuela. 27 pp.
- _____. & A. MACHADO. 1975. Algunos aspectos del desarrollo y crecimiento de *Loricaria laticeps* (Blecker) 1864 (Osteichthyes, Siluriformes, Loricariidae). *Act. Biol. Venez.* 9(1):93-119.
- LUCKHURST, B. & H. POWLES. 1986. Ichthyoplankton of the central Venezuelan coast. Composition, abundance and seasonality: Northeast. *Gulf. Sci.* 8(21):129-141.
- MARÍN, B. 1996. *Transport et recrutement du muge argenté Mugil curema, dans une lagune cotière tropicale*. Trab. Grad. Ph.D. Sciences et de Génie, Université Laval. Québec, Canadá. 104 pp.
- _____, C. FLORES, J. RODRÍGUEZ & M. HUQ. 1990. Variación estacional de larvas de clupeidos y engraulidos al norte de la Península de Araya, Venezuela, en el periodo junio 1989-marzo 1990. *Act. Cientif. Venezolana* 41 (1):96.
- MATSUURA, Y. & M. OLIVAR. 1999. *Fish larvae. In: South Atlantic zooplankton*. Ed. D. BOLTOVSKOY. Tomo II. Backhuys publishers, Leiden, Netherlands. 1445-1496.
- MILLER, P., L. WATSON & B. LEIS. 1979. An atlas of common nearshore marine fishes larvae of the Hawaiian Island. Sea Grant Miscell. Rep. *Unihl-Sea Grant-MR-80-082*: 179.
- MOSER, H., W. RICHARDS, D. COHEN, A. FAHAY, A. KENDALL & S. RICHARDSON. 1984. *Ontogeny and systematic of fishes*. Amer. Soc. Ichthyol. Herpetolog. Special Publication. 350 pp.
- NAGELKERKEN, I., G. VAN DER VELDE, M. GORISSEN, G. MEIJER, T. VAN 'T HOF & C. DEN HARTOG. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and shallow coral reefs

- as a nursery for coral reef fishes, using a visual census technique. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 51:31-44.
- NEIRA, F. & I. POTTER. 1992. Movement of larval fishes through the entrance channel of a seasonally open estuary in western Australia. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 35:213-224.
- RICHARDS, W. 1984. *Kinds and abundance of fish larvae in the Caribbean Sea and adjacent areas*. NOAA Tech. Rep. NMFS-SSRF 776: 54.
- _____. 1990. *List of fishes of the Western Central Atlantic and the status of early life stage information*. NOAA Tech Mem NMFS-SEFC, 267: 88.
- _____. 2005. *Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the Western Central North Atlantic*. Vol 1-2. CRC press, Boca Raton, Florida, United States.
- RILEY, C. & J. HOLT. 1993. Gut contents of larval fishes from Light trap and plankton net collections at en medio Ref. near Veracruz, Mexico. *Rev. Biol. Trop. Supl.* 41:53-57.
- SIMPSON, J. & G. GONZÁLEZ. 1967. Algunos aspectos de las primeras etapas de la vida y el medio ambiente de la *Sardinella anchovia* en el oriente de Venezuela. *Min. Agric. Cría Serv. Rec. Expl. Pesq.* 1(2):38-92.
- SINCLAIR, M. 1988. *Marine populations: an essay on population regulation and speciation*. University of Washington Press, Seattle, United States of North America. 252 pp.
- THORROLD, S. 1992. Evaluating the performance of light traps for sampling small fish and squid in open waters of the central Great Barrier Reef lagoon. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 89:277-285.
- VAN DER VEER, H., C. ALIAUME, J. MILLER, E. ADRIAANS, J. WITTE, & A. ZERBI. 1994. Ecological observations on juvenile flatfish in a tropical coastal system, Puerto Rico. *Neth. J. Sea. Res.* 32(3 y 4):453-460.
- VILLALBA, W. 2002. *Abundancia y distribución de larvas de peces al sur de la Isla de Margarita y alrededores de Cubagua, Venezuela*. Trab. Grad. Ms.C. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 81 pp.
- UNESCO. 1967. *Lagunas costeras, un simposio. Mem. Simp: Intern. Lagunas costeras*. UNAM-UNESCO. NOV.28-30. México. D.F. 545-562.
- RECIBIDO: Julio 2014
ACEPTADO: Abril 2015

PRIMER REGISTRO DE LA GAVIOTA PATINEGRA (*THALASSEUS SANDVICENSIS*)
EN EL ESTADO SUCRE, VENEZUELA

JORGE MUÑOZ GIL¹ GEDIO MARÍN ESPINOZA² & ³LUIS G. GONZÁLEZ BRUZUAL

1: Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

2: Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

3: Grupo de Investigaciones Ornitológicas (GIO), Isla de Margarita, Venezuela.

gediom@yahoo.com

RESUMEN: Se registra por primera vez a la Gaviota Patinegra (*Thalasseus sandvicensis*), mediante material fotográfico tomado en la bocana y ribera sur de la laguna de Chacopata, al NE de la península de Araya, estado Sucre (10°40'14" N; 63°48'07" O). Los rasgos diagnósticos para su identificación se basaron en el pico negro con la punta amarilla; plumaje de la frente y la corona blancos, y la nuca negra, típico de individuos adultos fuera del período reproductivo.

ABSTRACT: We obtained photographic material of an adult in winter plumage of Sandwich Tern (*Thalasseus sandvicensis*), seen in the outlet and southern shore of Chacopata lagoon, peninsula of Araya, state of Sucre (10°40'14" N; 63°48'07" O). The identification was based on long, slender, black bill, tipped with yellow; white forehead and crown. It is a new record for state of Sucre.

Taxonómicamente, las relaciones entre la Gaviota Patinegra (*Thalasseus sandvicensis*) y la Gaviota Tirra (*Thalasseus eurygnathus*) han estado sujetas a controversias taxonómicas; de hecho, algunos autores las han considerado como dos especies en propiedad (MOYNIHAN 1959, HILTY & BROWN 2001, RESTALL *et al.* 2006); en cambio, otros las consideran razas separadas de una especie (GOCHFELD & BURGER 1996, SYBLEY & MONROE 1990, HILTY 2003, BRIDGE *et al.* 2005), e incluso se indica entrecruzamiento reproductivo de ambas en algunas zonas de su ámbito de distribución (GOCHFELD & BURGER 1996, SHEALER 1999); de hecho, se informa de este entrecruzamiento de en Islas Vírgenes, Bonaire, Curazao (JUNG & VOOUS 1955) y Surinam (HAVERSCHMIDT & MEERS 1994). No obstante, basados en los estudios taxomoleculares de EFE *et al.* (2008) y las recomendaciones del Comité de Clasificación de Sudamérica (REMSEM *et al.* 2004), a *T. sandvicensis* le hemos tratado como especie y a *T. s. eurygnatha* como una raza de ésta.

En la región insular caribeña se estima una población entre 2100-3000 parejas (NORTON 2000). En el Caribe sur existen poblaciones nidificantes en Curazao, Aruba,

Bonaire y Trinidad (NORTON 2000); no obstante, sus movimientos en Venezuela son poco conocidos, y se le tiene como visitante esporádico en las costas de Falcón, Aragua, Anzoátegui y Nueva Esparta, y en islas de mar afuera, donde se reproduce en isla Las Aves y el Archipiélago Los Roques (HILTY 2003). En isla La Tortuga, MARÍN *et al.* (2009) hallaron una colonia reproductiva con 22 nidos, pero fue tratada como la especie *Thalasseus eurygnathus*.

El 24 de septiembre de 2013, en la bocana de la laguna de Chacopata (10°40'14" Lat. N; 63°48'07" Long. W.), península de Araya, estado Sucre (Figura 1), fue avistado y fotografiado un individuo adulto de Gaviota Patinegra, entremezclado entre una bandada de Tirras Canaleras (*Thalasseus maximus*), estas últimas con varios individuos marcados con anillos metálicos en sus patas. La bandada descansaba sobre postes de madera enterrados en el agua (Figura 2); posteriormente, el 20 de noviembre de 2013, en la ribera sur de la laguna de Chacopata, otro individuo (probablemente el mismo) de esta especie volvió a ser fotografiado, en vuelo, con una bandada de Tirras Canaleras.

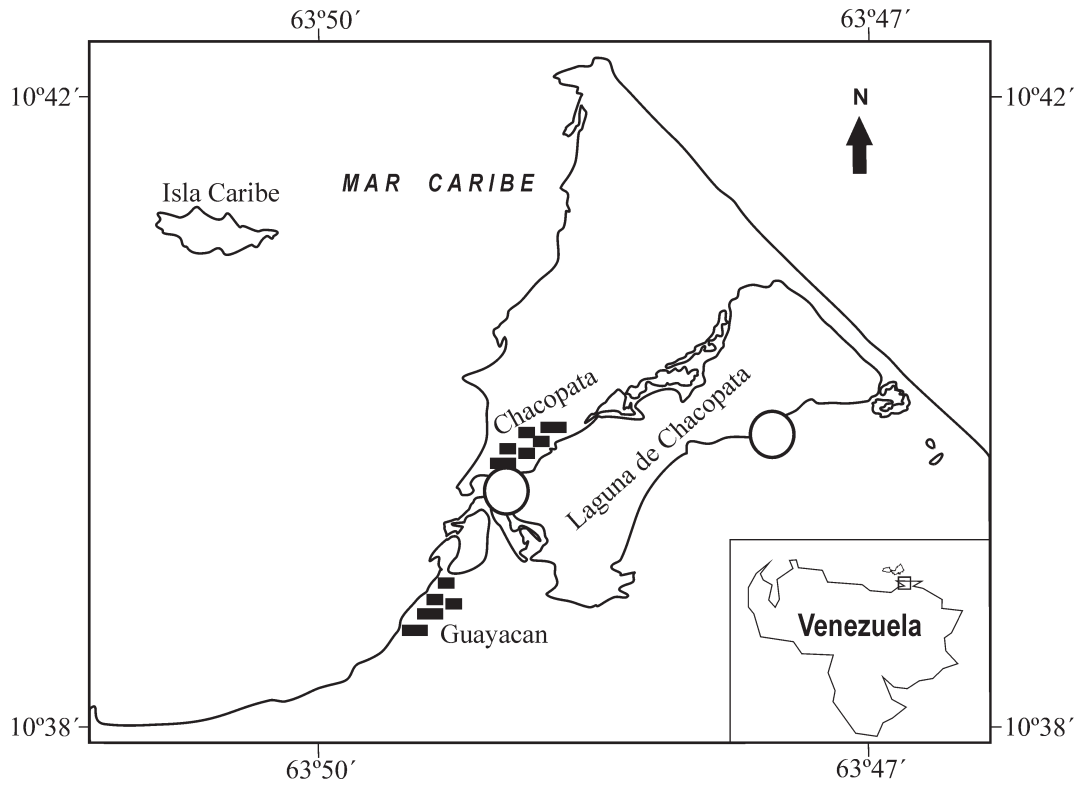


Fig. 1. Lugares de avistamiento (círculos blancos) de la Gaviota Patinegra (*Sterna sandvicensis*), en la laguna de Chacopata, Península de Araya.



Fig. 2. Abajo y a la izquierda (flecha), Gaviota Patinegra (*Sterna sandvicensis*)

Los rasgos diagnósticos para su identificación se basaron en el pico negro con la punta amarilla; plumaje de la frente blanco y la corona blanca imperceptiblemente jaspeada de negro, y la nuca negra, típico de los individuos adultos fuera del período reproductivo (durante el período reproductivo todo el plumaje de la frente, corona y nuca, es negro). Resulta el primer registro formal de esta especie para el estado Sucre.

REFERENCIAS

- BRIDGE, E.S., A.W. JONES & A. J. BAKER. 2005. A phylogenetic framework for terns (Sternini) inferred of mtDNA sequences: implications for taxonomy and plumage evolution. *Mol. Phylogen. Evol.* 35: 459-469.
- EFE, M., E. TAVARES, A. BAKER & S. BONATTO. 2009. Multigene phylogeny and DNA barcoding indicate that the Sandwich Tern complex (*Thalasseus sandvicensis*, Laridae, Sternini) comprises two species. *Mol. Phylogen. Evol.* 52: 263-267
- GOCHFELD, M. & J. BURGER. 1996. *Family Sternidae (Terns)*. In: *Handbook of the Birds of the World, Vol. 3. Hoatzins to Auks*. eds. del Hoyo J., A. Elliott & J. Sargatal. Lynx Edicions. Barcelona. pp. 647.
- HAVERSCHMIDT, F. & G.H. MEERS. 1994. *Birds of Surinam*. Ed. Vaco. Paramaribo, Surinam. 445 pp.
- HILTY, S. & W.L. BROWN. 2001. *Guía de las aves de Colombia*. Editorial SAO. Colombia. 1030 pp.
- HILTY, S.L. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford. 478 pp.
- JUNGE, G. C. A. & K.H. VOOUS. 1955. The distribution and relationship of *Sterna eurygnatha*. *Ardea* 43: 226-227.
- MARÍN, G., Y. CARVAJAL & J. VOGLAR. 2009. Anidación de aves marinas en isla La Tortuga, cayo Herradura y cayo Tortuguillo Este, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 48(1): 35-41.
- NORTON, R. 2000. *Status and conservation of Sandwich and Cayenne Terns in the West Indies*. In: *Status and conservation of West Indians seabirds*. Eds. E.A. Schreiber & D.S. Lee. Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publ. # 1. Ruston, LA, USA. pp. 80-86.
- REMSEN, J. V., JR., C. D. CADENA, A. JARAMILLO, M. NORES, J. F. PACHECO, J. PÉREZ-EMÁN, M. B. ROBBINS, F. G. STILES, D. F. STOTZ, & K. J. ZIMMER. Version [mayo-2014]. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>
- RESTALL, R., C. RODNER & M. LENTINO. 2006. *Birds of northern South America*. Vol. 1. Yale University Press, New Haven & London. 880 pp.
- SHEALER, D. 1999. *Sandwich Tern (Sterna sandvicensis)* N° 405. In: *The Birds of North America*. Eds. A. Poole & F. Gill. The Birds of North America, Inc. Philadelphia, PA, USA. 380 pp.
- SYBLEY, C.J. & B.L. MONROE JR. 1990. *Distribution and taxonomy of birds of the world*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. 11360 pp.

RECIBIDO: Mayo 2014

ACEPTADO: Abril 2015

COMPOSICIÓN TEMPORAL DE AVES ACUÁTICAS EN DOS LAGUNETAS SUBURBANAS LITORALES DE LA CIUDAD DE CUMANÁ, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

JESÚS MUJICA M. & GEDIO MARÍN E.

¹*Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
gmarin@yahoo.com*

RESUMEN: En las últimas décadas, las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que evolucionan en las lagunas costeras han venido declinando ostensiblemente, debido a los diversos efectos de las actividades antrópicas sobre su dinámica ecológica. Se analizó la variación estacional de la estructura comunitaria de la avifauna acuática asociada a dos lagunetas efímeras suburbanas situadas al oeste de Cumaná, El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV), en términos de Abundancia Relativa (A_r), Riqueza (# spp.), Diversidad de Simpson (I), Equitabilidad (E_j), Similitud (S_j) y Relevancia Específica (RE), mediante conteos mensuales, utilizando el método de transecto de línea sin estimados de distancia, durante nueve (AV) y cinco (EE) meses. Se identificaron 31 especies agrupadas en 13 familias. Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) y Laridae (4 spp.) presentaron el mayor número de especies. Del total, 14 eran migratorias neárticas, 6 residentes y 11 migratorias intratropicales. La riqueza de especies fue ligeramente mayor en AV que en EE (24 spp. vs. 22 spp.). La I promedio fue mayor en AV que en EE, pero sin diferencias significativas. El índice S_j de especies entre ambas lagunetas fue de 41,66%. Las especies con el mayor RE fueron el flamenco (*Phoenicopterus ruber*), en EE, y los playeritos (*Calidris* spp.), en AV. Estos resultados estarían revelando la importancia de los pequeños humedales como sitios habituales de pernocta de especies de aves acuáticas residentes y migratorias, particularmente del flamenco, cuya presencia citadina reciente pudiera estar revelando el éxito de las iniciativas nacionales para su conservación.

Palabras clave: aves acuáticas migratorias, índices comunitarios, lagunetas,

ABSTRACT: In last decades, populations and habitats of aquatic birds inhabiting coastal lagoons have declined dramatically, because to several anthropic factors affecting their ecological dynamic. We evaluated an avian community associated to two lagoonlets sited to western Cumaná: El Estadio (EE) and Aeropuerto Viejo (AV), using transects fixed distance, during nine (EE) and five (AV) months, respectively. We calculated several seasonal community indexes, *i.e.*, Relative Abundance (RA), Richness (# spp.), Simpson Diversity (I), Evenness (J'), Occurrence (C), Similarity (S_j) and Specific Importance (SI). We identified 31 species, belonging to 13 families. Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) and Laridae (4 spp.) showed the highest species number. In all, fourteen was migrating Nearctic birds, six resident birds and eleven intratropical migrating birds. Richness was gently higher in AV than EE (24 spp. vs. 22 spp.). The I mean was higher in AV than EE but no significant differences. Species index S_j between lagoonlets resulted 41,66%. The flamingo (*Phoenicopterus ruber*) and small shorebirds belonging to genus *Calidris* spp. showed the higher RE in EE and AV, respectively. These results would be revealing the importance of small wetlands for migrating and resident aquatic birds, particularly the flamingo; the presence of this species in these suburban wetlands would be showing the successful conservation initiatives.

Key words: Community indices, lagoonlets, migrating aquatic birds

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que evolucionan en las lagunas costeras, *e. g.*, playeros (Scolopacidae, Charadriidae, Laridae), pollas acuáticas (Rallidae), aves coloniales (Ciconiiformes), han venido declinando ostensiblemente, debido, entre otros, a los diversos efectos de las actividades antrópicas sobre su dinámica ecológica (McNEIL *et al.* 1985; SMIT *et al.* 1987; WELLER 1988; ERWIN 1996; Elliott *et al.* 2000; U.S. EPA 2002; TRAUT & HOSTETLER 2003; BAKER *et al.* 2004; BURGER *et al.* 2004; KUIJKEN 2006;

MARÍN *et al.* 2006; ZOCKLER *et al.* 2003; FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; MARÍN *et al.* 2010; MORRISON 2011).

Por regla general, los patrones estructurales de las comunidades de aves que habitan lagunas litorales van a estar influenciados por factores intrínsecos y extrínsecos, que a su vez condicionan la aplicación de los criterios de valoración ecológica más convenientes (AMAT *et al.* 1985; U.S. EPA 2002; GUADAGNIN *et al.* 2005; BLANCO *et al.* 2007), sobre todo si estos humedales se encuentran enclavados en áreas costeras urbanas o suburbanas (EHRENFELD 2000;

ROSA 2003; TRAUT & HOSTETLER 2003; MARÍN *et al.* 2006; MARÍN *et al.* 2010).

