

UNIVERSIDAD DE ORIENTE - CUMANÁ, VENEZUELA / VOLUMEN 51 / N° 2 - 2012

ISSN 0798 - 0639

BOLETIN
DEL
INSTITUTO
OCEANOGRAFICO
DE VENEZUELA



BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

UNIVERSIDAD DE ORIENTE

CUMANÁ – VENEZUELA

COMITÉ EDITORIAL

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

JOAQUÍN BUITRAGO
EDIMAR
Fundación La Salle
Isla de Margarita, Venezuela

LUIS D' CROZ
Tropical Smithsonian Institute
Panamá.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

MAYRÉ JIMÉNEZ

Directora

GREGORIO MARTÍNEZ.

Jefe Departamento de Oceanografía

NIEVES AGUADO

Jefe Departamento de Biología Pesquera

JORGE BARRIOS

Jefe Departamento de Biología Marina

MARY ISABEL SEGNINI DE BRAVO

Coordinador Postgrado en Ciencias Marinas

OSCAR DÍAZ

Editor

jeiovudo@sucre.udo.edu.ve

ILDEFONSO LIÑERO, JULIO PÉREZ & GEDIO MARÍN
Editores Asociado

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*

BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA
UNIVERSIDAD DE ORIENTE

Vol. 51 (nro. 2)

CONTENIDO

	Página
PÉREZ, M., L. RUIZ, A. APONTE & JESÚS BELLO. Ictiofauna de la laguna Bocaripo, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela.	111
NIRCHIO, M. & C. OLIVEIRA. Classical cytogenetic characterization of <i>Opistognathus macrognathus</i> (Perciformes: Opistognathidae).	123
MARTÍNEZ, K. & J. G. RODRÍGUEZ-QUINTAL. Estructura poblacional de <i>Acropora palmata</i> (Scleractinia: Acroporidae) en el parque nacional San Esteban, Venezuela.	129
SILVA-ACUÑA, A. & A. BARRIOS. Estado reproductivo del bagre rayado <i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840) en el delta superior del río Orinoco, estado Delta Amacuro, Venezuela.	139
MARÍN SANZ, J., G. MARÍN & L. G. GONZÁLEZ. 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.	151
MALAVÉ, C., L. FREITES, E. BUITRAGO, J. MENDOZA & A. PRIETO. Tasas de crecimiento, depredación y resistencia a periodos de exposición al aire (emersión) del gasterópodo <i>Linatella (Cymatium) caudata</i> (Gmeling, 1791).	163
GÓMEZ GASPAS, A., A. BARCELO & E. MATA. Condiciones hidrográficas (2007-2009) al sur de isla Margarita y península de Araya como indicio de disminución de la fertilidad regional y posible afectación del recurso sardinero venezolano.	173
GONZÁLEZ, L., L. D' CROZ & J. A. GÓMEZ. Vulnerabilidad de las playas arenosas del Caribe de Panamá a la elevación en el nivel del mar.	187
MARTÍNEZ, G., J. CASTAÑEDA, W. SENIOR, A. MÁRQUEZ & Á. GONZÁLEZ. Caracterización ambiental de la ensenada de Playa Grande, estado Sucre, Venezuela.	193

Depósito Legal, pp 196103SU82
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

ICTIOFAUNA DE LA LAGUNA BOCARIPO, PENÍNSULA DE ARAYA, ESTADO SUCRE, VENEZUELA.

MARILÚ PÉREZ¹, LILIA RUIZ², AULO APONTE¹, JESÚS BELLO¹

¹Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
mperezloredo@gmail.com

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

RESUMEN: Se analizó la composición de especies y abundancia relativa de la ictiofauna de la laguna de Bocaripo para determinar los componentes comunitarios, índice biológico y la estructura comunitaria. Los muestreos fueron realizados mensualmente, en horas de la mañana, en tres estaciones, desde abril 2007 hasta abril 2008, utilizando un tren de arrastre playero de 70 x 3 m y 0,5 cm de apertura de malla en el copo. El total de peces recolectados fue de 7.585 pertenecientes a 47 especies, 40 géneros y 27 familias, de las cuales 20 fueron comunes en las tres estaciones. Gerreidae, Carangidae, Haemulidae, Lutjanidae y Sciaenidae fueron las mejor representadas; *Eucinostomus gula*, *Hyporhamphus unifasciatus* y *Eucinostomus argenteus* contribuyeron en un 68,63. Se consideraron 18 especies residentes permanentes destacándose entre éstas *E. argenteus*, *E. gula*, *Diapterus rhombeus* y *Atherinella brasiliensis* que estuvieron presentes en todos los muestreos; además, fueron identificadas 10 especies como visitantes cíclicos resaltando *Lutjanus analis*, y 19 especies como visitantes ocasionales. *E. gula*, *H. unifasciatus*, *E. argenteus* y *A. brasiliensis* presentaron un índice biológico superior al 50 % del total y son consideradas las especies típicas. La diversidad numérica (H') osciló entre 0,98 bitios ind⁻¹ (agosto) y 3,40 bitios ind⁻¹ (enero), con promedio de $2,44 \pm 0,69$ y una diversidad total de 3,11 bitios ind⁻¹; la equidad (J') fluctuó entre 0,25 (agosto) y 0,79 (julio), con un promedio de 0,56; la riqueza (D) varió entre 2,04 (agosto) y 3,96 (febrero) con un promedio de 5,15; el índice de dominancia (ID) osciló entre 44,77 (julio) y 91,87 (agosto) y un promedio de 54,46. La estructura comunitaria en el área es relativamente estable, con una diversidad numérica ligeramente elevada y se mantiene constante todo el año.