Muchas de las especies de aves que utilizan estas lagunas son migrantes de corta, media (*e. g.*, ciconiiformes) y larga distancia (*e. g.*, charadriiformes), y durante su permanencia transitoria en estos enclaves necesitan de los hábitat que ofrecen estos irremplazables humedales para pernoctar y reabastecerse, antes de proseguir, en el caso de las aves playeras, hacia su destino definitivo durante sus migraciones otoñales y primaverales; tanto es así, que muchas de ellas, a pesar de reproducirse en el Neártico, pueden pasar las dos terceras partes de su ciclo anual en latitudes tropicales (BURTON & McNEIL, 1975; MORRISON & ROSS, 1987; DI GIACOMO & PARERA, 2008), y generalmente resultan entre los grupos ornícticos más afectados por los impactos antrópicos (ZOCKLER *et al.* 2003; BURGER 2004; MORRISON *et al.* 2004; THOMAS *et al.* 2006; YASUÉ 2006; FERNÁNDEZ & LANK 2008; ALMEIDA 2011; LEVESQUE 2011).

Las áreas costeras están entre las más productivas del mundo (CONSTANZA *et al.*, 1993), pero también son las que más aceleradamente se han urbanizado (Ehrenfeld, 2000); adicionalmente, muchos ecosistemas marino-costeros a nivel del Caribe están definidos como „puntos calientes de biodiversidad“, pues presentan áreas críticas de amenaza a la biota (SCHREIBER & LEE 2000).

Independientemente de su extensión y urbanización, las lagunas y charcas litorales pueden servir como hábitat a diversas especies de aves. Ciertamente, las aves acuáticas y, eventualmente, algunas especies terrestres, pueden depender de las lagunas costeras neotropicales urbanas, de forma estacional o permanente, durante buena parte de su ciclo anual, debido a la disponibilidad de recursos adecuados en estos hábitat de aguas someras (<1 m), que suelen ser fundamentales para la supervivencia de ese tipo de aves, y además resultan organismos centinelas ideales para el monitoreo de situaciones de contaminación, pudiendo revelar eventos potenciales de esta índole (FURNES & CAMPHUYSEN 1997; WIESE *et al.* 2001; GREEN & FIGUEROLA, 2003 HOLLAMBY 2006), por ello, las pequeñas lagunas y charcas litorales urbana pudieran ser ecológicamente valiosas para el mantenimiento de la diversidad local, regional, nacional e internacional de la avifauna, no sólo acuática sino terrestre, a pesar de su poca extensión relativa, y que su desaparición parcial o total pudiera reducir, entre otros, la conectividad

interpoblacional de las especies (HAIG *et al.* 1997; SEMLITSCH & BODIE 1998). En esta investigación se evaluó estructura comunitaria de las aves acuáticas, residentes y migratorias, asociadas a las lagunas temporarias suburbanas “El Estadio” y “Aeropuerto Viejo”, en Cumaná, estado Sucre.

METODOLOGÍA

Los inventarios de aves se llevaron a cabo en las lagunetas temporarias “El Estadio” y “Aeropuerto Viejo”, durante 9 y 5 meses, respectivamente. La laguna “El Estadio” está situada en los predios del campus universitario de la Universidad de Oriente (10°25'54" Lat. N; 64°11'26" Long. W), con un perímetro máximo de *ca.* 2,88 km del espejo de agua y 13,45 ha, mientras que la laguna “Aeropuerto Viejo” está ubicada en terrenos del antiguo aeropuerto de Cumaná (10°26'42" Lat. N; 64°11'24" Long. W), entre la avenida Universidad y el sector playa San Luis, con un perímetro máximo de *ca.* 1,44 km de espejo de agua y 6,12 ha; en algunos años, ambas lagunas suelen secarse completamente durante el período de sequía. Estos cuerpos de agua están distanciados *ca.* 870 m en línea recta, separados por urbanismos y vialidad (Figura 1).

Las observaciones y censos de aves se realizaron una vez al mes, utilizando el método de transecto de línea sin estimados de distancia para los conteos (WUNDERLE 1994); para ello fueron utilizados binoculares (10 x 40) por dos observadores, caminando a paso uniforme y pausas, desde las 0800 hasta las 1100 horas, bordeando las riberas, en un transecto aproximado de 400 m, en cada una.

Las aves observadas fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (PHELPS &



Fig. 1. Lagunas Aeropuerto Viejo (AV) y El Estadio (EE).

MEYER DE SCHAUENSEE 1979; HILTY 2003) y Norteamérica (A.O.U. 1983). Las especies se catalogaron según el estatus de permanencia: migratoria neártica, migratoria intratropical, migratoria local y residente. En la lista de aves identificadas, la secuencia hipotética de los órdenes y familias se hizo según DEL HOYO *et al.* (1994), mientras que la nomenclatura específica siguió las utilizadas por HILTY (2003). Las diferentes especies para las respectivas familias fueron listadas en orden alfabético.

Con la finalidad de dar una visión cualitativa y cuantitativa relativa del comportamiento comunitario de las aves acuáticas más relevantes dentro de las lagunas analizadas, se ponderaron los siguientes índices ecológicos: Abundancia Relativa (A_R), esto es, número de individuos por especie; Riqueza (# spp.), Diversidad y Equitabilidad, mediante las expresiones de Simpson; Similitud entre lagunetas (Índice de Jaccard); Frecuencia de aparición, expresada como la frecuencia con que una especie aparece durante los muestreos realizados en un tiempo dado; Índice de relevancia específica; para establecer el grado de importancia relativa de cada especie sobre la base de su abundancia y el número de censos donde fue registrada (MORENO 2002; ROMANO *et al.* 2005).

Adicionalmente se estableció una curva de saturación de especies, y una tabla comparativa entre la riqueza de especies y la extensión de las lagunas bajo estudio con respecto a otras lagunas del litoral venezolano ya evaluadas. Para establecer diferencias entre la diversidad de ambas lagunas, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para muestras no apareadas (FOWLER & COHEN 1996).

RESULTADOS

En total se inventariaron 2 540 individuos, de 31 especies, agrupados en 13 familias y 7 órdenes (Tabla 1). Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) y Laridae (4 spp.) presentaron el mayor número de especies (Tabla 1). De éstas, 14 eran migratorias neárticas, 11 migratorias intratropicales y 6 residentes (Tabla 1). Scolopacidae, Charadriidae y Laridae resultaron las familias con el mayor número de especies, aunque algunas con muy pocos individuos censados (Figura 2). La riqueza de especies fue ligeramente mayor en AV (24 spp.) que en EE (22 spp.).

Abundancia

Para la laguna El Estadio, la mayor concentración de

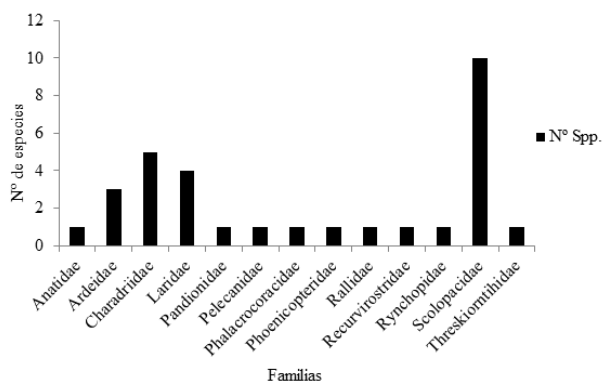


Fig. 2. Número de especies por familia observadas en las lagunas suburbanas de EE y AV.

individuos se presentó en octubre ($n=351$), y para Aeropuerto Viejo, en septiembre ($n=368$) (Figura 3).

Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ)

Durante el período de lluvia (agosto-noviembre), la λ promedio fue mayor en EE ($0,78 \pm 0,04$) que en AV ($0,65 \pm 0,14$), pero no arrojó diferencias significativas (U Mann-Whitney: $U=22$; $P>0,05$), mientras que la E_λ promedio fue levemente superior en AV ($0,73 \pm 0,12$) que en EE ($0,57 \pm 0,32$) (Tablas 2 y 3).

Similitud de Jaccard

El índice S_j de especies entre ambas lagunas fue de 41,66%, lo que indicaría una similitud moderada entre ambas lagunas.

Frecuencia de aparición (C)

Durante todo el período de estudio, las especies con mayor frecuencia de aparición fueron el flamenco, para EE ($C=100\%$), y la garza blanca real, para AV ($C=100\%$) (Tabla 4).

Índice de Relevancia Específica (RE)

Las especies con el mayor RE fueron el flamenco, en EE ($RE=45,45\%$), y los playeritos (*Calidris* spp.), en AV ($RE=32,56\%$).

La revisión de especies amenazadas categorizó dos especies:

COROCORO COLORADO (*Eudocimus ruber*)

Es una especie incluida en el apéndice II del CITES (1992), estando en el Libro Rojo de Venezuela en la categoría MR (Menor Riesgo) (RODRÍGUEZ & ROJAS 1999). (Tabla 5)

TABLA 1. Lista de aves de las lagunas El Estadio y Aeropuerto Viejo, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela. Estatus (E): Migratoria Neártica (MN), Migratoria Intratropical (MI), Residente (RE) Localidad (L): Laguna El Estadio (EE) y Laguna Aeropuerto Viejo (AV)

ORDEN: PELECANIFORMES	E	L
Familia: Pelecanidae		
<i>Pelecanus occidentalis</i> (Alcatraz)	RE	EE-AV
Familia: Phalacrocoracidae		
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Cotúa)	RE	EE-AV
ORDEN: ANSERIFORMES		
Familia: Anatidae		
<i>Anas bahamensis</i> (Pato Malibú)	MI	EE
ORDEN: PHOENICOPTERIFORMES		
Familia: Phoenicopteridae		
<i>Phoenicopterus ruber</i> (Flamenco)	MI	EE-AV
ORDEN: CICONIIFORMES		
Familia: Ardeidae		
<i>Ardea alba</i> (Garza Blanca Real)	MI	EE-AV
<i>Egretta thula</i> (Chusmita)	MI	EE-AV
<i>Egretta tricolor</i> (Garza Pechiblanca)	MI	EE-AV
Familia: Threskiornithidae		
<i>Eudocimus ruber</i> (Corocoro Colorado)	MI	EE-AV
ORDEN: FALCONIFORMES		
Familia: Pandionidae		
<i>Pandion haliaetus</i> (Águila Pescadora)	MN	EE
ORDEN: GRUIFORMES		
Familia: Rallidae		
<i>Gallinula chloropus</i> (Gallineta de Agua)	RE	EE
ORDEN: CHARADRIIFORMES		
Familia: Recurvirostridae		
<i>Himantopus mexicanus</i> (Viuda Patilarga)	RE	EE-AV
Familia: Charadriidae		
<i>Charadrius collaris</i> (Turillo)	MI	EE
<i>Charadrius semipalmatus</i> (Playero Acollarado)	MN	AV
<i>Pluvialis dominica</i> (Playero Dorado)	MN	AV
<i>Pluvialis squatarola</i> (Playero Cabezón)	MN	EE-AV
<i>Vanellus chilensis</i> (Alcaraván)	RE	EE-AV
Familia: Scolopacidae		
<i>Actitis macularia</i> (Playero Coleador)	MN	EE-AV
<i>Calidris canutus</i> (Playero Pecho Rufo)	MN	AV
<i>Calidris fuscicollis</i> (Playero Rabadilla Blanca)	MN	AV
<i>Calidris mauri</i> (Playerito Occidental)	MN	AV
<i>Calidris minutilla</i> (Playerito Menudo)	MN	AV
<i>Calidris pusilla</i> (Playerito Semipalmeado)	MN	AV
<i>Limnodromus griséus</i> (Becasina Migratoria)	MN	AV
<i>Numenius phaeopus</i> (Chorlo Real)	MN	EE-AV
<i>Tringa flavipes</i> (Tigüi-tigue Chico)	MN	EE-AV
<i>Tringa melanoleuca</i> (Tigüi-tigue Grande)	MN	EE-AV
Familia: Laridae		
<i>Leucophaeus atricilla</i> (Guanaguanare)	RE	EE
<i>Phaetusa simplex</i> (Guanaguare Fluvial)	MI	EE
<i>Sterna hirundo</i> (Tirra Medio Cuchillo)	MI	AV
<i>Thalasseus maximus</i> (Tirra Canalera)	MI	EE
Familia: Rynchopidae		
<i>Rynchops niger</i> (Pico de Tijera)	MI	EE-AV

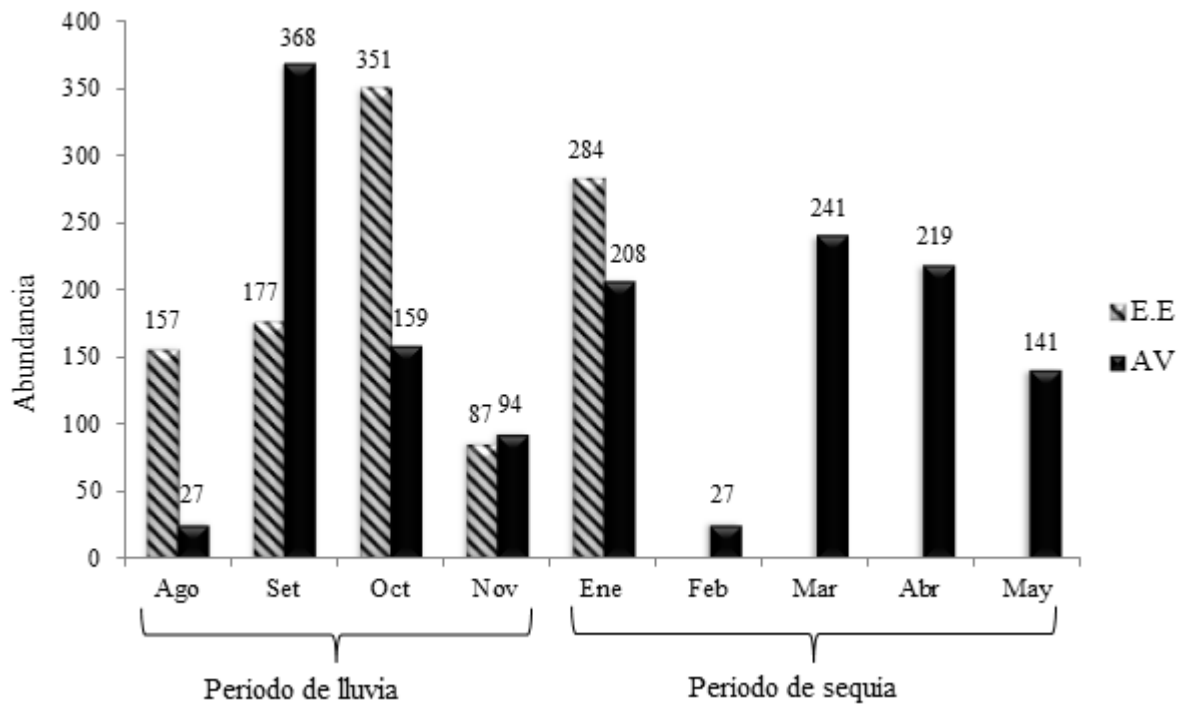


Fig. 3. Abundancia individual mensual en las lagunas suburbanas de EE y AV.

FLAMENCO (*Phoenicopterus ruber*)

Es una especie protegida en áreas circuncaribeñas, estando en Venezuela categorizada como en riesgo menor casi amenazado (RODRÍGUEZ & ROJAS 1999). (Tabla 5) [(Aunque el águila pescadora y el playero pecho rufo no están formalmente protegidos en la última versión del Libro Rojo de la fauna venezolana (RODRÍGUEZ & ROJAS 2008), se consideran amenazadas a nivel hemisférico (BAKER *et al.* 2004; GIBSON 2007)].

TABLA 2. Valores promedio (\pm DE= Desviación Estándar) de Riqueza Específica (# spp.), Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ), para la Laguna Aeropuerto Viejo

MESES \ INDICES	# spp.	λ	E_λ
Agosto	10	0,79	0,85
Septiembre	15	0,71	0,76
Octubre	15	0,45	0,48
Noviembre	8	0,61	0,69
Enero	10	0,75	0,83
Febrero	10	0,79	0,85
Marzo	13	0,80	0,87
Abril	12	0,60	0,65
Mayo	12	0,55	0,59
Promedio \pm DE	11,66\pm2,26	0,67\pm0,11	0,73\pm0,12

En la tabla 6 se compara la cantidad de especies identificadas en las lagunas EE y AV con respecto a otras lagunas de Venezuela y Latinoamérica, tomando en cuenta la extensión.

DISCUSIÓN

La dinámica comunitaria de las aves acuáticas residentes y migratorias que habitan en humedales está condicionada a factores de naturaleza multifactorial, que pueden operar de manera individual o combinada (PIERSMA & BAKER 2000; WETLANDS INTERNATIONAL 2002; KUIJKEN

TABLA 3. Valores promedio (\pm DE= Desviación Estándar) de Riqueza Específica (# spp.), Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ), para la Laguna El Estadio.

MESES \ INDICES	# spp.	λ	E_λ
Agosto	16	0,73	0,77
Septiembre	16	0,83	0,88
Octubre	12	0,79	0,86
Noviembre	7	0,13	0,15
Enero	7	0,19	0,22
Promedio \pm DE	11,6\pm4,02	0,53\pm0,30	0,57\pm0,32

TABLA 4. Frecuencia de aparición porcentual (FA) en las lagunas El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV).

Especies (EE)	(%)	Especies (AV)	(%)
<i>Phoenicopterus ruber</i>	100	<i>Ardea alba</i>	100
<i>Ardea alba</i>	80,00	<i>Tringa melanoleuca</i>	88,88
<i>Leucophaeus atricilla</i>	60,00	<i>Charadrius semipalmatus</i>	77,77
<i>Actitis macularia</i>	40,00	<i>Actitis macularia</i>	55,55
		<i>Phoenicopterus ruber</i>	33,33

2006). Los resultados estacionales obtenidos en la comunidad de aves acuáticas asociadas a las lagunetas suburbanas El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV) corroboran tal afirmación.

Se encontró poca diferencia en los valores comunitarios de riqueza, diversidad y equidad en la avifauna asociada a estos dos cuerpos lagunares, debido, en parte, a la cercanía y condiciones abióticas similares entre ambas lagunetas. Por otro lado, se estaría revelando la importancia de los pequeños humedales como sitios habituales de pernocta de especies de aves acuáticas migratorias locales e interhemisféricas, particularmente del flamenco, cuya presencia citadina reciente pudiera estar expresando el éxito de las iniciativas nacionales para su conservación (ESPINOZA *et al.* 2000).

Por regla general, las aves acuáticas coloniales tienden a concentrarse en ecosistemas con recursos alimenticios abundantes (MORRISON & ROSS 1987; SKAGEN & KNOPFF 1993); no obstante, existen factores abióticos relacionados con la densidad de las aves, como las oscilaciones mareales

TABLA 5. Categoría de riesgo en especies de las lagunas suburbanas El Estadio y Aeropuerto viejo según el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (RODRÍGUEZ & ROJAS 2008). Nomenclatura: **LR**: Categoría en la Lista Roja de la Fauna Venezolana 1997; **CITES** (Convención Internacional sobre el Comercio de Especies de Plantas y Animales Amenazados): Clasificación según el CITES (1992); **D-1485**: Animales vedados para la caza en Venezuela según Decreto N° 1485 del 11/09/96.

ESPECIE	LR	CITES	D-1485
<i>Phoenicopterus ruber</i>	MRca	II	Veda
<i>Eudocimus ruber</i>	MRpm	II	Veda
<i>Ardea alba</i>	-	-	Veda

MRca: Menor riesgo casi amenazado; MRpm: Menor riesgo preocupación menor.

TABLA 6. Número de especies *versus* la extensión territorial de algunas lagunas del nororiente de Venezuela, Brasil y México.

LAGUNA	EXTENSIÓN	N° SPP.
LOS OLIVITOS (Edo. Zulia)*	26 000 ha	98
TACARIGUA (Edo. Miranda)*	7 800 ha	135
CHACOPATA (Edo. Sucre)*	700 ha	96
AGUA DULCE (México)	318 ha	73
RODRIGO DE FREITAS (Brasil)	233 ha	31
LOS PATOS (Edo. Sucre)*	150 ha	104
EL MAGUEY (Edo. Anzoátegui)*	112 ha	53
TRONCONAL (Edo. Anzoátegui)*	33 ha	69
PUNTA ESCARCEO (Edo. Sucre)	27 ha	24
EL ESTADIO+AEROP. VIEJO (Edo. Sucre)	19 ha	31

y los niveles de profundidad del agua, pues condicionan la disponibilidad de hábitat de alimentación y sesteo (WHITFIELD 1978; HAYES & FOX 1991; COLWELL 1993; VELÁSQUEZ & NAVARRO 1993; MERCIER & McNEIL 1994; RIBEIRO *et al.* 2004; MARÍN *et al.* 2010; MARÍN *et al.* 2011; MARÍN *et al.* 2012).

Ciertamente, el aumento estacional de los niveles del agua en estas lagunetas, si bien no influyó en las diferencias significativas de la riqueza de especies durante el período de comparación, sí tiende a afectar la abundancia individual, siendo más evidente en la laguna EE, la cual comenzó a desecarse a partir de febrero, desapareciendo hábitat potenciales, y, en consecuencia, concentrar a los individuos en manchones u obligarlos a moverse hacia otros humedales una vez que la desecación fue total. Efectivamente, al iniciarse el período de sequía, eventualmente se pueden generar subestimaciones o sobreestimaciones en los índices comunitarios que se estén evaluando; una situación similar fue reseñada en humedales de Florida, E.U.A. (DAVID 1994), Chile (GONZÁLEZ *et al.* 2003), México (ALVARADO & HERNÁNDEZ 2004), Brasil (ALVES & PEREIRA, 1998) y Venezuela (MARÍN *et al.* 2011). No obstante, la equitabilidad promedio, la cual revela el grado de uniformidad en la distribución cuantitativa de los individuos de las distintas especies, mostró poca diferencia entre ambas lagunetas.

A excepción de la Garza Blanca Real, hubo una riqueza moderada de especies de aves Ciconiiformes (garzas y corocoros colorados), pero con pocos individuos por especie, al contrario de otras lagunas del litoral nororiental (McNEIL *et al.* 1985; DÍAZ & MENDOZA 1997). Sin embargo, fue en la laguna AV donde se observó la mayor abundancia de garzas, con la Garza Blanca Real mostrando las mayores concentraciones, en algunos meses, en el canal que conecta esta laguneta con la playa San Luis, la cual alimenta con aguas marinas este espejo de agua lagunar.

La curva acumulativa, donde se fusionó la riqueza de ambas lagunetas, mostró un patrón ascendente inicial, el cual se estabilizó al tercer mes de muestreo, aumentando nuevamente en el último mes con la identificación de un individuo de Playero Pecho Rufo.

La heterogeneidad del hábitat –en particular, el tipo de vegetación predominante–, en combinación con la disponibilidad de presas, las fluctuaciones hidroperiódicas y las condiciones físico-químicas, son otros factores que también pueden condicionar parámetros como la abundancia individual para las aves acuáticas, particularmente, las Ciconiiformes (KUSHLAN 1978; WILLARD 1985; MARÍN *et al.* 2003; ALVARADO & HERNÁNDEZ 2004; HOYER *et al.* 2006).

De manera similar, los aspectos comportamentales tienen influencia en este tipo de valoraciones comunitarias, pues las aves Ciconiiformes desarrollan hábitos y estrategias alimentarias características en la búsqueda de su alimento, entre ellas, sus tácticas depredatorias: por ejemplo, su manera de congregarse en la búsqueda de las presas –en solitario o en grupos mono o multiespecíficos (KUSHLAN 1977; KUSHLAN 1978; FREDERICK & BILDSTEIN 1992; BENNETT & SMITHSON 2001)–, sus hábitos –diurnos, crepusculares y/o nocturnos (MCNEIL *et al.* 1993; ROJAS *et al.* 1999b)–, métodos –persecución, acecho, sombreado alar (KUSHLAN 1976). Por otro lado está la zonación alimentaria interespecífica dentro de las aguas someras y la vegetación hidrófila (WILLARD 1977; RODGERS 1983; AGUILERA *et al.* 1985; POWELL 1987; LOMBARDINI *et al.* 2001) y la disponibilidad temporal (referida a la temperie) y estacional de las presas (RODGERS 1983; MERCIER & MCNEIL 1994), entre otros; todo ello puede crear sesgos en los inventarios realizados.

Por el contrario, los Charadriiformes estuvieron presentes en mayor cantidad, ya que, entre otros rasgos, son especialistas en explotar las orillas hiperhumectadas y aguas someras (PIERSMA & BAKER 2000). No obstante, la elevación del nivel de agua tiende a disminuir tanto el número de individuos, especies y hábitat (MARÍN *et al.* 2011; MARÍN *et al.* 2012) así como la disponibilidad de sus presas habituales (MERCIER & MCNEIL 1994).

La alta concentración de playeros pequeños (principalmente, *Calidris pusilla*, *C. mauri* y *C. minutilla*) observada en algunos meses en la laguneta AV, condujo a que obtuvieran una gran dominancia individual y los

mayores valores de relevancia en algunos meses. En playas arenosas de Aracaju, en Brasil, altamente urbanizadas, dos de las especies que se observaron con mayor frecuencia fueron *Calidris alba* y *C. pusilla*, y junto a *Arenaria interpres* y *Charadrius semipalmatus* acapararon el 79,1% de todas las especies observadas (ALMEIDA 2011). En Puerto Rico, en septiembre, el 65% de las aves fueron de las especies *C. pusilla* y *C. mauri*, y el 19% de *C. minutilla* (WUNDERLE *et al.* 1989). En Venezuela, los conteos llevados a cabo por el Censo Neotropical de Aves Acuáticas, realizados en febrero y julio durante el período 2006–2010, revelaron que *Calidris* spp., *Tringa melanoleuca* y *T. flavipes* acumularon el 62% de los individuos contados (GINER 2011). De igual modo, en isla La Tortuga, MARÍN *et al.* (2011) encontraron que *T. flavipes* y *C. mauri* fueron las especies con la mayor dominancia y RE. En la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, MARÍN *et al.* (2012) identificaron 23 especies de aves playeras, donde las más relevantes fueron *C. pusilla*, *C. mauri*, *Ch. semipalmatus*, *T. flavipes*, *Limnodromus griseus*, *Numenius phaeopus* y *Charadrius wilsonia*, en ese orden.

Al igual que en las aves Ciconiiformes, en aves playeras las diferencias individuales según los hábitos (diurnos y/o nocturnos) y estrategias alimentarias (táctiles y/o visuales) que las diferentes especies utilizan para la obtención de sus presas (ROBERT & MCNEIL 1989; ROMPRÉ & MCNEIL 1994; DODD & COLWELL 1996; ROJAS *et al.* 1999a) son variables relevantes a la hora de desarrollar los censos. En un estudio realizado en laguna de Chacopata, estado Sucre, se encontró que los organismos nadadores como peces, isópodos, anfípodos, camarones (*Penaeus* sp.) y coríxidos fueron tres veces más abundantes de noche que de día, y en organismos que viven en la superficie del sustrato como algunos isópodos, anfípodos y poliquetos fueron diez veces más abundantes (MCNEIL *et al.* 1995). En las aves playeras, las actividades nocturnas de alimentación también pueden llevarse a cabo para evitar la depredación diurna: *e. g.*, por aves rapaces (BURNS & YDENBERG 2002). En conjunto, todos estos factores determinarán, parcial y espacio-temporalmente, la densidad individual, distribución y riqueza de las especies de aves en estos escenarios lagunares.

Estas consideraciones suelen ser determinantes en el tiempo de permanencia de las diferentes especies de aves acuáticas en los humedales, independiente de su

grado de agregación y competitividad habitual, tanto bandadas monoespecíficas como mixtas, e incluye las especies residentes que anidan en los diferentes hábitat que ofrecen estos productivos escenarios. Otro tanto sucede con factores como lluvia, viento, mareas y turbidez del agua los cuales deberían interferir en la tasa de éxito en la captura y, en consecuencia, en el tiempo de actividad depredatoria de las aves.

En los ecosistemas lagunares, la relación existente entre la superficie y el número de aves, por un lado, y la diversidad de microhábitat que ofrecen, por otro, tienden a subvalorar sitios de extensión reducida que, indudablemente, tienen importancia vital para ciertas especies (AMAT *et al.* 1985; BROWN & DINSMORE 1986; GIBBS 1993; SEMLITSCH & BODIE 1998; MARÍN *et al.* 2006). Es por ello, que las propuestas de actuación conservacionista deben tomar en cuenta tanto los criterios cuantitativos (*e. g.*, densidad específica-área; diversidad) como los cualitativos (*e. g.*, especies amenazadas y/o raras). En tal sentido, cuando la fragmentación de un ecosistema acuático tiene lugar, evidentemente se afectan los movimientos individuales y grupales de las especies, y entonces los pequeños humedales remanentes cobran importancia vital (BROWN & DISHMORE 1986; HAIG *et al.* 1997), pues varias especies de aves acuáticas necesitan utilizar múltiples hábitat para poder satisfacer sus requerimientos vitales (GIBBS 1993; BOETCHER *et al.* 1995; HAIG *et al.* 1997); este tipo de estudios ha sido particularmente escaso en humedales sudamericanos (CAZIANI *et al.* 2001).

Sin embargo, existe consenso en que la variable de mayor peso ecológico en la composición y estructura comunitaria de las aves acuáticas de humedales costeros parece ser la pérdida, reducción y degradación de los hábitat por actividades antrópicas, *e. g.*, desarrollo de infraestructuras urbanas e industriales vecinas o sobre humedales costeros, acumulación de basura, cacería, sobrevuelos civiles, etc. (SMIT *et al.* 1987; NOGALES 2004; BURGER *et al.* 2004; YASUÉ 2006; MARÍN *et al.* 2011), y la cual está alcanzando en las últimas décadas proporciones alarmantes (ZOCKLER *et al.* 2003).

Al respecto, la presencia de un individuo del Playero Pecho Rufo, una especie amenazada a nivel hemisférico (BAKER *et al.* 2004), avistada en mayo en la laguna AV, resalta la importancia ecológica de estos pequeños cuerpos de agua (MARÍN *et al.* 2006). Vale comentar que,

el 48% de las *ca.* 200 poblaciones de aves playeras migrantes neárticas-neotropicales conocidas presentan sustanciales declives y sólo un 16% incrementos importantes (FERNÁNDEZ & LANK 2008; MORRISON 2011); adicionalmente, una recopilación acerca del estatus poblacional de las aves playeras que anidan en la tundra ártica y subártica arrojó que un 80% de las especies tiene tendencias al declive poblacional (MORRISON *et al.* 2001; BAKER *et al.* 2004; THOMAS *et al.* 2006), y este declive ha sido extensivo para Sudamérica (MORRISON *et al.* 2004; FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; LEVESQUE 2011; MORRISON 2011), y al parecer es una tendencia a nivel global (ZOCKLER *et al.* 2003).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En Latinoamérica, la organización IWC (International Waterbirds Census) ha establecido sedes en algunos países de Sudamérica, pero los monitoreos a nivel del Caribe y Sudamérica se vienen practicando a escala reducida (LESTERHUIS & CLAY 2011), y excepcionalmente a una mayor escala (LAGUNA & DE PRACONTAL 2011; MORRISON 2011); tanto es así, que hasta no hace mucho los datos disponibles sobre la proporción de poblaciones de aves playeras en declive para la Región Neotropical eran los más exiguos de todos los sitios Ramsar de las cinco regiones biogeográficas del mundo (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Finalmente, los programas de conservación de aves acuáticas para las Américas deben ser una iniciativa que incluya entre sus objetivos ineludibles, no sólo estudiar su distribución y abundancia mediante monitoreos periódicos, sino emprender campañas de concienciación, a nivel local, nacional e internacional, que serán de vital importancia en la preservación de las pequeñas lagunas costeras (MARÍN *et al.* 2006).

REFERENCIAS

- AGUILERA, E., C. RAMO, & B. BUSTO. 1985. Food habits of the scarlet and white ibis in the Orinoco plains. *Condor* 95:739-741.
- ALMEIDA, B. 2011. Migratory shorebirds at a stopover site in Northeastern Brazil: habitat use and anthropogenic impacts. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.

- ALVARADO, L. & S. HERNÁNDEZ. 2004. Distribución estacional y uso de hábitat de Ciconiformes en la Reserva Playón de Mismaloya, Jalisco, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 38: 1-14.
- ALVES, M. & E. PEREIRA. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Río de Janeiro, Brazil. *Ararajuba* 6: 110-116.
- AMAT, J., P. DÍAZ, M. HERRERA, P. JORDANO, J. OBESO & R. SORIGUER. 1985. Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas. *Pub. Agra. Pesq. Alim.* 35: 1-45.
- A.O.U. (American Ornithologist's Union). 1983. *Field guide of the birds of North America*. Forst/ed. Washington.
- BAKER, M. & A. BAKER. 1973. Niche relationships among six species of shorebirds on their wintering and breeding ranges. *Ecol. Monog.* 43: 193-212.
- BAKER, A.; P. GONZÁLEZ, T. PIERSMA, L. NILES, I. SERRANO, P. ATKINSON, N. CLARK, C. MINTON, M. PECK & G. AARTS. 2004. Rapid population decline in Red Knots: fitness consequences of decreasing refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proc. Real Soc. Lond. B* 271: 875-882.
- BENNET, J. & W. SMITHSON. 2001. Feeding associations between snowy egrets and red-breasted mergansers. *Waterbirds* 24: 125-128.
- BLANCO, D., B. LÓPEZ-LANÚS & R. BAIGÚN. 2007. *Mapping waterbird distribution and migration in South America*. Wetlands International. Buenos Aires.
- BOETTCHER, R., S. HAIG & W. BRIDGES. 1995. Distribution of nonbreeding American Avocets in coastal South Carolina. *Condor* 97: 68-81.
- BROWN, M. & J. DINSMORE. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manag.* 50: 392-397.
- BURGER, J., C. JEITNER, K. CLARK & L. NILES. 2004. The effect of human activities on migrant shorebirds: Successful adaptive management. *Environ. Conserv.* 31: 283-288.
- BURNS, J. & R. YDENBERG. 2002. The effects of wing loading and gender on the escape flights of least sandpipers (*Calidris minutilla*) and western sandpipers (*Calidris mauri*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 52: 128-136.
- BURTON, J. & R. MCNEIL. 1975. Les routes de migration automnale de treize espèces d'oiseaux de rivage Nordaméricains. *Revue Géogr. Montreal* 29: 305-334.
- CAZIANI, S., E. DERLINDATI, A. TALAMO, A. SUREDA, C. TRUCCO & G. NICLOSSI. 2001. Waterbird richness on Altiplano wetlands of northwestern Argentina. *Waterbirds* 24: 103-117.
- COLWELL, M. 1993. Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *Condor* 95: 104-114.
- CONSTANZA, R., W. KEMP & W. BOYTON. 1993. Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications and management. *Ambio* 22: 88-96.
- DAVID, P. 1994. Wading bird use of lake Okeechobee relative to fluctuating waters levels. *Wilson Bull.* 106: 719-732.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, & J. SARGATAL. 1994. *Handbook of the Birds of the World. Volumen 1. Vultures to Guineafowls*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DI GIACOMO, A. & A. PARERA. 2008. *20 high priority areas for the conservation of nearctic migratory birds in the southern cone grassland of South America*. Alliances for the Conservation of Grassland of the Southern Cone of South America/Neotropical Migratory Bird Conservation/BirdLife International. Buenos Aires.
- DÍAZ, O. & C. MENDOZA. 1997. Estructura de la comunidad de aves en el parque litoral Laguna de Los Patos, Cumaná, Venezuela. *Saber* 9: 36-44.
- DODD, S. & M. COLWELL. 1996. Seasonal variation in diurnal and nocturnal of distributions of nonbreeding

- shorebirds at North Humboldt Bay, California. *Condor* 98: 196-207.
- EHRENFELD, J. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Engine.* 15: 253-265.
- ELLIOTT, J., M. HARRIS, L. WILSON, P. WHITEHEAD & R. NORSTROM. 2000. Monitoring temporal and spatial trends in polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in eggs of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) on the coast of British Columbia, Canada, 1983-1988. *Ambios* 30: 416-428.
- ERWIN, M. 1996. Dependence of waterbirds and shorebirds on shallow-water habitat in the Mid-Atlantic coastal region: an ecological profile and management recommendations. *Estuaries* 19: 213-219.
- ESPIÑOZA, F., L. PARRA, J. ARANGUREN, A. MARTINO, M. QUIJADA, D. PIRELA, R. RIVERO, R. GUTIÉRREZ, N. JIMÉNEZ, S. LEAL, & E. LEÓN. 2000. Numbers and distribution of Caribbean Flamingo in Venezuela. *Waterbirds* 23: 80-86.
- FERNÁNDEZ, G. & D. LANK. 2008. Effects of habitat loss on shorebirds during the non-breeding season: current knowledge and suggestion for action. *Ornitol. Neotrop.* 19: 633-640.
- FOWLER, J. & L. COHEN. 1996. *Statistics for ornithologists*. BTO Guide 22. London.
- FREDERICK, P. & K. BILDSTEIN. 1992. Foraging ecology of seven species of Neotropical ibises (Threskiornithidae) during the dry season in the llanos of Venezuela. *Wilson Bull.* 104:1-21.
- FURNESS, R. & K. CAMPHUYSEN. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 726-737.
- GIBBS, J. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-35.
- GINER, S. 2011. Las aves playeras de Venezuela: Resultados del Censo Neotropical de Aves Acuáticas período 2006-2010. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- GREEN, A. & J. FIGUEROLA. 2003. *Aves acuáticas como bioindicadoras de humedales*. En, *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Ed. PARACUELLOS, M. Instituto de Estudios Almerienses. Almería. pp. 47-60.
- GUADAGNIN, D., A. SCHMITZ, L. CARAVLHO & L. MALTCHIK. 2005. Spatial and temporal patterns assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28: 261-404.
- HAIG, S., D. HEHLMAN, & L. ORING. 1997. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conserv. Biol.* 12: 749-758.
- HAYES, F. & J. FOX. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the Bahía de Asunción, Paraguay. *Wilson Bull.* 103: 637-649.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford.
- HOLLAMBY, S., J. AFREMA-AZIHUMI, S. WAIGO, K. CAMERON, A. GANDOLF, A. NORRIS & J. SIKARSIE. 2006. Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environ. Monit. Asses.* 118: 1-3
- HOYER, M., S. NOTESTEIN, T. FRAZER & D. CANFIELD. 2006. A comparison between aquatic birds of lake and coastal rivers in Florida. *Hydrobiologia* 567: 5-18.
- KUIJKEN, E. 2006. *A short history of waterbird conservation*. En, *Waterbirds around the world*. Eds. G. BOERE, C. GALBRAITH & D. SROUD. The Stationery Office. Edinburg, UK. pp. 52-59.
- KUSHLAN, J. 1976. Feeding behavior of North American herons. *Auk* 93: 35-36.
- KUSHLAN, J. 1977. The significance of plumage color in the formation of feeding aggregations of ciconiiforms. *Ibis* 119: 361-364.
- KUSHLAN, J. 1978. *Feeding ecology of wading birds*. In, *Wading birds*. Eds. Sprunt, A. IV, J. Ogden & S. Winckler. Natl. Audubon Society. New York, New York. pp. 249-295.