Palabras clave: Estructura comunitaria, peces, Laguna Bocaripo, Venezuela

ABSTRACT: It was analyzed the composition of species and relative abundance to determine the community components, biological index and the community structure. They were carried out monthly samplings daytime in three locations from April 2007 until April 2008 with a train of beach haulage of 70 x 3 m and 0.5 cm of mesh opening in the flake. It was gathered a total of 7.585 fish belonging to 47 species, 40 genus and 27 families, of which 20 were common in all locations. Gerreidae, Carangidae, Haemulidae, Lutjanidae and Sciaenidae were the best represented; and *Eucinostomus gula*, *Hyporhamphus unifasciatus* and *E. argenteus* represented the 68.63% of the catches all, 18 species were considered permanent residents highlighting *E. argenteus*, *E. gula*, *Diapterus rhombeus* and *Atherinella brasiliensis* were present in all samples; also, 10 species like recurrent visitors were identified, highlighting *Lutjanus analis* and 19 species like occasional visitors. *E. gula*, *H. unifasciatus*, *E. argenteus* and *A. brasiliensis* presented an index biological higher to the 50% of the total and they were considered typical. The numeric diversity (H') oscillated between 0.98 bits ind⁻¹ (August) and 3.40 bits ind⁻¹ (January), with average of 2.44 ± 0.69 and a total diversity of 3.11 bits ind⁻¹; the justness (J') did it fluctuate between 0.25 (August) and 0.79 (July), for a total of 0.56; the richness (D) did it oscillate between 2.04 (August) and 3.96 (February) with a total of 5.15; the dominance index (ID) oscillated among 44.77 (July) y 91.87 (agosto) y un total de 54.46. The community structure in the area is relatively stable, with a numeric diversity slowly high and it is constant in year all.

Key word: community structure, fishes, Bocaripo Lagoon, Venezuela

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son sectores ubicados por debajo del nivel medio del mar con el que tienen comunicación temporal o permanente y están protegidos por algún tipo de barrera; no obstante, la fuerte dinámica marino-costera

les proporciona cambios rápidos tanto en sus características morfo-sedimentológicas como ambientales, siendo las mareas las que afectan principalmente la circulación del agua así como también los procesos físicos, químicos y biológicos (ÁLVAREZ *et al.* 2003). Estos ecosistemas han sido asociados con una gran

productividad y alta diversidad; presentan una variedad de hábitat como las praderas de *Thalassia testudinum* y las raíces sumergidas de mangles que pueden ser usados por peces para cumplir parte o todo su ciclo vital, lo que depende de las adaptaciones morfo-fisiológicas y conductuales que han adquirido evolutivamente (KUSLER *et al.* 1994; YÁÑEZ *et al.* 1994; CUMANA *et al.* 2000; BERLANGA & RUIZ 2007).

Estos ecosistemas son de gran interés, y proporcionan beneficios a las comunidades aledañas, como fuente de alimentos, criadero de organismos acuáticos y recreación, entre otros; lo que les confiere gran fragilidad y, a la vez, mayor susceptibilidad a la degradación ocasionada por las actividades humanas, por lo que han sido caracterizados como ambientes amenazados muy complejos de manejar que progresivamente han estado experimentando una tasa elevada de destrucción (YÁÑEZ *et al.* 1981; DE LA LANZA 1994).

En Venezuela existen lagunas litorales distribuidas a lo largo del eje costero e islas del Caribe (RAMÍREZ 1996; CUMANA 1996, 2000), entre las cuales la laguna Bocaripo ha sido utilizada, tradicionalmente, por los pescadores artesanales de la zona para satisfacer las necesidades alimenticias y económicas de las poblaciones aledañas, quienes han referido que en la década pasada observaron una disminución importante en el volumen de la captura de diversas especies de peces de interés comercial. Dado que existen escasos estudios ícticos en la zona, se propuso analizar la comunidad de peces de la laguna Bocaripo mediante la composición específica y abundancia relativa; además determinar los componentes comunitarios, el índice biológico y la estructura comunitaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Bocaripo está situada en la costa nororiental de la península de Araya, estado Sucre (10°34' -10°36' Lat. N y 64°01' -64°04' Long. W), cercana a las poblaciones de Guayacán y Chacopata (Fig. 1); posee 1500 m de longitud y 450 m de ancho, ocupando un área aproximada de 0,675 km² y solo recibe aportes de agua pluvial, cuyos niveles, generalmente, no superan los 521 mm. Este ecosistema está compuesto por un cuerpo de agua, con características ambientales y fisiográficas homogéneas; no obstante, se conecta, naturalmente, en forma permanente con el mar Caribe, siendo sus características oceanográficas

determinadas por la dinámica estacional de las aguas que lo rodean (RAMÍREZ, 1996).