- LAGUNA, M. & N. DE PRACONTAL. 2011. Aerial survey of shorebirds staging and wintering on the French Guiana coast. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LESTERHUIS, A. & R. CLAY. 2011. Status assessment of South American breeding shorebirds. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LEVESQUE, A. 2011. Impact of legal and illegal shorebirds hunting in the Caribbean. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LOMBARDINI, K., R. BENNETS, & C. TOURENQ. 2001. Foraging success and foraging habitat use by cattle egrets and little egrets in the Camargue, France. *Condor* 103: 38-44.
- MARÍN, G., E. GUEVARA & L. BASTIDAS 2003. Algunos componentes de la dieta de aves Ciconiiformes en ecosistemas marino-costeros del estado Sucre, Venezuela. *Saber* 15: 99-155.
- MARÍN, G., L. BLANCO, A. PRIETO, J. MUÑOZ & R. ALZOLA. 2006. Dependencia de pequeñas lagunetas y charcas costeras para la avifauna residente y migratoria: dos casos en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45: 149-163.
- MARÍN, G., Y. CARVAJAL & J. MUÑOZ. 2010. Perspectivas conservacionistas de la avifauna de la laguna litoral urbana El Maguey, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 49: 91-101.
- MARÍN, G., Y. CARVAJAL, J. VOGLAR, D. LÓPEZ & H. PEÑUELA. 2011. Diversidad de aves playeras Charadriiformes asociadas a humedales de la Isla La Tortuga y sus cayos, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 50: 49-57.
- MARÍN, J.; G. MARÍN, & L. GONZÁLEZ. 2012. Variación estacional de la estructura comunitaria en aves playeras Charadriiformes, y perspectivas de conservación de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 50: 49-57.
- MCNEIL, R., H. OUELLET & J. RODRÍGUEZ. 1985. Urgencia de un programa de conservación de los ambientes costeros (lagunas, planicies fangosas, laderas costeras y manglares) del Norte de América del Sur. *Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat.* 50: 449-474.
- MCNEIL, R., P. DRAPEAU, & R. PIEROTTI. 1993. *Nocturnality in colonial waterbirds: occurrence, special adaptations, and suspected benefits.* In, *Current Ornithology*, Vol. 10. Ed. POWER, D. Plenum Press. New York, New York. pp. 187-246.
- MCNEIL, R., O. DÍAZ, I. LIÑERO & J.R. RODRIGUEZ. 1995. Day and night-time prey availability for waterbirds in a tropical lagoon. *Can. J. Zool.* 73: 869-878.
- MERCIER, F. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal variations in intertidal invertebrate prey density in a tropical lagoon and effects of shorebirds predation. *Can. J. Zool.* 72: 1755-1763.
- MORENO, C. 2002. *Métodos para medir la diversidad.* Manuales y Tesis SEA. Volumen 1. Zaragoza.
- MORRISON, G. 2011. Dramatic shorebirds populations declines along the Northeastern coast of South America. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- MORRISON, R. & R. ROSS, 1987. Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. *Can. Wildl. Ser. Spec. Publ.* 1: 1-128.
- MORRISON, G., Y. AUBRY, R. BUTLER, G. BEYRESBERGEN, G. DONALDSON, C. GRATTO-TREVOR, P. ITICKLIN, V. JOHNSTON & R. ROSS. 2001. Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull.* 94: 34-38.
- MORRISON, G., R. ROSS & L. NILES. 2004. Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *Condor* 103: 60-70.
- NOGALES, M., A.; MARTIN, B. TERSHY, C. DONLAN, D. VEITCH, N. PUERTA, B. WOOD & J. ALONSO. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conserv. Biol.* 18: 310-319.
- OTTEMA, O. & S. RAMCHARAN, 2009. Declining numbers of Lesser Yellowlegs *Tringa flavipes* in Surinam. *Wader Study Group Bull.* 166: 87-88.

- PHELPS, W. & R. MEYER DE SCHAUENSSE. 1979. *Una guía de las aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas.
- PIERSMA, T. & A. BAKER, 2000. *Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds*. En, *Behaviour and conservation*. Eds. MORRIS, L.M. & W.J. SUTHERLAND. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. pp. 105-124.
- POWELL, G. 1987. Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: implications of hydrography. *The Auk* 108: 740-749.
- RIBEIRO, P., O. IRIBARNE, D. NAVARRO & L. JAUREGUY. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. *Ibis* 146: 672-682.
- ROBERT, M. & R. MCNEIL. 1989. Comparative day and night feeding strategies of shorebirds species in a tropical environment. *Ibis* 131: 69-79.
- RODGERS JR., J. 1983. Foraging behavior of seven species of herons in Tampa Bay, Florida. *Colonial Waterbirds* 66:11-23.
- ROJAS, L., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE, 1999a. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain Behav. Evol.* 53: 29-43.
- ROJAS, L., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE. 1999b. Behavioral, morphological and physiological correlates of diurnal and nocturnal vision in selected wading birds. *Brain Behav. Evol.* 53: 227-242.
- ROMANO, M., I. BARBERIS, G. PAGANO & J. MAIDAGAN. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 1-13.
- ROMPRÉ, G. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal changes in day and night foraging of willets in Northeastern Venezuela. *Condor* 96: 734-738.
- ROSA, S., J. PALMEIRIM & F. MOREIRA. 2003. Factors affecting waterbird abundance and species richness in an increasingly urbanized area of the Tagus Estuary in Portugal. *Waterbirds* 26: 226-232.
- RUIZ-CAMPOS, G., E. PALACIOS, J. CASTILLO-GUERRERO, S. GONZÁLEZ-GUZMAN & E. BATCHE-GONZÁLEZ. 2005. Composición espacial temporal de la avifauna de humedales pequeños costeros y hábitat adyacentes en el noroeste de Baja California, México. *Ccs. Mar.* 31: 553-576.
- SCHREIBER, E. & D. LEE. 2000. *West Indians seabirds: a disappearing natural resource*. In, *Status and conservation of West Indians seabirds*. Eds. SCHREIBER, E. & D. LEE. Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publication # 1. Ruston, LA. USA. pp. 1-10.
- SEMLITSCH, R. & J. BODIE. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.* 12: 1129-1133.
- SMIT, C., R. LAMBECK & W. WOLFF. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Stud. Group Bull.* 49: 105-113.
- THOMAS, G., R. LANCTOT & T. SZÉKELY. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American shorebirds? A comparative analysis. *Ani. Conserv.* 9: 252-258.
- TRAUT, A. & M. HOSTETLER. 2003. Urban lakes and waterbirds: Effects of development on avian behavior. *Waterbirds* 26: 209-302.
- U.S. EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2002. *Methods for evaluating wetlands condition: Biological assessment methods for birds*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. Washington.
- VELÁSQUEZ, C. & R. NAVARRO. 1993. The influence of water depth and sediment type on the foraging behavior of Whimbrels. *J. Field Ornithol.* 64: 149-157.
- WELLER, M. 1988. Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environ. Manage.* 12: 695-701.
- WETLANDS INTERNATIONAL. 2002. *Waterbird population estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12. Wageningen, The Netherlands.

- WHITFIELD, A. 1978. The importance of the tidal cycle to wading birds on mudflats. *Bokmakierie* 30: 24- 25.
- WIESE, F., W. MONTEVECCHI, G. DAVOREN, F. HUETTMANN, A. DIAMOND & J. LINKE. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- WILLARD, D. 1985. *Comparative feeding ecology of twenty-two tropical piscivores*. In, *Neotropical Ornithology*. Eds. BUCKLEY, P., M. FOSTER, E. MORTON, R. RIDGELY, & F. BUCKLEY. American Ornithologists' Union. Washington, D.C. pp. 788-797.
- WUNDERLE, J. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del Caribe*. General Technical Report. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans.
- WUNDERLE, J., R. WAIDE & J. FERNÁNDEZ. 1989. Seasonal abundance of shorebirds in The Jobos bay estuary in southern Puerto Rico. *J. Field Ornithol.* 60: 329-339.
- YASUÉ, M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds responses to human disturbance. *Biol. Conserv.* 128: 47-54.
- ZOCKLER, C.; DELANY, S. Y HAGEMEIJER, W. 2003. Wader populations are declining - how will we elucidate the reasons? *Wader Study Group Bull.*, 100: 202-211.

RECIBIDO: Marzo 2015

ACEPTADO: Septiembre 2015

DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y ESTRUCTURA DE TALLAS DE NUEVE ESPECIES DE GASTERÓPODOS DE LA ISLA DE CUBAGUA, VENEZUELA.

MARÍA SALOMÉ RANGEL^{1,2} & ALEJANDRO TAGLIAFICO^{2,3}

¹Área de Biología, Departamento de Ciencias, Universidad de Oriente, Isla de Margarita, Venezuela.

²National Marine Science Centre, Southern Cross University, Coffs Harbour, NSW 2450, Australia.

³Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente, Boca de Río, Venezuela.
salome453@gmail.com

RESUMEN: Existe un reconocido vacío de información sobre biología, distribución y abundancia de moluscos gasterópodos alrededor del mundo. Estas especies son objetivo de algunas pesquerías, capturas incidentales de otras, o forman parte de un mercado creciente de objetos de colección y para acuarios. Venezuela no escapa de esta realidad, por lo que se planteó generar información sobre la estructura de tallas, abundancia y distribución de algunos gasterópodos capturados en la Isla de Cubagua. Fueron estudiadas un total de 52 estaciones alrededor de Cubagua durante el 2008, en las cuales se trazaron un total de cuatro réplicas al azar de transectas (50 m²), totalizando un área de muestreo de 200 m² por estación. Se analizaron nueve especies de gasterópodos a las que se les midió la longitud total de las conchas. Entre las especies con mayores densidades destacan *Phyllonotus* spp. (n=169; 0,016±0,06 org/m²) y *Chicoreus brevifrons* (n=34; 0,003±0,006 org/m²), seguidos por otras menos abundantes como *Voluta musica* (n=17; 0,002±0,005 org/m²), *Cyphoma gibbosum* (n=20; 0,0018±0,009 org/m²), *Fasciolaria tulipa* (n=11; 0,0008±0,002 org/m²), *Cyphoma signatum* (n=4; 0,0004±0,002 org/m²) y *Cassiss madagascariensis* (n=3; 0,0003±0,002 org/m²). Sólo se encontraron tres organismos muertos de *Tonna pennata* y uno de *Charonia variegata*, y ningún ejemplar vivo o muerto de *Cassiss flamma*, *C. tuberosa* y *Tonna galea*. Las especies que presentaron mayor grado de agregación fueron *Cyphoma gibbosum*, *Phyllonotus* spp. y *Voluta musica*. *Chicoreus brevifrons* mostró densidades significativamente superiores en bancos de bivalvos, mientras que para las demás especies no se encontraron diferencias significativas en las densidades según el tipo de sustrato. Se recomienda el monitoreo continuo de las poblaciones de estos moluscos, así como iniciar la administración de sus capturas comerciales.

Palabras clave: *Phyllonotus*, *Chicoreus*, *Fasciolaria*, *Voluta*, *Cyphoma*

ABSTRACT: Lack of information about the biology, distribution and abundance of gastropods around the world has been recognized. These species represent the target of some fisheries, bycatch in many others and also are sold to conch collectors or in the aquarium industry. Venezuela does not escape from this reality and for that reason, this study focus in generate information about length structure, abundance and distribution of gastropods captured in Cubagua Island. A total of 52 stations were studied around the island during the year 2008, where four replicates of bands transect of 50m² were carried out, for a total of 200m² of analyzed substrate in each sampling station. Nine gastropods species were analyzed, and the total length of each individual was measured. The most abundant species were *Phyllonotus* spp. (n=169; 0,016±0,06 org/m²) and *Chicoreus brevifrons* (n=34; 0,003±0,006 org/m²), followed by less abundant species such as *Voluta musica* (n=17; 0,002±0,005 org/m²), *Cyphoma gibbosum* (n=20; 0,0018±0,009 org/m²), *Fasciolaria tulipa* (n=11; 0,0008±0,002 org/m²), *Cyphoma signatum* (n=4; 0,0004±0,002 org/m²) and *Cassiss madagascariensis* (n=3; 0,0003±0,002 org/m²). Only three dead specimens of *Tonna pennata* and one of *Charonia variegata* were encountered, while no individuals of *Cassiss flamma*, *C. tuberosa* or *Tonna galea* were observed. The most aggregated species were *Cyphoma gibbosum*, *Phyllonotus* spp. and *Voluta musica*. *Chicoreus brevifrons* showed preference for substrates of bivalve beds, whereas all the remaining species did not show any significant differences in the densities per substrate types. The administration and regulation of commercial gastropod catches around this island and the performance of continuous studies about their populations is recommended.

Keywords: *Phyllonotus*, *Chicoreus*, *Fasciolaria*, *Voluta*, *Cyphoma*

INTRODUCCIÓN

Los moluscos son considerados entre los invertebrados de mayor valor económico para las pesquerías alrededor del mundo (FAO 2014). Sin embargo,

ya se han documentado severos declives en su abundancia como consecuencia del manejo inapropiado de sus pesquerías (LEIVA & CASTILLA 2001). Algunos estudios han demostrado que las poblaciones no se recuperan inclusive cinco años después de la imposición

de vedas totales a la pesquería (CIPRIANI *et al.* 2008), o incluso hasta 15 años después de la sobreexplotación (MEDINA *et al.* 2007).

En Venezuela, diversas especies de moluscos gasterópodos son apreciados y capturados desde épocas prehispánicas (ANTCZAK & ANTCZAK 2006) hasta la actualidad, siendo recolectados de manera directa a través del buceo o indirecta a través de rastras artesanales (CERVIGÓN *et al.* 1992). En la región existe un larga tradición de estudios sobre moluscos gasterópodos, enfocados principalmente al botuto *Strombus gigas* (FLORES 1964; WEIL & LAUGHLIN 1984; POSADA & ÁLVAREZ 1988; BROWNELL 1997; SCHAPIRA *et al.* 2009; TAGLIAFICO *et al.* 2012), otros estudios sobre el fenómeno del imposex (MILOSLAVICH *et al.* 2007) y recientemente sobre aspectos poblacionales del caracol pentagrama *Voluta musica* (RANGEL *et al.* 2011; PERALTA *et al.* 2012). No obstante, en la región e inclusive a nivel mundial, existe un gran vacío de información sobre la historia de vida, abundancia y distribución de numerosos moluscos gasterópodos que están siendo explotados comercialmente.

La colección de conchas de moluscos es una práctica común en países tropicales, donde los turistas suelen comprar conchas de gasterópodos a manera de recuerdos de viaje (GOSSLING *et al.* 2004). En la actualidad, la proliferación de páginas web que ofertan y venden conchas, facilitan la compra y venta de ejemplares por internet, lo que representa una amenaza adicional para estos moluscos. POULSEN (1995) ha indicado que los declives poblacionales de algunos gasterópodos, a consecuencia de su comercialización para el mercado de conchas, demuestran la necesidad de un control en la colecta, así como la generación de información sobre la biología y ecología de las especies que están siendo capturadas como objetos ornamentales, con el fin de implementar estrategias de manejo a largo plazo.

El objetivo del presente estudio es generar información sobre la abundancia, distribución y estructura de tallas de las siguientes especies de moluscos gasterópodos en los alrededores de la isla de Cubagua: *Phyllonotus* spp. SWAINSON 1833, *Chicoreus brevifrons* (LAMARCK 1822), *Voluta musica* LINNAEUS 1758, *Fasciolaria tulipa* (LINNAEUS 1758), *Cyphoma signatum* PILSBRY & MCGINTY 1939, *Cyphoma gibbosum* (LINNAEUS 1758), *Cassia madagascariensis* LAMARCK 1822, *C. flammea* (LINNAEUS 1758), *C. tuberosa* (LINNAEUS 1758), *Tonna pennata*

(MÖRCH 1853), *T. galea* (LINNAEUS 1758) y *Charonia variegata* (LAMARCK 1816).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio: La isla de Cubagua se encuentra ubicada en la región nororiental de Venezuela, sobre la plataforma continental, entre los paralelos 10°47'-10°51' Lat. N - 64°8' - 64°14' Long. W; a una distancia aproximada de 8 km al sur de la Isla de Margarita (Pta. Piedras) y a unos 20 km al norte de la Península de Araya (Fig. 1). Tiene una superficie de 22 438 km² con una longitud aproximada de costa de 25 km (CERVIGÓN 1997).

Trabajo de Campo: Toda la zona costera de la isla de Cubagua fue dividida en 52 celdas imaginarias de 1 km², hasta una profundidad máxima de 18 m. Durante cada mes del 2008, se eligieron al azar y sin repetición entre cuatro y cinco estaciones de muestreo, las cuales fueron reconocidas y delimitadas usando un Sistema de Posicionamiento Global (GPS). Una pareja de buzos con equipo autónomo trazaron un total de cuatro réplicas al azar de transectas bandas de 10x5 m, totalizando un área de muestreo de 200 m² por estación. Todo el muestreo se desarrolló exclusivamente en horas del día (entre 8 am y 5 pm). En cada transecta se buscaron cuidadosamente todos los gasterópodos, prestando especial atención a posibles individuos enterrados. Se contaron y midieron cada uno de los ejemplares vivos y muertos observados para las especies *Phyllonotus* spp., *C. brevifrons*, *V. musica*, *F. tulipa*, *C. signatum*, *C. gibbosum*, *C. madagascariensis*, *T. pennata* y *C. variegata*; adicionalmente, especies del género *Strombus* fueron estudiadas y estos resultados están disponibles en TAGLIAFICO *et al.* (2012).

A cada ejemplar se le determinó la longitud total (Lt), tomada con un vernier de 0,1 mm de precisión, en la distancia comprendida entre el ápice de la espira y el extremo final del canal sifonal. Además, en cada transecta se hizo una categorización visual y cualitativa del tipo de fondo predominante.