La laguna funciona como criadero natural de fases larvales y alevines de numerosas especies de peces (OLIVEROS & MARTÍNEZ, 1984) que forman parte de la dieta de muchas especies de aves autóctonas y migratorias (MARÍN *et al.* 1984) que se resguardan en el bosque mixto de manglar, representado por las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* (CUMANA *et al.* 1996). Además, en el sustrato fango-arenoso, hacia el interior de la laguna, se presenta la fanerógama *Thalassia testudinum* que forma praderas de extensión variable o parches que establecen asociaciones con una infauna diversa (PRIETO *et al.* 2006).

Se realizaron muestreos mensuales diurnos en tres estaciones (Fig. 1), desde abril 2007 hasta abril 2008, realizando un lance por estación, con excepción del mes de diciembre. Estas estaciones fueron seleccionadas considerando que al bajar la marea no quedaran al descubierto; la estación 1 (E1), ubicada en el canal de entrada, posee sedimentos areno-fangosos con parches dispersos de *T. testudinum* de poca frondosidad; la estación 2 (E2), ubicada hacia el sur-oeste de la laguna, posee sedimentos fango-arenosos con parches dispersos de *T. testudinum* más frondosos, y la estación 3 (E3), ubicada en la zona litoral adyacente, asienta sedimentos arenosos desde muy gruesos a gruesos, en la zona de impacto de las olas, y desde finos hasta muy finos, en la zona sublitoral, donde se ha establecido un bajo, en dirección a la laguna de Chacopata, con una pradera de *T. testudinum* que es afectada por el paso de las embarcaciones de pesca y turísticas (PÉREZ *et al.* 2006).

Los ejemplares fueron recolectados con un tren de arrastre playero de 70 x 3 m y 0,5 cm de apertura de malla en el copo. Los especímenes capturados se preservaron en cavas con hielo para trasladarlos al laboratorio, donde se conservaron bajo refrigeración hasta el momento de su procesamiento. Además se determinaron los valores de salinidad y temperatura utilizando un refractómetro (UPS) y un termómetro de mercurio $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$, respectivamente. Los ejemplares fueron identificados con las claves de CERVIGÓN (1991, 1993, 1994, 1996, 1999) y CERVIGÓN & ALCALÁ (1999).

Para el análisis de la abundancia relativa fue considerada la relación entre el número de individuos de una especie y

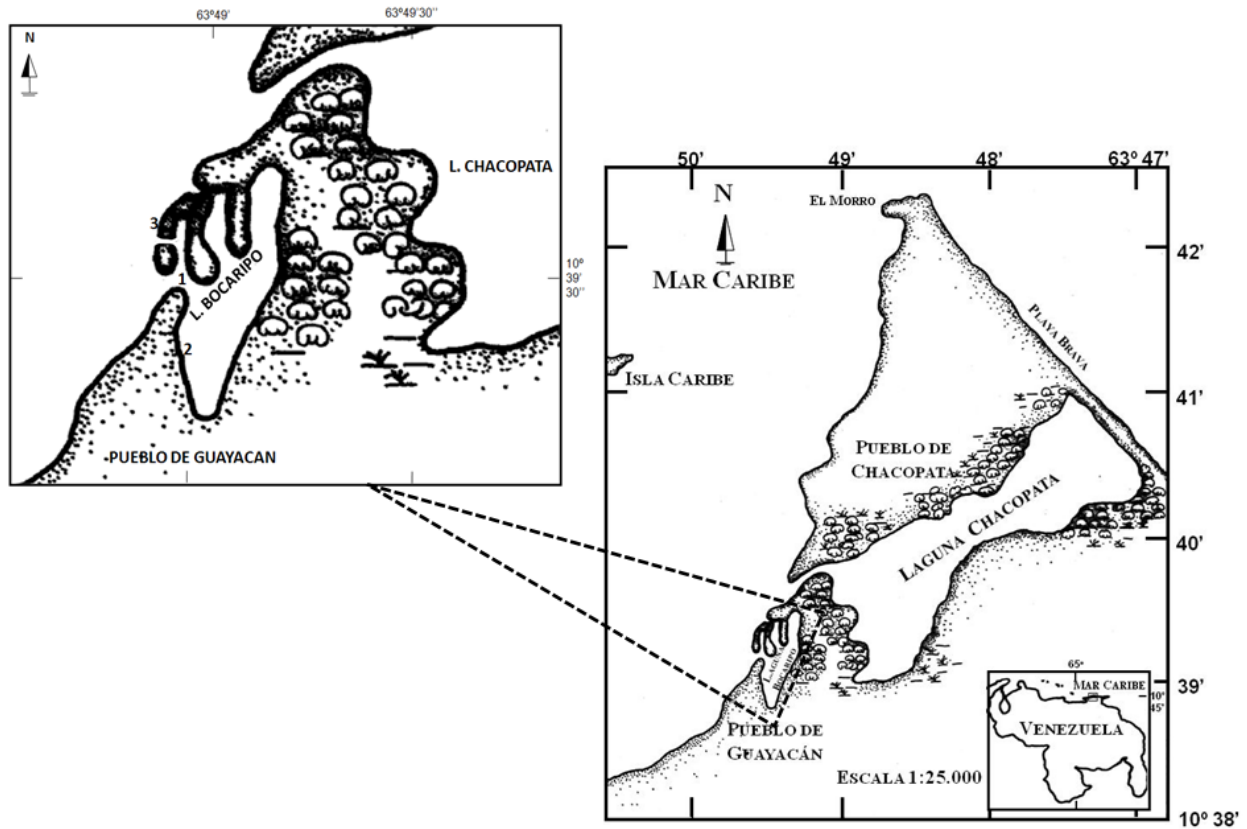


Fig. 1. Ubicación geográfica relativa de la laguna Bocaripo y estaciones de muestreo.

el número total de las especies. La frecuencia de ocurrencia (FO) se utilizó para establecer la presencia de especies residentes permanentes ($FO > 50\%$), temporales o visitantes cíclicos ($FO > 25 < 50\%$) y ocasionales ($FO < 25\%$). Fueron estimadas la riqueza (D), según MARGALEF (1995), la diversidad de especies (H') según la expresión de SHANNON-WIENNER, la equitabilidad de LLOYD & GHELARDI y la dominancia e índice de dominancia de especies (ID), según KREBS (1989); el índice biológico de Sanders (1960) y la afinidad entre estaciones mediante el índice de Bray-Curtis, citado por MARGALEF (1995); este índice toma en consideración tanto la presencia y ausencia de las especies en cada estación como el número de organismos de cada especie. Se calculó el índice biológico de Sanders (1960), para establecer las especies características del área. Además, al número de especies y de organismos se les aplicó un análisis de variancia (ANOVA) de dos factores para evidenciar diferencias espacio-temporales del número de especies y

organismos (ZAR 1996).

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

La temperatura del agua registró valores mensuales entre $26,33\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $30,33\text{ }^{\circ}\text{C}$; revelándose diferencias significativas ($p = 0,016$); sin embargo, no se observaron diferencias entre estaciones ($p = 0,729$). Por otra parte, la salinidad que fue tomada en siete de los doce meses de muestreo, no presentó diferencias estadísticamente significativas entre meses y estaciones ($p = 0,052$ y $0,564$, respectivamente).

Composición de especies y abundancia relativa

Se recolectaron 7.585 peces pertenecientes a 47 especies, de 40 géneros y 27 familias, de las cuales dos fueron elasmobranquios (*Narcine brasiliensis* y *Rhinobatos percellens*). La variación mensual en el

número de especies fue mínima en agosto 2007 y abril 2008 (15) y máxima en febrero (26) (Tabla 3). En la Tabla 1 se presentan el número de organismos por especies agrupadas por familia, de las cuales las mejor representadas, con un mayor número de especies, fueron Gerreidae (5), Carangidae (4), Haemulidae (4), Lutjanidae (4) y Sciaenidae (3). De las 47 especies identificadas, sólo 20 fueron comunes a las tres estaciones, lo que representó una afinidad de un 40,43 %. Además, las especies que contribuyeron en un 68,63 % del total de organismos capturados fueron: *Eucinostomus gula* (33,70%), *Hyporhamphus unifasciatus* (20,76 %) y *Eucinostomus argenteus* (14,17 %).

En la E1 se capturaron 2.654 ejemplares que representaron el 34,99 % del total, con 36 especies contenidas en 30 géneros y 21 familias; de estas que presentaron el mayor número organismos fueron: Gerreidae (32,29 %), Carangidae (1,69 %), Lutjanidae (1,58 %) y Haemulidae (0,71 %). Las especies con mayor número de individuos fueron *H. unifasciatus* (48,56 %), *E. argenteus* (17,70 %), *E. gula* (12,09 %), *Cathorox spixii* (3,46 %), *Atherinella brasiliensis* (3,24 %), *Harengula jaguana* (2,82 %), *Diapterus rhombeus* (2,18 %), *Sciades herzbergii* (1,69 %), *Rhinobatos percellens* (1,58 %) y *Lutjanus griseus* (0,82). El número de especies capturadas mensualmente varió de 5 (septiembre) a 17 (Junio), con un promedio de $11,42 \pm 3,8$. El número de individuos osciló entre 46 (agosto) y 583 (octubre) con promedio de $221 \pm 152,78$; siendo *H. unifasciatus* la especie dominante con un promedio de $221 \pm 152,78$ individuos (Tabla 1; Fig. 2).

En la E2 se recolectaron 2908 especímenes, lo cual representó 38,33% del total, con 31 especies agrupadas en 29 géneros y 22 familias; entre las mejor representadas estuvieron Gerreidae (65,23 %) y Carangidae (1,13%). Las 10 especies con mayor número de organismos fueron *E. gula* (48,45%), *E. argenteus* (12,58%), *S. herzbergii* (7,81%), *A. brasiliensis* (6,64%), *Mugil curema* (6,15 %), *Archosargus rhomboidalis* (3,20%), *L. griseus* (3,16 %), *Centropomus undecimalis* (2,34 %), *Gerres cinereus* (2,20%) y *D. rhombeus* (1,93 %). El número de especies capturadas mensualmente varió de 7 (febrero y abril 2008) a 18 (enero), con un promedio de $10,58 \pm 3,29$. El número de individuos colectados fluctuó entre 22 (abril 2008) y 471 (agosto) con un promedio $243,33 \pm 131,19$; siendo *E. gula* la especie dominante, con 48,42 % del total (Tabla 1; Fig. 2).