Para determinar el tipo de distribución de los organismos en el área de estudio (sólo considerando especies donde se observaron más de ocho individuos en toda el área de estudio), se estimó el cociente entre la varianza y la media de la densidad de organismos de cada especie. Una vez descartado el patrón de distribución uniforme (cuando el cociente entre la varianza y la media

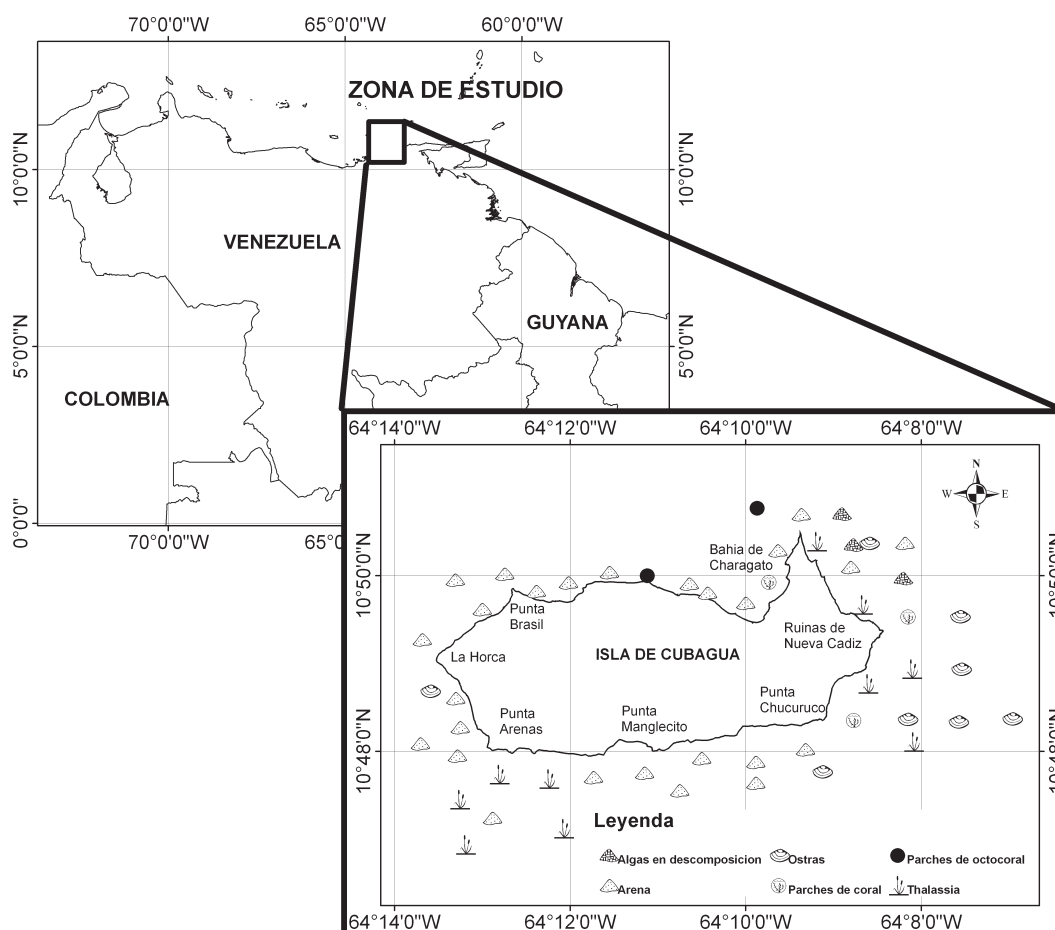


Fig. 1. Distribución de los distintos tipos de sustrato predominantes registrados en los alrededores de la Isla de Cubagua, Venezuela.

de la densidad de organismos fue mayor a 1, lo cual corresponde a una distribución agregada), se determinaron las frecuencias de aparición de organismos por transectas, y las frecuencias esperadas para una distribución binomial negativa (asociada a distribuciones agregadas), usando un estimado preliminar de \hat{k} (parámetro que describe la medida de agregación de los organismos) mediante la siguiente fórmula: $\hat{k} = \bar{x}^2 / (s^2 - \bar{x})$; donde \bar{x} y s se refieren a la media y la varianza, respectivamente. Luego, se calculó \hat{k} por máxima verosimilitud, resolviendo iterativamente, y tratando de igualar las 2 ecuaciones siguientes: $n * \log_e * (1 + \bar{x} / \hat{k}) = \sum (A_{(x)} / (\hat{k} + x))$; donde $A_{(x)}$ es la suma de las frecuencias observadas superiores a x para cada x , y donde x corresponde al número de organismos encontrados por estación (ELLIOT 1977).

Para examinar la relación entre la abundancia de gasterópodos (organismos/m²) y tipo de fondo, se categorizó cada una de las 52 estaciones en función al tipo de sustrato dominante. Posteriormente, se compararon las abundancias utilizando un análisis de varianza desbalanceado de un factor con seis niveles de sustrato. Los tipos de sustrato registrados fueron: arena (A), bancos de ostra perla y pepitona (O), parches coralinos (PC), parches de octocorales (PO), praderas de *Thalassia testudinum* BANKS EX KÖNIG 1805 (Th) y algas en descomposición (AD).

Se elaboraron mapas de distribución/densidad y se determinaron las frecuencias de longitud para aquellas especies con mayores abundancias (*Phyllonotus* spp.,

C. brevifrons, *V. musica* y *F. tulipa*). De igual manera, para estas mismas especies se aplicó una prueba de ANOVA y una prueba *a posteriori* de Tukey para determinar la relación entre la abundancia de especies y los tipos de sustrato.

RESULTADOS

Se realizaron 208 transectas bandas en las 52 estaciones, totalizando 10 400 m² de sustrato analizado alrededor de toda la Isla de Cubagua, donde se identificaron seis tipos de sustratos predominantes en el siguiente orden: arenales (n=26), praderas de *T. testudinum* (n=10), bancos de bivalvos (n=8), parches coralinos (n=3), parches de algas en descomposición (n=3) y parches de octocorales (n=2) (Fig. 1). Cabe resaltar que a pesar de que los parches de algas en descomposición no suelen ser un tipo de sustrato frecuente, especialmente por su transitoriedad en el tiempo y espacio, en este estudio, aquellas estaciones que fueron categorizadas bajo esta denominación mostraron un marcado predominio de algas en proceso de descomposición cubriendo toda la superficie del lecho marino de la estación de muestreo. Las estaciones evaluadas tuvieron profundidades que oscilaron entre 1,6 y 18 m, con un promedio de 8±4,1 m.

En la Tabla 1 se resumen los números totales de organismos vivos y muertos, las densidades con sus respectivos intervalos de confianza, así como los parámetros de agregación (\hat{k} y S^2/\bar{x}) de las nueve especies de gasterópodos observadas. En total se registraron 176 ejemplares de *Phyllonotus* spp. en 22 estaciones de muestreo, 41 de *C. brevifrons* en 14 estaciones, 36 de *V. musica* en 18 estaciones, 11 de *F. tulipa* en 7 estaciones, 20 de *C. gibbosum* en 3 estaciones, 4 ejemplares de *C. signatum* en 2 estaciones, 3 ejemplares de *C. madagascariensis* en 2 estaciones, tres ejemplares muertos de *T. pennata* en 3 estaciones, 1 ejemplar muerto de *C. variegata* y ningún ejemplar de *C. flammea*, *C. tuberosa* y *T. galea*.

El índice de varianza relativa parece evidenciar que las especies tienen mayor tendencia a distribuirse de forma agregada en lugar de uniforme ($S^2/\bar{x} > 1$). Las especies con mayores densidades fueron *Phyllonotus* spp. y *C. brevifrons*, mientras que aquellas con mayor grado de agregación fueron *C. gibbosum*, *V. musica* y *Phyllonotus* spp. En contraste, *F. tulipa* estuvo entre los

gasterópodos menos agregados, pero considerando ambos parámetros de agregación calculados (S^2/\bar{x} y \hat{k}), parece estar más uniformemente distribuida (Tabla 1).

Las abundancias más elevadas de *C. brevifrons* se concentraron en el norte, este y sur-este de la Isla de Cubagua, especialmente donde predominan bancos de bivalvos (Fig. 2). Por su parte, la distribución de *Phyllonotus* coincide en gran medida con *C. brevifrons*, pero con presencia adicional en el sur y oeste, lo que implica una amplia distribución en los alrededores de la Isla de Cubagua. Los ejemplares de *V. musica* se concentraron en el suroeste, noroeste y este; mientras que *F. tulipa* se ubicó en el oeste y noreste de la isla (Fig. 2).

No se encontraron diferencias significativas en las densidades promedio de *Phyllonotus* spp., de acuerdo a los tipos de sustratos (ANOVA, $F(5;46)=2,179$; $p=0,0727$) (Fig. 3). En contraste, *C. brevifrons* mostró diferencias significativas en las densidades de acuerdo al sustrato (ANOVA, $F(5;46)=6,26$; $p=0,00016$), y la prueba *a posteriori* reveló que sus densidades en ostrales ($0,0123 \pm 0,0118$ org/m²) fueron significativamente superiores a la de otros sustratos donde también fue observada su presencia, tales como parches de *Thalassia* ($0,0009 \pm 0,0019$ org/m²; $p=0,0004$) y arenales ($0,00115 \pm 0,0025$ org/m²; $p < 0,0001$).

Por su parte, *V. musica* se encontró en casi todos los tipos de sustrato excepto en parches de coral, aunque no se encontraron diferencias significativas en las densidades de acuerdo al tipo de sustrato (ANOVA, $F(5;46)=0,672$, $p=0,646$), al igual que para *F. tulipa* (ANOVA, $F(5;46)=0,3387$; $p=0,886$).

El intervalo de longitudes, así como la longitud total promedio de organismos vivos y muertos de las especies estudiadas se encuentran resumidas en la Tabla 2. Además, en la figura 4 se observa la estructura de tallas de ejemplares vivos y muertos de *V. musica*, *F. tulipa*, *C. brevifrons*, *Phyllonotus* spp., *C. gibbosum* y *C. signatum*, encontrándose sólo ejemplares vivos para estas dos últimas especies. Las mayores frecuencias de tallas para *C. gibbosum* se ubicaron entre 2,8-3,4 cm de longitud total, mientras que las menores frecuencias fueron para tallas entre 2,2-2,6 cm. De manera similar, los ejemplares de *C. signatum* mostraron tallas entre 2,8 y 3,2 cm, aunque algunos ejemplares pueden alcanzar hasta 3,8 cm. Para *V. musica*, las frecuencias porcentuales de los distintos

TABLA 1. Estimados de parámetros de agregación (k y S^2/\bar{x}) y densidades de organismos vivos y muertos (org/m²) de algunos gasterópodos comerciales de la Isla de Cubagua, Venezuela.

Especie	N (vivos; muertos)	Densidad Vivos ± DE (org/m ²)	IC 95%	Densidad Muertos ± DE (org/m ²)	IC 95%	\hat{k}	S^2/\bar{x}
<i>Phyllonotus</i> spp.	176 (169; 7)	0,016±0,06	0,00 - 0,03	0,0006±0,002	0,00 - 0,001	0,162	44,5
<i>Chicoreus brevifrons</i>	41 (34; 7)	0,003±0,006	0,0012 - 0,005	0,0007±0,002	0,00007 - 0,0013	0,235	3,5
<i>Voluta musica</i>	36 (17; 9)	0,002±0,005	0,0003 - 0,003	0,002±0,005	0,0005 - 0,0032	0,189	2,8
<i>Fasciolaria tulipa</i>	11 (9; 2)	0,0008±0,002	0,0002 - 0,0015	0,0002±0,001	0,00 - 0,0005	0,454	1,3
<i>Cyphoma signatum</i>	4 (4; 0)	0,0004±0,002	0,00 - 0,0009	-	-	-	-
<i>Cyphoma gibbosum</i>	20 (20; 0)	0,0018±0,009	0,00 - 0,005	-	-	0,012	11,9
<i>Cassis madagascariensis</i>	3 (3; 0)	0,0003±0,002	0,00 - 0,0007	-	-	-	-
<i>Tonna pennata</i>	3 (0; 3)	-	-	0,0003±0,001	0,00 - 0,0006	-	-
<i>Charonia variegata</i>	1 (0; 1)	-	-	0,0001±0,0002	0,00 - 0,0009	-	-

N= número de organismos; DE=desviación estándar; IC= intervalo de confianza; \hat{k} = parámetro de la distribución binomial negativa; S^2/\bar{x} =Índice de varianza relativa, cuando es >1 es indicativo de que el patrón de distribución espacial de los organismos es agregado.

intervalos de longitud fueron superiores para los ejemplares muertos que para los vivos, excepto para las tallas en el intervalo de 2 y 8 cm. Los ejemplares vivos de *F. tulipa* mostraron ser mas frecuentes alrededor de 16 cm de longitud, y resalta la presencia de un ejemplar vivo de 20 cm de longitud total; los ejemplares muertos mostraron importantes frecuencias en los intervalos de tallas alrededor de 8 y 14 cm. Por su parte, *Phyllonotus* mostró elevadas frecuencias de longitud por encima de 10 cm, tanto de organismos vivos como muertos; para esta especie también se registraron algunos ejemplares por debajo de 8 cm. Se registró una elevada frecuencia de ejemplares muertos de *C. brevifrons* con longitudes alrededor de 6 cm, mientras que las frecuencias de ejemplares vivos mostraron incrementos progresivos a medida que aumentan las longitudes, hasta 14 cm, aunque algunos ejemplares pueden alcanzar 16 cm de longitud de la concha.

Entre algunas relaciones inter-específicas documentadas durante los muestreos, destacan las actividades de depredación observadas de *Phyllonotus* spp., sobre bivalvos de las especies *Pinctada imbricata* RÖDING 1798, *Trachycardium isocardia* (LINNAEUS 1758) y *Pinna carnea* GMELIN 1791. Además, las conchas muertas de *C. brevifrons*, *F. tulipa*, *Phyllonotus* spp., y *V. musica* estuvieron ocupadas por cangrejos ermitaños en proporciones de 57, 50, 25, y 5 % respectivamente.

Las especies *Phyllonotus pomum* (GMELIN 1791) y *P. margaritensis* (ABBOTT 1958) fueron observadas juntas durante agregaciones reproductivas en agosto (n=84) y octubre (n=24), en bancos de ostra perla. Se destaca también la presencia de otro gasterópodo de la misma familia (*Haustellum* sp.) sobre las masas ovígeras.

Se identificaron 38 cápsulas ovígeras de *V. musica* en el periodo septiembre-diciembre y a partir del mes de noviembre se observaron eclosionadas. Las cápsulas se encontraron sobre conchas de bivalvos muertos de las especies *Atrina seminuda* (LAMARCK 1819), *P. carnea* y, en menor proporción sobre *P. imbricata*.

Para *F. tulipa* se observaron ejemplares solitarios de 15 y 14,3 cm, en proceso de postura de cápsulas ovígeras durante septiembre y diciembre, respectivamente. También se observaron racimos de cápsulas ovígeras durante el mes de noviembre, sobre sustratos arenosos.

DISCUSIÓN

***Phyllonotus* spp.:** Las especies de este género son reconocidas como importantes depredadores, habitantes de fondos blandos y duros, en praderas de fanerógamas, arenales, fango y cercanías de bancos de bivalvos (CERVIGÓN *et al.* 1992). Su fama de depredador activo es

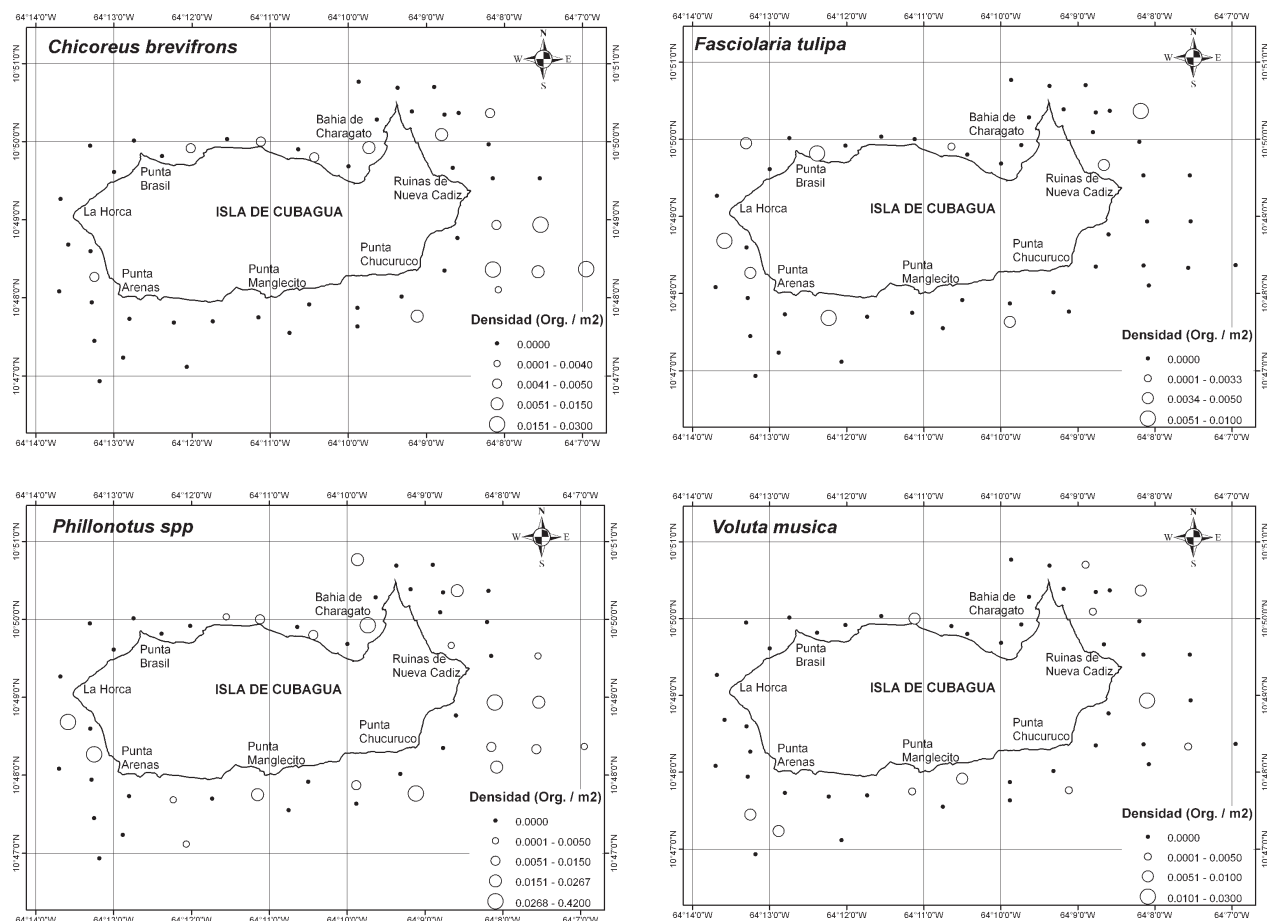


Fig. 2. Distribución y densidad (org./m²) de cuatro gasterópodos comerciales alrededor de la Isla de Cubagua, Venezuela.

coherente con su abundante presencia en bancos de bivalvos (*P. imbricata* y *Arca zebra* (SWAINSON 1833)). Sin embargo, quedó demostrado que sus densidades en el área no están determinadas por el tipo de sustrato, lo que implica que existen otros recursos alimenticios que permiten sustentar sus poblaciones en los alrededores de la Isla de Cubagua; hecho corroborado al observar la especie depredando otras especies de moluscos (*T. isocardia* y *P. carneá*).