En la E3 se capturaron 2.023 organismos, lo que significó

el 26,67% del total, con 31 especies incluidas en 27 géneros y 27 familias, siendo las mejores representadas Gerreidae (56,19 %), Carangidae (0,39 %) y Lutjanidae (0,39 %). Las especies con mayor número de individuos fueron: *E. gula* (42,40%), *M. curema* (18,38 %), *H. unifasciatus* (12,89%), *E. argenteus* (12,27%), *A. brasiliensis* (7,91%), *D. rhombeus* (2,36%), *G. cinereus* (1,23%), *C. spixii* (0,92%), *C. undecimalis* (0,92%) y *S. herzbergii* (0,71%). El número de especies capturadas mensualmente varió desde 3 (octubre) a 14 (noviembre), con un promedio de $8,33 \pm 3,50$. El número de individuos colectados fluctuó entre 12 (octubre) y 455 (agosto) con promedio de $168 \pm 149,4$; siendo *E. gula* la especie dominante, con el 40,83% del total de la muestra y un promedio mensual de $168,58 \pm 149,41$ individuos (Tabla 1; Fig. 2).

El análisis de variancia mostró diferencias no significativas para el número de especies entre estaciones ($F = 2,41$; $p > 0,05$) ni entre meses ($F = 1,06$; $p > 0,1002$); sin embargo, el promedio fue menor para la E3 (168) y mayor para la E2 (243). Así mismo, para el número de organismo no se observaron diferencias significativas entre estaciones ($F = 0,83$; $p > 0,05$) ni entre meses ($F = 0,99$; $p > 0,05$). El análisis de afinidad reveló la presencia de dos grupos homogéneos, uno formado por E2 y E3 con una afinidad de 65 % y el otro por E1 con una afinidad con el grupo anterior de 40 %.

Componentes comunitarios e índice biológico

Por la frecuencia en los muestreos de las tres estaciones, predominaron los visitantes ocasionales que representaron más del 50 % en cada estación ($E1 = 51,43$, $E2 = 53,13$; $E3 = 54,84$). El número de especies residentes permanentes o constante fue relativamente elevado ($E1 = 28,57$; $E2 = 28,13$; $E3 = 19,35$), al igual que las visitantes cíclicas ($E1 = 20,00$; $E2 = 18,75$ y $E3 = 25,81$).

Tomando en consideración las tres estaciones, el número de especies constantes se elevó a 18 (38,30 %); de éstas, *E. argenteus*, *E. gula*, *D. rhombeus* y *A. brasiliensis* aparecieron en un 100 % de los muestreos; en tanto que *A. rhomboidalis*, *H. unifasciatus* y *L. griseus* lo hicieron en el 91,7 % y *C. hippos*, *G. cinereus* y *M. curema*, en un 83,3 %. Por otra parte, fueron identificadas como visitantes cíclicos 10 especies (21,28%) destacándose *L. analis* con un 50 %; y como visitantes ocasionales se registraron 19 especies (40,42 %).

Los resultados del índice biológico, determinado para

TABLA 1.- Número peces, recolectados en tres estaciones (E1, E2, E3) de la laguna de Bocaripo y litoral adyacente, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Abril 2007-abril 2008.

Familias y especies	E1	E2	E3	Familias y especies	E1	E2	E3
CHONDRICHTHYES				<i>Eucinostomus argenteus</i>	470	366	239
NARCINIDAE				<i>Eucinostomus gula</i>	321	1409	826
<i>Narcine brasiliensis</i>	-	-	1	<i>Gerres cinereus</i>	7	64	24
RHINOBATIDAE				<i>Diapterus auratus</i>	1	2	-
<i>Rhinobatos percellens</i>	42	1	1	HAEMULIDAE			
TELEOSTEI				<i>Haemulon bonariense</i>	7	-	-
ACHIRIDAE				<i>Haemulon aurolinetum</i>	1	-	-
<i>Achirus lineatus</i>	4	25	1	<i>Haemulon parra</i>	2	-	-
ARIIDAE				<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	9	1	
<i>Sciades hersbergii</i>	45	227	14	HEMIRHAMPHYDAE			
<i>Cathorox spixii</i>	92	-	18	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	1289	35	251
ATHERINOPSIDAE				KYPHOSIDAE			
<i>Aterinella brasiliensis</i>	86	193	154	<i>Kyphosus incisor</i>	-	-	1
BATRACHOIDIDAE				LUTJANIDAE			
<i>Amphychthys cryptocentrus</i>	2	15	5	<i>Lutjanus synagris</i>	6	-	1
BELONIDAE				<i>Lutjanus analis</i>	6	6	3
<i>Strongylura marina</i>	16	5	2	<i>Lutjanus griseus</i>	22	92	4
<i>Tylosurus acus</i>	3	1	-	<i>Lutjanus apodus</i>	8	-	-
CARANGIDAE				MUGILIDAE			
<i>Caranx hippos</i>	13	9	4	<i>Mugil curema</i>	2	179	358
<i>Oligoplites saurus</i>	5	1	1	PARALICHTHYDAE			
<i>Selene vomer</i>	16	-	-	<i>Paralichthys tropicus</i>	1	4	3
<i>Trachinotus falcatus</i>	11	23	3	<i>Cytharichthys spilopterus</i>	-	2	-
CENTROPOMIDAE				SCIAENIDAE			
<i>Centropomus undecimalis</i>	5	68	18	<i>Bairdiella sanctaeluciae</i>	-	-	2
CLUPEIDAE				<i>Bairdiella ronchus</i>		14	
<i>Harengula jaguana</i>	75	4	-	<i>Umbrina coroides</i>	3	-	4
CYPRINODONTIDAE				SERRANIDAE			
<i>Cyprinodon dearborni</i>	-	3	11	<i>Rypticus randalli</i>	2	-	-
ELOPIDAE				SPARIDAE			
<i>Elops saurus</i>	-	6	-	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	13	93	13
ENGRAULIDAE				SPHYRAENIDAE			
<i>Anchoa januaria</i>	1	2	-	<i>Sphyraena guachancho</i>	-	1	-
<i>Anchovia clupeioides</i>			1	SYNGNATHIDAE			
EPHIPPIDAE				<i>Hippocampus erectus</i>	-	-	1
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	1	-	TETRAODONTIDAE			
GERREIDAE				<i>Shoeroides greelegyi</i>	9	-	12
<i>Diapterus rhombeus</i>	58	56	46	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	-	-	1