Las agregaciones reproductivas observadas podrían estar generando una sobreestimación del parámetro de agregación calculado, el cual muestra que es una especie marcadamente gregaria. Los dos eventos reproductivos observados contaban con la presencia de *P. pomum* y *P. margaritensis*, lo que podría cuestionar la separación de estas especies. Al respecto, ha sido señalado que es

importante revisar el concepto biológico de especie, no sólo considerando los criterios que usa la comunidad científica para diferenciar las especies, sino también como las especies se distinguen entre ellas mismas (DE JONG 1982). Sin embargo, la presencia de otro caracol de la misma familia (*Haustellum* sp.) en estas agregaciones reproductivas podrían indicar una posible depredación de las masas ovígeras de una de las especies sobre la otra. Por todo lo anterior, se sugiere realizar futuras investigaciones genéticas y de aislamiento reproductivo para comprobar si realmente *P. pomum* y *P. margaritensis* son o no la misma especie.

En el área de estudio, se han identificado algunos factores de riesgo para el éxito reproductivo del género, como el reporte del fenómeno de imposex (MILOSLAVICH *et al.* 2007). Adicionalmente, estas especies han demostrado

reproducirse en bancos de bivalvos y un estudio reciente indica que sus capturas en estos ecosistemas representan alrededor del 60 % de los gasterópodos presentes en la pesca de arrastre artesanal de *A. zebra* (NIEVES 2012).

La longitud promedio registrada ($9,9 \pm 1,4$ cm) es ligeramente superior a la reportada para *P. pomum* ($7,2 \pm 9,1$ cm) y *P. margaritensis* ($7,3 \pm 8,2$ cm) en las capturas incidentales de la pesquería de *A. zebra* en el oriente de Venezuela (NIEVES 2012). Estas diferencias de tallas pueden atribuirse al hecho de que el presente estudio abarcó diversos tipos de sustratos en todos los alrededores de la isla, y en cambio, los arrastres de *A. zebra* se realizan exclusivamente en fondos de bancos de bivalvos, donde la presión de pesca puede estar funcionando como un factor que impide que los organismos alcancen longitudes superiores. Sin embargo, en un estudio realizado sobre diferentes tipos de sustrato en el Caribe Colombiano para *P. margaritensis*, las longitudes también son inferiores ($8,6 \pm 4,7$ cm) (NIETO-BERNAL *et al.* 2013). No obstante, las densidades de *Phyllonotus* spp. observadas en el presente estudio

($0,0006 \pm 0,002$ org/m²) son inferiores a las encontradas para *P. margaritensis* en la Guajira Colombiana ($0,002 \pm 0,006$ org/m² en 2009 y $0,001 \pm 0,003$ org/m² en 2010), donde el caracol es considerado entre los gasterópodos más abundantes de la zona (NIETO-BERNAL *et al.* 2013).

***Chicoreus brevifrons*:** La especie ha sido observada en diversos bancos de bivalvos (ACOSTA *et al.* 2007; HERNÁNDEZ-ÁVILA *et al.* 2013; NIEVES 2013), y se ha constatado su presencia en las capturas de arrastre artesanal de *A. zebra*, donde representa alrededor del 19% de las capturas incidentales de gasterópodos. La longitud promedio observada ($9,8 \pm 3,7$ cm) se ubica dentro del intervalo de longitud media de captura ($8,8 \pm 1,5$ cm) reportado para el estado Sucre (NIEVES 2012) y el indicado en la Guajira colombiana ($10,2 \pm 2,4$ cm) (NIETO-BERNAL *et al.* 2013). Sin embargo, en esta última zona, encuentran densidades similares y superiores entre dos años de estudio ($0,0007 \pm 0,003$ org/m² en 2009 y $0,002 \pm 0,008$ org/m² en 2010) (NIETO-BERNAL *et al.* 2013) a las obtenidas en el presente trabajo ($0,0007 \pm 0,002$ org/m²).

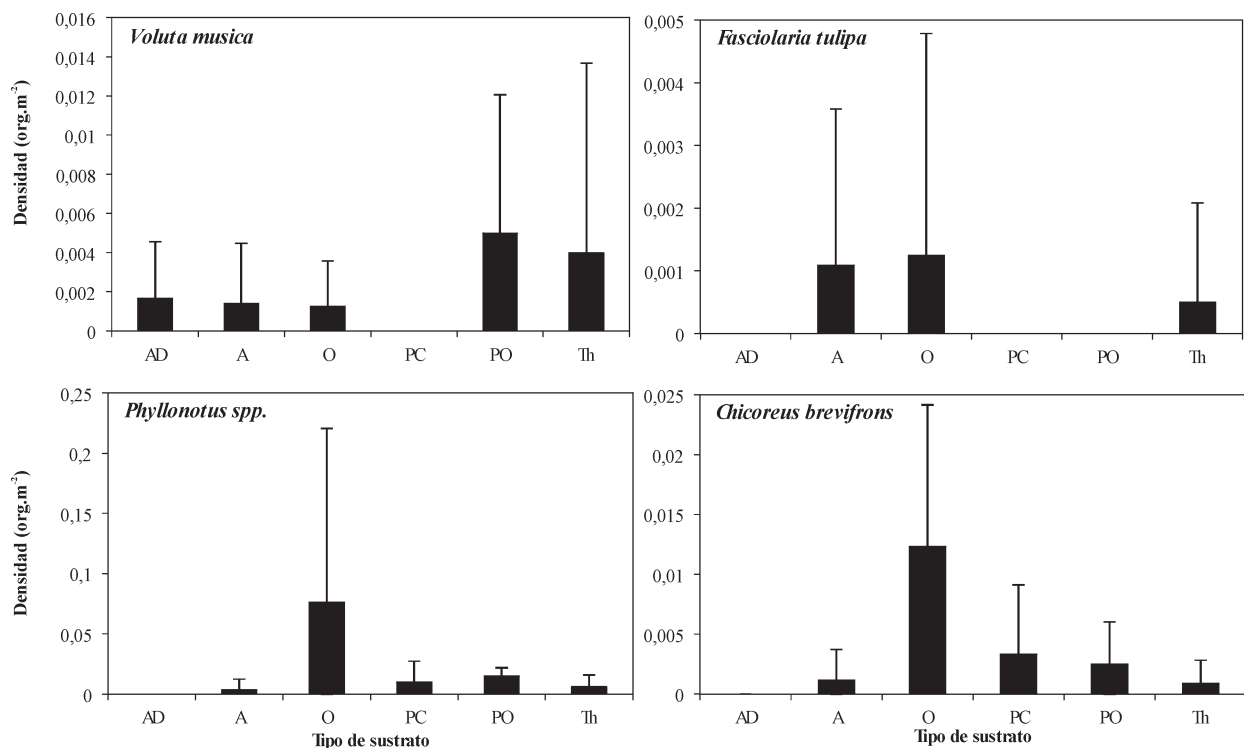


Fig. 3. Densidad promedio y desviación estándar según el tipo de sustrato para cuatro gasterópodos de la isla de Cubagua, Venezuela. AD=algas en descomposición; A= arenales; O=ostrales; PC=parches de coral; PO=parches de octocorales; Th=*Thalassia*.

TABLA 2. Intervalo de tallas y longitud total promedio total de organismos vivos y muertos de algunos gasterópodos comerciales de la Isla de Cubagua, Venezuela.

Especie	Intervalo de tallas (cm)			LT promedio \pm DE (cm)		
	Total	Vivos	Muertos	Total	Vivos	Muertos
<i>Phyllonotus spp.</i>	3,5 - 14	3,5 - 14	4,1 - 11,5	9,8 \pm 1,5	9,9 \pm 1,4	8,3 \pm 2,8
<i>Chicoreus brevifrons</i>	2 - 15,5	2 - 15,5	4,1 - 13,7	9,5 \pm 3,8	9,8 \pm 3,7	8,4 \pm 3,9
<i>Voluta musica</i>	1 - 9,5	1 - 8,8	2,1 - 9,5	5,9 \pm 2,1	6,2 \pm 1,9	5,5 \pm 2,3
<i>Fasciolaria tulipa</i>	7,5 - 16	9,8 - 16	7,5 - 13,2	12,8 \pm 2,6	13,4 \pm 2,1	10,4 \pm 4
<i>Cyphoma gibbosum</i>	2,1 - 3,2	2,1 - 3,2	-	2,8 \pm 0,3	2,8 \pm 0,3	-
<i>Cyphoma signatum</i>	2,7 - 3,7	2,7 - 3,7	-	3,2 \pm 0,4	3,2 \pm 0,4	-
<i>Cassid madagascariensis</i>	14,5 - 20,7	14,5 - 20,7	-	17,9 \pm 3,2	17,9 \pm 3,2	-
<i>Charonia variegata</i>	17	-	17	17	-	17

La especie mostró una marcada distribución en la zona norte y este de la isla; sin embargo, a pesar de haber sido observada en prácticamente todos los tipos de sustratos dominantes de la zona, se detectaron abundancias significativamente superiores en los bancos de bivalvos con respecto a los demás tipos de sustrato, posiblemente debido a la abundante disponibilidad de alimento. CERVIGÓN *et al.* (1992) señalan previamente su presencia en ostrales y praderas de fanerógamas marinas, donde es capturada con buceo, redes de arrastre y nasa. NIETO-BERNAL *et al.* (2013), también observan a la especie en todos los tipos de sustratos que analizaron, pero observan mayores abundancias sobre fondos cubiertos por gorgóneos y esponjas sobre cascajos, cascajos con algas dispersas, y arenales.

También se ha reportado el fenómeno de imposex para esta especie en la región (MILOSLAVICH *et al.* 2007), lo que podría implicar complicaciones para el éxito reproductivo de la especie. No se encontró ningún tipo de literatura sobre historia de vida o densidades, por lo que se recomienda generar información que contribuya al conocimiento y manejo de la especie.

***Voluta musica*:** La especie mostró cierto grado de agregación y bajas densidades, lo cual coincide con lo sugerido por PERALTA *et al.* (2012), quienes afirman que estos gasterópodos tienden a agruparse durante periodos reproductivos, pero suelen presentar amplias distribuciones de baja densidad fuera de la época reproductiva.

Las densidades encontradas ($0,002 \pm 0,005$ org/m²) son inferiores a las reportadas previamente en la región, $0,037 \pm 0,17$ org/m² (RANGEL *et al.* 2011) y entre $0,042$ y $0,25$ org/m² (PERALTA *et al.* 2012). Además, la especie ya ha sido observada en bancos de *A. zebra* (ACOSTA *et al.* 2007; HERNÁNDEZ-ÁVILA *et al.* 2013; NIEVES 2012; RANGEL *et al.* 2011), donde representa un 16 % de las capturas incidentales de gasterópodos en la pesquería (NIEVES 2012). Sin embargo, en este estudio, su distribución demostró no estar sujeta al tipo de sustrato, siendo observada en todos los tipos de sustratos, a excepción de los parches de coral. No obstante, fuera de los muestreos los autores han observado ejemplares en parches coralinos en los alrededores de la Isla de Cubagua. En contraste, PERALTA *et al.* (2012) observaron diferencias significativas en las abundancias entre tres localidades estudiadas, pero los resultados no son comparables debido a que en dicho trabajo no se describen los tipos de sustrato donde se encontraron los ejemplares. Estos autores atribuyen las mayores densidades a posibles hábitos carroñeros de la especie asociados a la disponibilidad de alimento en forma de productos de desecho pesquero presentes en una de las localidades.

La longitud media observada ($6,2 \pm 1,9$ cm) se encuentra dentro del intervalo registrado previamente en la región ($5,6 \pm 0,005$ cm; RANGEL *et al.* 2011) (entre 6,7 y 7,1 cm; PERALTA *et al.* 2012). Tomando en cuenta que las hembras maduran a longitudes superiores a 5,7 cm (PERALTA *et al.* 2012), alrededor del 70 % de los ejemplares encontrados en este estudio superan la talla de madurez.

Se observaron cápsulas ovígeras entre septiembre y diciembre, mientras que RANGEL *et al.* (2011) las encuentran entre mayo-noviembre, y PERALTA *et al.* (2012) entre junio y noviembre. Todo lo anterior parece sugerir que la especie se reproduce preferiblemente en el último semestre del año. La observación de estas ovi-cápsulas en *A. seminuda* y *P. carnea* coincide con lo reportado por RANGEL *et al.* (2011) y PERALTA *et al.* (2012), quienes también las observaron sobre *Anadara floridana* (CONRAD 1869), *A. zebra*, *Codakia* sp. SCOPOLI 1777 y *Perna perna* (LINNAEUS 1758). El presente estudio añade *P. imbricata* como sustrato utilizado por la especie para la colocación de ovi-cápsulas.

El fenómeno del imposex también ha sido comprobado en ejemplares de la región, afectando hasta 25 % de hembras en zonas con alto tráfico de embarcaciones, lo que representa una amenaza adicional para la conservación de la especie (PERALTA *et al.* 2014). Adicionalmente, *V. musica* ha sido catalogada “en riesgo” en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana y considerada entre las conchas más codiciadas por coleccionistas (RODRÍGUEZ & ROJAS-SUAREZ 2008). Un ejemplo de esta situación puede evidenciarse realizando una simple búsqueda en internet, en la página web Conchology, donde un total de 86 ejemplares de la especie, 76 provienen de Venezuela.

***Fasciolaria tulipa*:** La densidad promedio calculada ($0,001 \pm 0,003 \text{ org/m}^2$) para el área de estudio es superior a la señalada para la misma especie en Colombia ($0,00009 \pm 0,0005 \text{ org/m}^2$) (NIETO-BERNAL *et al.* 2013), pero inferior a la indicada para dos especies del género juntas (*F. tulipa* y *F. lilium*) en el Golfo de Florida ($0,003 \pm 0,006 \text{ org/m}^2$) (STEPHENSON *et al.* 2013). Estos autores confirman la falta de información en la especie y sugieren que son animales de vida larga, crecimiento lento y madurez tardía, implicando que probablemente sean susceptibles a la sobreexplotación.

Fasciolaria tulipa es un gasterópodo depredador, inclusive desde etapas larvales; ya que dentro de las cápsulas ovígeras suelen encontrarse entre 600-800 huevos, de los cuales sólo algunos se desarrollan completamente, y los demás son consumidos por las larvas iniciales (BURGER & STEAD 1935). No se conoce con exactitud los periodos reproductivos de la especie, pero en base a las observaciones del presente estudio se puede afirmar que ejemplares con longitudes superiores a 14cm son capaces de reproducirse entre septiembre-diciembre, prefiriendo sustratos arenosos para la puesta de huevos.

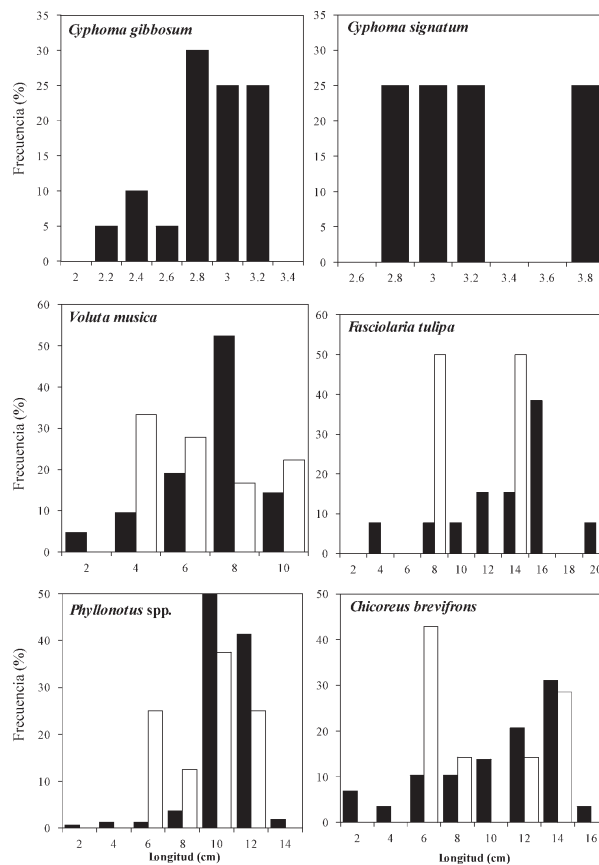


Fig. 4. Estructura de tallas de seis especies de gasterópodos de la isla de Cubagua, Venezuela. (barras negras=organismos vivos, barras blancas=organismos muertos).

Al igual que en el presente estudio, *F. tulipa* ha sido reportada como habitante de arenales y pastos marinos (CERVIGÓN *et al.* 1992), así como de bancos de pepitona, donde es factible capturarla con arrastre artesanal (ACOSTA *et al.* 2007). Sin embargo, su captura representa menos de 1 % del total de gasterópodos presentes como fauna incidental de esta pesquería (NIEVES 2012). Es una especie apreciada para su consumo tanto cruda como cocida (CERVIGÓN *et al.* 1992). Adicionalmente, es observada frecuentemente como material para la elaboración de adornos colgantes tanto para la decoración de las casas de pescadores como para la venta.

***Cassis madagascariensis*, *C. tuberosa*, *C. flammea*, *Charonia variegata*, *Tonna pennata* y *T. galea*:** De todas estas especies, sólo se encontraron ejemplares vivos de *C. madagascariensis* en las estaciones de muestreo,

mientras que para *T. pennata* y *C. variegata* sólo se observaron restos de conchas muertas. Esta situación ya ha sido reportada en zonas donde sucedieron sobreexplotaciones documentadas de moluscos comerciales, y en donde, casi dos décadas después, se siguen encontrando únicamente restos de conchas (MEDINA *et al.* 2007). Sin embargo, a pesar de que todas estas especies han sido previamente observadas en la región oriental del país (CAPELO & BUITRAGO 1998), no existen reportes previos de sus densidades en Venezuela, por lo que es imposible hacer comparaciones a lo largo del tiempo que permitan afirmar si realmente han sido objeto de sobreexplotación. Sin embargo, las densidades de *C. madagascariensis* observadas para la isla de Cubagua ($0,0003 \pm 0,002$ org/m²) son similares a las observadas para Colombia ($0,0001 \pm 0,0006$ org/m² en 2009 y $0,0002 \pm 0,0006$ org/m² en 2010), al igual que la longitud promedio de los ejemplares (Cubagua: $17,9 \pm 3,2$ cm; Colombia: $17,6 \pm 5,3$ cm (NIETO-BERNAL *et al.* 2013).

Las especies *T. galea*, *C. flammea* y *C. tuberosa* no fueron observadas en el presente estudio. De manera similar, en Colombia señalan que *C. flammea* y *C. tuberosa* se encuentran entre las especies menos abundantes de la Guajira colombiana ($<0,00008$ org/m²), pero la cantidad de conchas muertas de *C. madagascariensis* y *C. tuberosa* encontradas en las playas sugieren que estas especies son importantes recursos pesqueros en la región (NIETO-BERNAL *et al.* 2013). Igualmente, es común observar estas especies en los depósitos de restos de conchas cercanos a las viviendas de pescadores en la Isla de Cubagua.

Tanto la carne como la concha de estas especies son apreciadas para consumo y como objetos de colección, respectivamente (CERVIGÓN *et al.* 1992). Los ejemplares de gran tamaño, resultan presas fáciles para buzos de pesquerías dirigidas principalmente a la colecta de *A. seminuda*, *Strombus pugilis* y *Phyllonotus* spp (RANGEL 2011). De igual forma se ha observado que en la pesquería ilegal de pepinos de mar, los buzos capturan cualquier ejemplar de molusco, pez o crustáceo comercial que se encuentre en la zona de pesca (TAGLIAFICO *et al.* 2011). Probablemente también son capturadas de manera incidental en la pesca de arrastre artesanal de pepitona (*A. zebra*) y ostra perla (*P. imbricata*), ya que la presencia de *T. pennata* (anteriormente reportada como *Tonna maculosa*) ha sido observada previamente en estos ecosistemas (HERNÁNDEZ-ÁVILA *et al.*, 2013), y *C. madagascariensis* fue encontrada en el presente trabajo

en estos bancos de bivalvos. Además, las especies del género *Charonia* han sido señaladas como depredadoras activas de estrellas, erizos, pepinos de mar, gasterópodos y bivalvos (KANG & KIM 2004), por lo que posiblemente también frecuenten estos bancos de moluscos y sean parte de las capturas incidentales de la pesquería.

Algunas de estas especies pueden permanecer enterradas en el lecho marino (CERVIGÓN *et al.* 1992), lo que puede generar subestimaciones de sus abundancias. Sin embargo, en los muestreos se prestó especial énfasis en revisar abultamientos en la arena, lo que permitió ubicar a algunos ejemplares enterrados. Existen reportes de hábitos nocturnos para algunas especies de gasterópodos (CHACE *et al.* 1980; RYPEL 2008), y aunque no ha sido demostrado para las especies objeto de estudio, han sido sugerido para el género *Cassis* y *Tonna*; por tanto, realizar muestreos durante la noche, podría ayudar a comprobar dicha información y ayudaría a llenar esos vacíos de conocimiento.

***Cyphoma gibbosum* y *C. signatum*:** Aunque estas especies no son utilizadas para el consumo, son capturadas para acuarios y colección, siendo además frecuentemente observadas en variedad de artesanías de la región y utilizadas como objetos mágico-religiosos en todo el Caribe. No existen estudios previos sobre el uso, captura, densidades, distribución o estructuras de tallas para ninguna de las dos especies en aguas venezolanas; sin embargo, nuestros resultados coinciden con lo reportado para Colombia donde *C. gibbosum* es aparentemente más abundante que *C. signatum* (BOTERO 1990). En estudios realizados en Panamá sobre el comportamiento de forrajeo de *C. gibbosum* sobre diversas especies de octocorales, se reportan densidades bastante superiores (entre 0,02 y 0,3 org/m²) (LASKER & COFFROTH 1988; LASKER *et al.* 1988) a las encontradas en el presente estudio ($0,0018 \pm 0,009$ org/m²).

Cyphoma signatum sólo ha sido reportada anteriormente en el Archipiélago de los Testigos y Bahía de Pozuelos, Estado Anzoátegui (CAPELO & BUITRAGO 1998), por lo que su observación en este trabajo representa un primer reporte para la isla de Cubagua y Estado Nueva Esparta. En contraste, *C. gibbosum* ha sido recolectada en la Isla de Cubagua, y es señalada con una amplia distribución en diversas islas y zonas costeras de país, tales como La Tortuga, La Blanquilla, Los Testigos, Margarita, Península de Araya, Puerto La Cruz, Mochima

(CAPELO & BUITRAGO 1998) y Archipiélago de los Frailes (GASSMAN *et al.* 2007). Aparentemente, *C. signatum* es un depredador especialista de octocorales del género *Plexaurella*, mientras que *C. gibbosum* suele alimentarse de la mayoría de los géneros de gorgonias encontrados en el Caribe (LASKER *et al.* 1988; RUESINK & HARVELL 1990), lo que probablemente tiene influencia en una distribución más amplia para la especie generalista respecto a la especialista. Además, en relación a las longitudes, al igual que en este trabajo, otros autores reportan mayores longitudes promedios para ejemplares de *C. signatum* en comparación a *C. gibbosum* (RUESINK & HARVELL 1990).

Cyphoma gibbosum demuestra la mayor agregación observada en el presente estudio. Factores como la calidad y preferencias de alimento, estrés físico, riesgo de depredación, interacciones sociales y búsqueda de parejas pueden tener influencia en el comportamiento gregario de la especie (LASKER *et al.* 1988; MORAN 1985; NOWLIS 1993; OKAMURA 1986; TROWRIDGE 1991), el cual suele incrementar las posibilidades de apareamiento, particularmente en especies con relativa poca movilidad (PENNING 1990). También, se ha propuesto que estos caracoles tienen la capacidad de seguir el rastro de mucus que dejan otros ejemplares de su especie cuando se mueven entre octocorales, lo que puede tener influencia adicional en su comportamiento gregario (GERHART 1986). Esta característica de marcada agregación, junto con la destrucción de su hábitat y alimento principal (octocorales) a causa de números arrastres artesanales que operan en la zona, pueden ser consideradas como sus principales amenazas. Sin embargo, en zonas sometidas a fuerte presión de pesca, donde grandes depredadores (peces e invertebrados) han sido removidos de los hábitats, se han documentado incrementos anormales (de hasta 19 veces) de las densidades de *C. gibbosum* que producen daños considerables en las comunidades de octocorales de los que se alimentan (BURKEPILE & HAY 2007; SCHÄRER & NEMETH 2010).

Implicaciones de manejo: Para la mayoría de las especies estudiadas, no existen registros históricos de sus abundancias o de la evolución de sus capturas en las pesquerías, por lo que resulta imposible detectar si las bajas densidades encontradas para algunas especies son naturales o el resultado de una extracción sostenida a lo largo del tiempo; por ello, se sugiere realizar monitoreos frecuentes de sus abundancias poblacionales, así como generar estadísticas de sus capturas incidentales en las diversas pesquerías de la zona. Se sugiere aplicar medidas

de manejo precautorio para todas estas especies de gasterópodos, especialmente para aquellas que presentan menores abundancias (*F. tulipa*, *C. variegata*, *T. pennata*, *T. galea*, *C. madagascariensis*, *C. flammea*, y *Cassiss tuberosa*), o incluso para otras especies, como las del género *Strombus*, que aunque están protegidas por una veda permanente total, continúan mostrando bajas densidades, siendo extraídas ilegalmente y comercializadas en mercados locales (TAGLIAFICO *et al.* 2012).

Una preocupación adicional para la conservación de estos moluscos son las implicaciones del efecto Allee demográfico (STEPHENS *et al.* 1999), previamente demostrado en otros gasterópodos con bajas densidades poblacionales (STONER & RAY-CULP 2000), y que ocurre cuando se alcanza un tamaño poblacional crítico o cuando las densidades disminuyen considerablemente hasta un punto en que la población no puede sostenerse por sí misma en el tiempo (GASCOIGNE & LIPCIUS 2004). El registro de cambios en la proporción sexual como consecuencia del fenómeno del imposex, demostrado en varias especies de la región (MILOSLAVICH *et al.* 2007) es otro factor de riesgo para la capacidad de recuperación de sus poblaciones en el tiempo. Sumado a esto, prácticamente no existen estudios reproductivos sobre estos gasterópodos, por lo que es necesario incentivar investigaciones que generen esta información, con especial prioridad para *Phyllonotus* spp. y *C. brevifrons* por ser las más abundantes, y frecuentes en la captura incidental de pesquerías artesanales dirigidas a “cucharones” (*A. seminuda* y *P. carnea*), pepitona (*A. zebra*) y ostra perla (*P. imbricata*) y pesquerías ilegales de caracol (*S. pugilis*) y holoturias.

Todas las especies estudiadas son actualmente comercializadas como objetos ornamentales. Una simple búsqueda en la web, en páginas como e-Bay o Amazon, muestran precios que oscilan entre 7\$ y 200\$, dependiendo del tamaño, color y estado de conservación de las conchas. Los ejemplares más caros pertenecen a las especies de los géneros *Cassiss* y *Charonia*, las cuales resultaron ser las menos abundantes de la zona. Ya ha sido demostrado en especies comercialmente explotadas, que factores como el precio en el mercado, amplia distribución geográfica, accesibilidad (ocurrencia en zonas de poca profundidad), presencia de pobreza y elevada densidad poblacional humana adyacente a sus áreas de distribución son agravantes claves del riesgo de extinción en invertebrados marinos (PURCEL *et al.* 2014).

Entre las estrategias de manejo efectivas para la recuperación de pesquerías de especies de moluscos se contempla la creación de Áreas Marinas Protegidas como herramientas de conservación (LEIVA & CASTILLA 2001). La Isla de Cubagua, por su gran valor histórico y natural (CERVIGÓN 1997), sería un lugar idóneo para la implementación de este tipo de medidas en el país, favoreciendo así la conservación de estos moluscos y muchas otras especies.

AGRADECIMIENTO

A NÉSTOR RAGO por su valiosa colaboración en algunos de los muestreos. A los lancheros ALEXANDER MARCANO y ALEXIS ZABALA, por su paciencia durante las largas horas de espera arriba del bote. A JESÚS ROSAS y todo el personal de la estación científica "FERNANDO CERVIGÓN" de la Universidad de Oriente en la Isla de Cubagua, por todo el apoyo logístico. A RÉGULO LÓPEZ padre e hijo, por toda la ayuda brindada. PROVITA y Fondo IEA por co-financiar el proyecto. A JOSÉ SILVA por su colaboración en elaboración de los mapas.

REFERENCIAS

- ACOSTA, V., A. PRIETO, L. RUIZ & H. GIL. 2007. Moluscos asociados a la *Pepitona Arca Zebra* (Mollusca: Bivalvia) en Chacopata, Estado Sucre, Venezuela. *Saber, Univ. Oriente* 19(1): 21-26.
- ANTCZAK, M. & A. ANTCZAK. 2006. *Ídolos de las Islas Prometidas: arqueología prehispánica del Archipiélago de los Roques* Caracas, Venezuela: Equinoccio. 612 pp.
- BOTERO, L. 1990. Observation on the size, predators and tumor like outgrowths of Gorgonian Octocoral colonies in the area of Santa Marta, Caribben coast of Colombia. *North. Gulf Sci.* 11(1): 1-10.
- BROWNELL, W. 1977. Reproduction, laboratory culture, and growth of *Strombus gigas*, *S. costatus* and *S. pugilus* in Los Roques, Venezuela. *Bull. Mar. Sci.* 27: 668-680.
- BURGER, W. & C. STEAD. 1935. A correlation between the food eggs of *Fasciolaria tulipa* and the apyrene spermatozoa of Prosobranch Molluscs. *Biol. Bull.* 68(2): 252-257.
- BURKEPILE, D.E. & M.E. HAY. 2007. Predator release of the gastropod *Cyphoma gibbosum* increases predation on gorgonian corals. *Oecologia* 154: 167-173.
- CAPELO, J.C. & J. BUITRAGO. 1998. Distribución geográfica de los moluscos marinos en el Oriente de Venezuela. *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle LVIII*, (150): 109-160.
- CERVIGÓN, F. 1997. *Cubagua 500 años*. Caracas, Venezuela. 143 pp.
- _____, R. CIPRIANI, W. FISHER, L. GARIBALDI, M. HENDRICKX, A. LEMUS, R. MÁRQUEZ, J.M. POUTIERS, G. ROBAINA & B. RODRÍGUEZ. 1992. *Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América*: FAO. 513 pp.
- CHASE, R., R. CROLL & L. ZEICHNER. 1980. Aggregation in snails, *Achatina fulica*. *Behav. Neur. Biol.* 30: 218-230.
- CIPRIANI, R., H.M. GUZMAN, M. LOPEZ & A.J. VEGA. 2008. Population assessment of the conch *Strombus galeatus* (Gastropoda, Strombidae) in Pacific Panama. *J. Shellf. Res.* 27: 889-896.
- DE JONG, R. 1982. The biological species concept and the aims of taxonomy. *J. Res. Lepidopt.* 21(4): 226-237.
- ELLIOT, J.M. 1977. *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates*. Ambleside, Inglaterra: Freshwater Biological Association. 159 pp.
- FAO. 2014. *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome, FAO. 253 pp.
- FLORES, C. 1964. Contribución al conocimiento del genero *Strombus*, Linnaeus 1758, (Mollusca: Mesogasteropoda) en las aguas costeras de Venezuela. *Memoria Soc. Cs Nat. La Salle*, 24: 261-276.
- GASCOIGNE, J. & R.N. LIPCIUS. 2004. Allee effects in marine systems. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 269: 49-59.
- GASSMAN, J., A. TAGLIAFICO, C. FAJARDO, W. VILLALBA & J. CAPELO. 2007. Malacological inventory of La Pecha

- Island, Archipiélago Los Frailes, Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 27(2): 41-47.
- GERHART, D.J. 1986. Gregariousness in the gorgonian-eating gastropod *Cyphoma gibbosum*: test of several possible causes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 31: 255-263.
- GÖSSLING, S., T. KUNKEL, K. SCHUMACHER & M. ZILGER. 2004. Use of molluscs, fish, and other marine taxa by tourism in Zanzibar, Tanzania. *Biodiv. Conserv.* 13(14): 2623-2639.
- HERNÁNDEZ-AÍVILA, I., A. TAGLIAFICO & N. RAGO. 2013. Composition and structure of the macrofauna associated with beds of two bivalve species in Cubagua Island, Venezuela. *Int. J. Trop. Biol.* 61(2): 669-682.
- KANG, K.H & J.M. KIM. 2004. The predation of trumpet shell, *Charonia* sp., on eight different marine invertebrate species. *Aquac. Res.* 35(13): 1202-1206.
- LASKER, H. & M. COFFROTH. 1988. Temporal and spatial variability among grazers: variability in the distribution of the gastropod *Cyphoma gibbosum* on octocorals. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 43: 285-295.
- LASKER, H.R., M.A. COFFROTH & L.M. FITZGERALD. 1988. Foraging patterns of *Cyphoma gibbosum* on octocorals: the roles of host choice and feeding preference. *Biol. Bull.* 174: 254-266.
- LEIVA, G. & J.C. CASTILLA. 2001. A review of the world marine gastropod fishery: evolution of catches, management and the Chilean experience. *Rev. Fish Biol. Fish.* 11(4): 283-300.
- MEDINA, B., H.M. GUZMAN & J.M. MAIR. 2007. Failed recovery of a collapsed scallop (*Argopecten ventricosus*) fishery in Las Perlas Archipelago, Panama. *J. Shellf. Res.* 26: 9-15.
- MILOSLAVICH, P., P. PENCHASZADEH & G. BIGATTI. 2007. Imposex in gastropods from Venezuela. *Cs. Mar.* 33: 319-324.
- MORAN, M.J. 1985. The timing and significance of sheltering and foraging behaviour of the predatory intertidal gastropod *Morula marginalba* Blainville (Muricidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 93: 103-114.
- NIETO-BERNAL, V.L.C., A. RODRÍGUEZ, M. CASTRO & E. GIL-AGUDEL. 2013. Composición, abundancia y distribución de las poblaciones de gasterópodos de importancia comercial en La Guajira, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 61(2): 683-700.
- NIEVES, M. 2012. *Captura incidental de gasterópodos asociados a la pesca artesanal de la pepitona (Arca zebra) en Chacopata, Venezuela.* Trab. Grad. Biología, Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Venezuela, 41 pp.
- NOWLIS, J. 1993. Mate- and oviposition-influenced host preferences in the coral-feeding snail *Cyphoma gibbosum*. *Ecology* 74(7): 1959-1969.
- OKAMURA, B. 1986. Group living and the effects of spatial position in aggregations of *Mytilus edulis*. *Oecologia* 69: 341-347.
- PENNINGS, S.C. 1990. Size-related shifts in herbivory: specialization in the sea hare *Aplysia californica* Cooper. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 142: 43-61.
- PERALTA, A.C., P. MILOSLAVICH & G. BIGATTI. 2012. Comparación de la abundancia, estructura de tallas y fecundidad de *Voluta musica* (Caenogastropoda: Volutidae) en tres sitios de la costa norte de la Península de Araya, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 60(1): 165-172.
- _____, P. MILOSLAVICH & G. BIGATTI. 2014. Imposex en *Voluta musica* (Caenogastropoda: Volutidae) en el Noreste de la Península de Araya, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 62(2): 523-532.
- POSADA, J. & B. ÁLVAREZ. 1988. Análisis del sistema pesquero del Parque Nacional Archipiélago de los Roques. IV. La pesquería del botuto, *Strombus gigas*. *Mem. Soc. Cs. Nat. La Salle* 48: 435-443.
- POULSEN, A. 1995. Coral Reef Gastropods - A Sustainable Resource? *Pac. Conserv. Biol.* 2(2): 142-145.
- PURCELL, S.W., B.A. POLIDORO, J.F. HAMEL, R.U. GAMBOA & A. MERCIER. 2014. The cost of being valuable: predictors of extinction risk in marine invertebrates exploited as luxury seafood. *Proc. R. Soc. B* 281(1781): 20133296. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3296>

- RANGEL, M.S. 2011. *Dinámica poblacional del cucharón Atrina seminuda (Bivalvia: Pinnidae) y evaluación de su pesquería en el nororiente de Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 116 pp.
- RANGEL, S., A. TAGLIAFICO, J. MENDOZA, L. FREITES, J. SILVA, A. VÁSQUEZ & N. GARCÍA. 2011. Population, reproductive and ecological aspects of the music volute *Voluta musica* (Caenogastropoda: Volutidae) in northeastern Venezuela. *Panamjas* 6(2): 121-137.
- RODRIGUEZ, J.P. & F. ROJAS-SUAREZ. 2008. *Libro Rojo de la Fauna Venezolana*. Caracas, Venezuela: Provita y Shell Venezuela, S. A. 364 pp.
- RUESINK, J.L. & C. HARVELL. 1990. Specialist predation on the Caribbean gorgonian *Plexaurella* spp. by *Cyphoma signatum* (Gastropoda). *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 65: 265-272.
- RYPEL, A.L. 2008. Field observations of the nocturnal mantle-flap lure of *Lampsilis teres*. *American Mal. Bull.* 24(1): 97-100.
- SCHAPIRA, D., I. MONTAÑO & A. ANTCHAK. 2009. Using shell middens to assess effects of fishing on queen conch (*Strombus gigas*) populations in Los Roques Archipelago National Park, Venezuela. *Mar. Biol.* 156: 787-795.
- SCHÄRER, M.T. & M.I. NEMETH. 2010. Mass mortality of gorgonians due to a *Cyphoma gibbosum* (Linnaeus) population outbreak at Mona Island, Puerto Rico. *Coral Reefs* 29: 533.
- STEPHENS, P.A., W.J. SUTHERLAND & R.P. FRECKLETON. 1999. What is the Alle Effect? *Oikos* 87(1): 185-190.
- STEPHENSON, S.P., N.E. SHERIDAN, S.P. GEIGER & W.S. ARNOLD. 2013. Abundance and Distribution of Large Marine Gastropods in Nearshore Seagrass Beds Along the Gulf Coast of Florida. *J. Shellf. Res.* 32(2): 305-313.
- STONER, A. & M. RAY-CULP. 2000. Evidence for Allee effects in an overharvested marine gastropod: density-dependent mating and egg production. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 202: 297-302.
- TAGLIAFICO, A., N. RAGO & S. RANGEL. 2011. Distribution and density of two holothurian species in Cubagua Island, Venezuela. *Int. J. Trop. Biol.* 59(2): 843-852.
- TAGLIAFICO, A., S. RANGEL & N. RAGO. 2012. Distribution, density and size structure of genus *Strombus* (Gastropoda: Strombidae) from Cubagua island, Venezuela. *Interciencia* 37(5): 381-389.
- TROWRIDGE, C.D. 1991. Group membership facilitates feeding of the herbivorous sea slug *Placida dendrítica*. *Ecology* 72: 2193-2203.
- WEIL, E., & R. LAUGHLIN. 1984. *Strombus gigas* Linne, in the Archipiélago de Los Roques National Park. *J. Shellf. Res.* 4: 45-62.