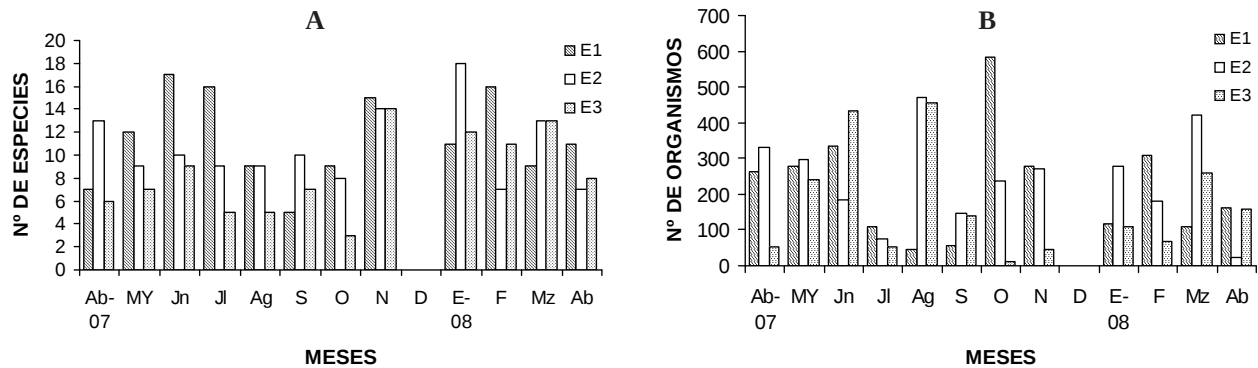


Fig. 2.- Variación espacio-temporal del número de especies (A) y de organismos (B) en la laguna Bocaripo y litoral adyacente, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Abril 2007-Abril 2008.

las 17 especies más abundantes (Tabla 2), revelaron las especies típicas y características del área estudiada. Así por su abundancia y frecuencia en los muestreos y por presentar un IB superior al 50 % del valor máximo teórico (120) del total, cuatro especies tipifican esa comunidad: *E. gula* (85,83 %), *E. argenteus* (73,33 %), *H. unifasciatus* (72,50 %) y *A. brasiliensis* (65,00 %)

Estructura comunitaria

En general, la diversidad numérica (H') varió entre 0,98 bitios ind^{-1} (agosto 2007) y 3,40 bitios ind^{-1} (julio 2008),

con promedio de 2,43 y una diversidad total de 3,11 bits ind^{-1} ; la equidad (J') fluctuó entre 0,25 en agosto y 0,78 en julio del mismo año, con un total de 0,56; la riqueza (D) osciló entre 2,04 (agosto) y 3,96 (febrero) y un total de 5,15; además, el índice de dominancia (ID) osciló entre 40,59 (enero) y 90,76 (octubre) y un total de 54,46. (Tabla 3); no obstante, por estación se obtuvieron los siguientes valores: $ID_{E1} = 66,32$; $ID_{E2} = 60,99$ y $ID_{E3} = 58,53$.

Para la E1 la diversidad estimada varió entre 0,98 bits ind^{-1} (septiembre) y 3,39 bitios ind^{-1} (julio) con un total de

TABLA 2.- Lista de las 17 especies de peces más abundantes recolectados en tres localidades de la Laguna Bocaripo y litoral adyacente, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Abril 2007-abril 2008.