RECIBIDO: Marzo 2015

ACEPTADO: Julio 2015

ICTIOFAUNA DE LOS EMBALSES Y LAGUNAS DULCEACUÍCOLAS DE LA ISLA DE MARGARITA, NUEVA ESPARTA, VENEZUELA.

NICOLÁS EHEMANN, LOREM GONZÁLEZ-GONZÁLEZ & IRVIN JIMÉNEZ.

*Universidad de Oriente, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Margarita, Venezuela.
nehemann@yahoo.com*

RESUMEN: Se realizó un inventario ictiológico en los principales reservorios de agua dulce distribuidos en diferentes localidades en la Isla de Margarita (Península de Paraguachoa y la Península de Macanao), durante el primer trimestre del año 2012. Utilizando para la extracción de los individuos diferentes métodos de captura como redes, nazas y anzuelos para la extracción de los organismos. Se capturaron aproximadamente 188 ejemplares representados en ocho familias, diez especies y un híbrido, cuyas especies más frecuentes fueron *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus* y *Poecilia reticulata*.

Palabras claves: peces, agua dulce, inventario, riqueza, tilapia.

ABSTRACT: An ichthyological inventory was performed in major freshwater reservoirs located in different locations in Margarita Island (Peninsula Paraguachoa and Macanao), during the first quarter of 2012, using for the extraction of the individuals various methods like fishing nets, traps and hooks. About 188 specimens were caught represented in eight families, ten species and one hybrid, whose most frequent species were *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus* and *Poecilia reticulata*.

Key words: Fish, fresh water, inventory, richness, tilapia.

INTRODUCCION

Para Venezuela se estima alrededor 1762 especies de peces, de las cuales el 53,85% está constituido por peces dulceacuícolas (Froese & Pauly, 2014). Sin embargo, a nivel insular las investigaciones ictiológicas se desarrollan en mayor porcentaje y velocidad en los espacios marinos en comparación con los de agua dulce; existiendo muy pocos reportes de estos últimos, entre los que resaltan NIRCHIO *et al.* (2005) y Lasso-Alcalá & Lasso (2008).

Una de las islas más grandes de las Antillas Menores es la isla de Margarita, la cual a su vez se presenta como una de las islas con mayor biodiversidad, tanto por el número de especies como de ecosistemas presentes (SANZ, 2007). Esta variedad de ambientes, aunado a la cercanía al continente, permite la existencia de una rica fauna consistente de 31 especies de mamíferos, 168 de aves, 43 de reptiles y 6 de anfibios (BISBAL 2001; RIVAS *et al.* 2005). Existe una ausencia total en el conocimiento e investigación en cuanto se refiere a la riqueza y abundancia de peces dulceacuícolas en esta región.

Esta falta de documentación es causada por diversos factores, entre ellos: la escasez de recursos para la investigación y viajes de campo, el difícil acceso a algunas áreas de distribución, así como la falta de personal técnico calificado para realizar labores de monitoreo (PONCE DE LEÓN & RODRÍGUEZ 2012) y la subestimación de la importancia que brindan estos cuerpos dulceacuícolas de la isla.

Los inventarios ictiológicos rápidos no buscan producir una lista completa de los organismos presentes, sino que pone mayor énfasis en identificar comunidades biológicas y determinar si estas comunidades son de calidad sobresaliente y de alta prioridad a nivel regional o mundial (WILLINK *et al.* 2005; PALACIOS *et al.* 2008). En este estudio, se presenta el primer acercamiento para conocer la ictiofauna dulceacuícola de la isla de Margarita, cuya biodiversidad terrestre y fluvial debería estar protegida con medidas de conservación para salvaguardarlas a futuro, y más aún, si existe cierta explotación de estos recursos y destrucción de su hábitat (NIRCHIO *et al.* 2005).

MATERIALES Y METODOS

El estudio se realizó en isla de Margarita ($10^{\circ}51'50''$ - $11^{\circ}11'06''$ Lat. N y $63^{\circ}46'40''$ - $64^{\circ}24'32''$ Long. W.), la cual cuenta con una extensión de 1071 km^2 (MARNR 1994). Está dividida en dos partes unidas por un istmo, el sector oriental o península de Paraguachoa, que es la más extensa con 741 km^2 , y la península de Macanao al occidente con 330 km^2 (SANZ 2007).

La recolecta de los organismos fue ejecutada en diferentes embalses (Fig. 1) durante la época de sequía (Abril a Junio) del año 2012, empleando para su captura diversas artes de pesca como: redes, anzuelos y nasas; la mayoría de estos ejemplares fueron liberados nuevamente *in situ*, otros fueron preservados mediante refrigeración para su posterior identificación en fresco utilizando en algunos casos una lupa estereoscópica y posteriormente fueron preservados en formalina al 10%. Individuos voucher fueron donados a la Colección Ictiológica de la Universidad de Oriente de la Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar y al Museo Marino de Margarita. Para la identificación de los peces se utilizaron las claves de Cervigón (1993), Lasso-Alcalá & Lasso (2008), Lasso & Sánchez-Duarte (2011) Y. Froese & Pauly (2014).

RESULTADOS

Se capturaron aproximadamente 188 ejemplares los cuales fueron identificados hasta el taxón más bajo posible, obteniendo seis órdenes, ocho familias y diez especies (Tabla 1) y un híbrido conocido como “Cachamoto” resultante del cruce entre *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachipomus*.

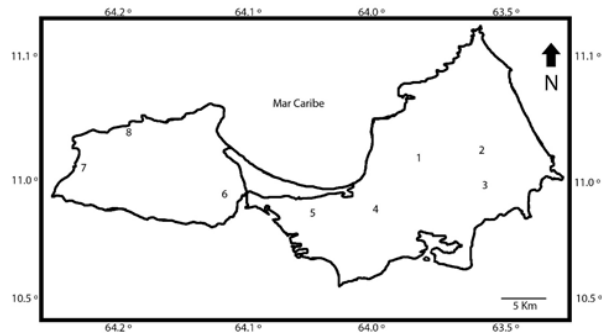


Fig. 1. Mapa de la isla de Margarita indicando la ubicación espacial de los embalses de estudio. San Juan (1), La Asunción (2), Guatamare (3), Hatico (4), Santa María (5), Boca de Río (6), Boca de Pozo (7) y La Pared (8).

El orden Perciformes y Characiformes presentaron la mayor riqueza específica con 4 y 3 respectivamente (incluyendo al híbrido). La familia Cichlidae presentó mayor diversidad de especies con tres, mientras que la familia Serrasalimidae estuvo representado por una especie más un híbrido. Por otro lado, cada una de las familias Gobiidae, Characidae, Megalopidae, Synbranchidae, Callichthyidae y Poeciliidae fue representada por una sola especie. Es importante señalar que de las diez especies aquí documentadas (excluyendo al híbrido), sólo el 60% de estas son estrictamente dulceacuícolas, mientras que las del género *Oreochromis*, *Megalops* y *Awaous* son diádromas.

En orden decreciente los embalses con mayor diversidad íctica fueron: San Juan (6 spp), Guatamare (3 spp), El Hatico (3 spp), Boca de Río (2 spp), La Asunción (2 spp), Santa María (2 spp), Boca de Pozo (1 sp) y La Pared (1 sp). Las especies *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus* y *Poecilia reticulata*, fueron las más frecuentes encontradas durante todo el estudio seguido de la *Synbranchus marmoratus* y *Astyanax bimaculatus*; en cambio, las especies *Astronotus cf. ocellatus*, *Awaous sp.*, *Colossoma macropomum*, *Megalops atlanticus* y *Hoplosternum littorale* se capturaron en embalses específicos e individuales.

DISCUSIÓN

La información ictiológica de peces dulceacuícolas en islas del Caribe no es muy abundante; se ha documentado para Cuba la existencia de 57 especies de peces identificadas en algún estadio de su vida en ecosistema dulceacuícolas, de las cuales el 40% son endémicas (VALES *et al.* 1998), constituyendo de esta manera la isla de Cuba como una de las más ricas en cuanto a ictiofauna se refiere entre las islas Antillanas (BURGESS & FRANZ 1989 y LARA *et al.* 2010). NEAL *et al.* (2009) reporta para Puerto Rico un total de 82 especies de las cuales solo 26 pueden ser extraídas de reservorios de agua dulce, mencionando que solo 7 son nativas y las restantes son introducidas. A su vez, en el lado del Pacífico, se conoce la ictiofauna de la isla del Caño (Costa Rica) y de Hawaii (Estados Unidos) con 9 y 5 especies respectivamente (CHINCHILLA *et al.* 2002; MCDOWALL 2003), ubicando a la isla de Margarita mediante este trabajo entre las islas con una variedad de peces dulceacuícolas importante y diversa al ser comparada con las demás islas de las cuales se tiene información.

TABLA 1. Orden, familia, especie y embalse de los peces capturados durante el estudio. La leyendas en los embalses corresponden de la siguiente manera: San Juan (1), La Asunción (2), Guatamare (3), El Hatico (4), Santa María (5), Boca de Río (6), Boca de Pozo (7) y La Pared (8).

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	EMBALSE
		<i>Astronotus cf. ocellatus</i>	1
	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	1, 4, 5 y 6
Perciformes		<i>Oreochromis mossambicus</i>	1, 4, 5 y 6
	Gobiidae	<i>Awaous</i> sp.	8
	Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i>	2, 3
Characiformes		<i>Colossoma macropomum</i>	1 y 5
	Serrasalminidae	<i>Pyaractus brachypomus</i> x <i>C. macropomum</i>	5
		“Cachamoto”	
Elopiiformes	Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>	7
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	1, 3
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	4
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	1, 2, 3

Para el área del Neotrópico, en diversas investigaciones ictiológicas en ecosistemas de agua dulce, se ha mencionado la existencia de un patrón jerárquico caracterizado por el predominio de peces caracoideos (Characiformes), siluroideos (Siluriformes) y Perciformes en el tercer lugar (LOWE-MCCONNELL 1964 y 1987). Sin embargo, en el presente estudio observamos que el orden con mayor riqueza específica son los Perciformes ubicando a los Characiformes en segundo lugar. Esta misma observación fue reseñado previamente por LASSO *et al.* (2004) para la cuenca del Caribe Venezolano, argumentando que esta cuenca cuenta con la presencia de especies o grupos estuarino-marinos pertenecientes al orden Perciformes, haciéndolo más dominante que los Characiformes característico de las zonas dulceacuícolas continentales.

La introducción de especies no nativas incluyendo los riesgos de las mismas con fines de cultivo (principalmente las del género *Oreochromis*), ha sido reseñado en diversos países (CABRERA *et al.* 1998; PÉREZ *et*

al. 1999; 2003 y 2004; FITZSIMMON 2000; NIRCHIO & PÉREZ 2002), concluyendo todos ellos en que las tilapias compiten de manera agresiva con los peces nativos llegando a dominar las comunidades ícticas de la región. En este estudio demostramos que no solo la “tilapia” se encuentra establecida en diversas lagunas y embalses de la isla, sino también, la introducción de otras especies con fines de cultivo para la alimentación y comercialización, como es el caso de la “Cachama blanca” (*Colossoma macropomum*) y el híbrido “Cachamoto” (*Piaractus brachypomus* x *C. macropomum*), sino también con fines ornamentales como es el caso del “Oscar” (*Astronotus cf. ocellatus*) que forman parte de la ictiofauna introducida en la isla de Margarita.

Debido a la falta de información y manuscritos documentados, resulta imposible conocer si ha existido una disminución de la riqueza de peces dulceacuícolas posterior a la introducción de estas especies no nativas a la isla de Margarita; sin embargo, al considerar aspectos biológicos de estas especies exóticas de la región, como

alimentación, reproducción, cuidado parental, resistencia a condiciones extremas ambientales y de su medio acuático, sería prudente pensar que las especies nativas hayan sido o estén siendo afectadas por la presencia y distribución de estos invasores en la isla; como ha sido documentado en estudios de monitoreo en otros países suramericanos (VITULE *et al.* 2009 y PELICICE *et al.* 2014).

CONCLUSIONES

La riqueza íctica dulceacuícola de la isla de Margarita presente en las principales lagunas y embalses estuvo conformada por once especies pertenecientes a ocho familias y seis órdenes.

Durante el estudio se registró la presencia de cuatro especies con capacidad diádroma *Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus*, *Awaous sp.* y *Megalops atlanticus*.

Se documentó la existencia de cinco especies introducidas a la isla, dos especies originarias del continente Africano, dos traídas del área continental suramericano y un híbrido producto del cruce de especies con fines de cultivo.

REFERENCIAS

- BISBAL, F. 2001. Vertebrados terrestres del Estado Nueva Esparta. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, *Serie Informes Técnicos DGF/IT/*, Caracas, Venezuela. 27 pp.
- BURGESS, G. & R. FRANZ. 1989. Zoogeography of the Antillean freshwater fish fauna. In: *Biogeography of the West Indies: past, present and future.* (ed Woods CA.), pp. 263–304. Sand Hill Crane Press, Gainesville, Florida.
- CABRERA, T., MILLÁN, J. & J. ROSAS. 1998. Tres experiencias de cultivo de tilapias en la isla de Margarita, Venezuela. *Zootecnia Tropical*, 16(1), 127–145.
- CERVIGÓN, F. 1993. *Los peces marinos de Venezuela volumen II* (Fundación., pp. 1–230). Caracas, Venezuela.
- CHINCHILLA, I., M. PROTTI & J. CABRERA. 2002. Peces Dulceacuícolas de la isla del Caño: Distribución y Aspectos Biogeográficos. *Uniciencia*, 19, 53–57.
- FITZSIMMONS, K. 2000. Future trends of tilapia aquaculture in the Americas. Pages 252–264 in B.A. Costa-Pierce and J.E. Rakocy, eds. *Tilapia Aquaculture in the Americas*, Vol. 2. *The World Aquaculture Society*, Baton Rouge, Louisiana, United States.
- FROESE, R. & D. PAULY. 2014. Editors FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponible en <http://www.fishbase.org>, (revisada en Enero 2014).
- LARA, A., J. PONCE DE LEÓN, R. RODRÍGUEZ, D. CASANE, G. CÔTÉ, L. BERNATCHEZ & E. GARCÍA-MACHADO. 2010. DNA barcoding of Cuban freshwater fishes: evidence for cryptic species and taxonomic conflicts. *Molecular Ecology Resources*, 10(3), 421–30.
- LISSO, C., D. LEW, D. TAPHORN, C. DONASCIMENTO, O. LISSO-ALCALÁ & F. PROVENZANO. 2004. Biodiversidad ictiológica continental de Venezuela. Parte I. Lista de especies y distribución por cuencas. *Memoria de La Fundación La Salle*, (159-160), 105–195.
- LISSO-ALCALÁ, O. & C. LISSO. 2008. Revisión taxonómica del género *Awaous* Valenciennes 1837 (Pisces/ : Perciformes, Gobiidae) en Venezuela, con notas sobre su distribución y hábitats. *Memoria de La Fundación La Salle*, 2008, 117–140.
- LISSO, C. & P. SÁNCHEZ-DUARTE. 2011. *Peces del Delta del Orinoco.* (F. l. s. de c. naturales & c. c. a. Venezuela, eds.) (p. 500). Caracas, Venezuela.
- LOWE-MCCONNELL, R. 1964. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *Journal Linnean Society (Zoology)* 45(304): 103-144.
- _____. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities.* Cambridge University Press, New York. 381 pp.
- MCDOWALL, R. 2003. Hawaiian biogeography and the islands' freshwater fish fauna. *Journal of Biogeography*, 30(5), 703–710.
- MINISTERIO DEL AMBIENTE Y DE LOS RECURSOS NATURALES RENOVABLES (MARNR). 1997. Atlas básico del Estado

- Nueva Esparta. Centro gráfico Pontevedra, Porlamar, Venezuela. 62 pp.
- NEAL, J., C. LILYESTROM & T. KWAK. 2009. Factors Influencing Tropical Island Freshwater Fishes/ : Species, Status, and Management Implications in Puerto Rico. *Fisheries*, 34(11).
- NIRCHIO, M., & J. PÉREZ. 2002. Riesgos del cultivo de tilapias en Venezuela. *Ensayos*, 27, 39–44.
- NIRCHIO, M., J. GÓMEZ, C. OLIVEIRA, E. RON, M. NIRCHIO & J. VILLAROEL. 2005. *Rivulus hartii* (Boulenger 1890) (Cyprinodontiformes: Rivulidae): especie de pez dulceacuícola amenazada en la isla de margarita, Venezuela. *Tecnociencia* 7(1), 135–142.
- PALACIOS, V., H. ORTEGA & T. PLAYA. 2008. Inventario rápido de la ictiofauna en la cuenca del Bajo Pachitea, Perú. *Revista Peruana de Biología*. 15 (1): 111-116.
- PELICICE, F., J. VITULE, D. LIMA JUNIOR, M. ORSI & A. AGOSTINHO. 2014. A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, 7(1), 55–60.
- PERÉZ, J., A. GÓMEZ & M. NIRCHIO. 1999. FAO and Tilapia. *Ensayos*, 24(5), 321–323.
- PÉREZ, J., S. SALAZAR, C. ALFONSI & L. RUIZ. 2003. Ictiofauna del río Manzanares: a cuatro décadas de la introducción de la tilapia negra *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae). *Boletín Oceanográfico de Venezuela*, 42, 29–35.
- PÉREZ, J., C. MUÑOZ, L. HUAQUÍN & M. NIRCHIO. 2004. Riesgos de la introducción de tilapias (*Oreochromis sp.*) (Perciformes/ : Cichlidae) en ecosistemas acuáticos de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77, 195–199.
- PONCE DE LEÓN, J. & R. RODRÍGUEZ. 2012. Riqueza y abundancia relativa de peces de agua dulce en dos localidades de la Isla de la Juventud, al final de la época de seca. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*. 1 (1): 82-84.
- RIVAS, G., G. UGUETO, R. RIVERO & A. MIRALLES, A. 2005. The herpetofauna of Isla de Margarita, Venezuela: New records and comments. *Caribbean Journal of Science* 41: 346-351.
- SANZ, V. 2007. ¿Son las áreas protegidas de la Isla de Margarita suficientes para mantener su biodiversidad/ ? Análisis espacial del estado de conservación de sus vertebrados amenazados. *Memoria de La Fundación La Salle*, (167), 111–130.
- VALES M., M. ÁLVAREZ, L. MONTES & A. ÁVILA. 1998. Estudio nacional sobre la diversidad biológica en la República de Cuba. PNUMA, *Centro Nacional de Biodiversidad, Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA, La Habana, Cuba*, 480 pp.
- VITULE, J. R. S., C. A. FREIRE & D. SIMBERLOFF. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, 10(1), 98–108.
- WILLINK, P., B. CHERNOFF & J. MC-CULLOUGH. 2005. A Rapid Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pastaza River Basin, Ecuador and Peru. *RAP Bulletin of Biological Assesment* 33. Conservation International, Washington, D.C.

RECIBIDO: Enero 2015

ACEPTADO: Julio 2015