Especies	Nº org.	%	% Ac.	F	F %	IB	% IB
<i>Eucinostomus gula</i>	2556	33,70	33,70	12	100,00	103	85,83
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	1575	20,76	54,46	11	91,67	87	72,50
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1075	14,17	68,63	12	100,00	88	73,33
<i>Mugil curema</i>	539	7,11	75,74	10	83,33	51	42,50
<i>Atherinella brasiliensis</i>	433	5,71	81,45	12	100,00	78	65,00
<i>Sciades herzbergii</i>	286	3,77	85,22	8	66,67	26	21,66
<i>Diapterus rhombeus</i>	160	2,11	87,33	12	100,00	46	38,33
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	119	1,57	88,33	11	91,67	37	30,83
<i>Lutjanus griseus</i>	118	1,56	90,39	11	91,67	36	30,00
<i>Cathorox spixii</i>	110	1,45	91,34	4	33,33	22	18,33
<i>Gerre cinereus</i>	95	1,25	93,09	10	83,33	21	17,50
<i>Centropomus undecimalis</i>	91	1,20	94,29	8	66,67	15	12,50
<i>Harengula jaguana</i>	79	1,04	95,33	7	58,33	18	15,00
<i>Rinobatos percellens</i>	44	0,58	96,49	3	25,00	7	5,83
<i>Trachinotus falcatus</i>	37	0,49	96,98	7	58,33	8	6,66
<i>Achirus lineatus</i>	30	0,40	97,38	7	58,33	5	4,16
<i>Caranx hippos</i>	26	0,34	97,72	10	83,33	3	2,05

(Nº org.: número de organismos, %: porcentaje del número, % Ac.: porcentaje acumulativo, F: frecuencia en los muestreos, F %: frecuencia porcentual, IB: índice biológico, % IB:= porcentaje del índice)

TABLA 3.- Variación mensual del número de especies (spp), organismos (Org) e índices ecológicos, en la comunidad de peces en tres localidades de la laguna Bocaripo, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela (Abril 2007-abril 2008).

Mes	Spp	Org.	H'n	J'	D	ID
Ab-07	17	638	2,72	0,67	2,48	67,24
My	18	816	2,80	0,67	2,54	57,23
Jn	21	952	2,56	0,58	2,92	59,45
Jl	20	239	3,39	0,79	3,47	44,77
Ag	15	972	0,98	0,25	2,04	91,87
S	16	343	2,17	0,55	2,57	77,26
O	16	833	1,66	0,40	2,23	90,76
N	24	599	2,58	0,56	3,60	63,61
D	-	-	-	-	-	-
E-08	25	505	3,40	0,73	3,86	40,59
F	26	556	2,65	0,56	3,96	64,39
Mz	22	789	2,46	0,55	3,15	66,79
Ab	15	343	1,93	0,49	2,40	74,92
Total	47	7.585	3,11	0,56	5,15	54,46

(Spp: especies, Org. : organismos, H'n: diversidad, J': equitabilidad, D: riqueza e ID: índice de dominancia)

2,64 bitios ind⁻¹ y promedio de $1,87 \pm 0,80$ bitios ind⁻¹; la equitabilidad fluctuó entre 0,23 y 0,87 % y la dominancia entre 37,03 (julio) y 93,58 (abril), siendo las especies dominantes *H. unifasciatus* (48,60 %), *E. argenteus* (17,72 %) y *E. gula* (12,10 %). En la E2 la diversidad varió entre 0,84 bitios ind⁻¹ (agosto) y 3,10 (enero 2008) con un total de 2,79 bitios ind⁻¹ y el promedio $1,90 \pm 0,66$; la equitabilidad mostró valores entre 0,27 y 0,95 y la dominancia entre 45,45 y 91,08 %, siendo las especies dominantes *E. gula* (48,42 %), *E. argenteus* (12,58 %) y *Sciades herzberguii* (7,80 %). La E3 mostró una diversidad comprendida entre 0,59 bitios ind⁻¹ (agosto) y 3,24 bits ind⁻¹ (noviembre) con un total de 2,68 bitios ind⁻¹ y el promedio $1,87 \pm 0,71$ bitios; además, la equitabilidad varió entre 0,25 y 0,85 y el índice de dominancia (ID) osciló entre 34,34 (mayo) y 98,24 (agosto) y un total de 58, 62%, siendo *E. gula* (40,83 %), *Mugil curema* (17,70 %) y *H. unifasciatus* (12,41 %) las especies dominantes.

DISCUSIÓN

El número de especies identificadas (47) superó el señalado por OLIVERO & MARTÍNEZ (1984), quienes mediante muestreos diurnos evaluaron cinco estaciones en el interior de la laguna Bocaripo, usando dos artes de pesca, red de

arrastre y nasas, registraron 42 especies; así como el referido por MEAÑO (1986) en la costa sur-este de la laguna de Chacopata, situada al lado de la laguna Bocaripo quien señaló la presencia de 22 especies. Sin embargo, VALECILLOS (1993), en un estudio realizado el eje costero Chacopata-Bocaripo, reportó 79 especies; estas diferencias en el número de especies posiblemente se deban a que este autor realizó muestreos diurnos y nocturnos en un bajo de arena y sobre una pradera de *Thalassia* en el área costera próxima a la laguna.

En lagunas litorales ubicadas en la península de Araya y en zonas próximas al área de estudio han sido referidos un número de especies, generalmente, mayor al notificado en el presente trabajo, así ANDRÉS DE GRADO & BASHIRULLAH (2001) registraron 74 especies en siete estaciones en la Laguna Grande de Obispo, en el golfo de Cariaco; en los Islotes Caribe y Los Lobos (Dependencias Federales) ubicadas aproximadamente a 3 km al oeste del Morro de Chacopata; RAMÍREZ (1997a), en una playa arenosa con parches de *Thalassia*, en 26 muestreos mensuales, reportó 93 especies, utilizando dos artes de pesca; sin embargo, en una pradera de *Thalassia* en un estudio de un año, señaló la presencia de 73 especies (RAMÍREZ 1997b) y en la caracterización de la comunidad ictiofaunística de los Islotes Los Lobos registró 73 especies en 26 muestreos periódicos con chinchorro playero y 44 especies de muestreos ocasionales con varios artes de pesca (RAMÍREZ 1997c). En la Bahía de Charagato, Isla de Cubagua, en una playa arenosa GÓMEZ (1987a) realizó 39 muestreos e informó la ocurrencia de 69 especies; sin embargo, en una pradera de *Thalassia* en la misma bahía donde se efectuaron muestreos quincenales diurnos y mensuales nocturnos se registró la presencia de 82 especies (GÓMEZ 1987b). Por otra parte, RUIZ *et al.* (2007) señalaron la presencia de 89 especies en muestreos mensuales por un año en dos localidades de la costa norte de dicha isla; sin embargo, para la Costa Oriental de la misma, refirieron 38 especies (PARRA & RUIZ 2003). El número de especies registradas en una comunidad de peces va a depender de la extensión del área muestreada, la duración del período de muestreo y la intensidad de los mismos (GÓMEZ 1987a), si se realizan muestreos diurnos y nocturnos, la proximidad a otros sistemas y al arte de pesca utilizado (NAGELKERKEN *et al.* 2000, HEISTHAUS 2004, ORDÓÑEZ & GARCÍA 2005).

OLIVEROS & MARTÍNEZ (1984) registraron para la laguna Bocaripo la ocurrencia de 26 familias, de las cuales las

mejor representadas fueron Carangidae, Gerreidae y Sciaenidae; sin embargo, en este trabajo, se señalan además Haemulidae y Lutjanidae, aunque el número de organismos de éstas fue relativamente escaso. Por otra parte, MEAÑO (1986) destacó que en la costa sur-este de laguna Chacopata los gérridos fue el grupo mejor representado, y VALECILLOS (1993), en muestreos diurnos y nocturnos de una playa arenosa y otra de *Thalassia* del sistema costero Chacopata-Bocaripo, informó un número mayor de familias (9) con elevado número de especies, agregando, además de las anteriores, Ariidae, Bothidae, Clupeidae y Engraulidae.

El número de especies constantes fue muy elevado ($18 = 38,30\%$) si lo comparamos con los señalados para comunidades de peces en lagunas costeras, playas arenosas y algunas praderas de *Thalassia* donde las especies constantes son pocas y están representadas por organismos de pequeñas tallas que forman cardúmenes, en tanto que el número de especies ocasionales es elevado (RAMÍREZ 1993, 1997a y b). Este comportamiento es señalado por OLIVERO & MARTÍNEZ (1984) para el interior de la Laguna de Bocaripo, en donde las especies constantes fueron 3 (7,14 %), las accesorias 9 (9,53) y las accidentales 35 (83,33 %) y por MEAÑO (1986) para la Laguna Chacopata con 2 especies constantes (9,1 %), 25 accesorias (22,72 %) y 15 accidentales (68,18 %). Sin embargo, ACOSTA (1985) indicó para la costa noreste de la laguna, la misma tendencia que en las tres estaciones del presente estudio, 20% de especies constantes, 26, 67 % accesorias y 53,33 % de accidentales. Por otra parte, se ha señalado que la presencia de pocas especies constantes es indicativa de inestabilidad del área (RAMÍREZ 1993). De tal manera que el elevado número de especies residentes permanentes y el moderado número de especies ocasionales, es indicativo de que el área estudiada es un sistema relativamente estable. La afinidad entre las tres estaciones fue relativamente baja a pesar de la relativa cercanía entre ellas; sin embargo, la elevada afinidad entre E2 y E3 puede justificarse por su la relativa cercanía.

Los valores de diversidad obtenidos en el área de estudio oscilaron entre 0,98 y 3,39, con promedio de 2,44 y una diversidad total de 3,11 bitios ind.⁻¹, el valor más bajo se explica por una captura total de 972 con 836 ejemplares de *E. gula* y 57 de *H. unifasciatus* (agosto 2007), el cual fue superior al referido por OLIVEROS & MARTÍNEZ (1984) en zonas internas de la Laguna Bocaripo (0,47 bitios ind.⁻¹); sin embargo, el valor de diversidad

máximo obtenido en el presente estudio fue ligeramente menor al informado en el mencionado trabajo (3,76 bitios ind.⁻¹). Por otra parte, al comparar el índice de diversidad del presente estudio con los estimados en ambientes similares en la costa norte y sur de la península de Araya, entre otras regiones costeras del estado Sucre y el Caribe, se observa que es más alto a los valores señalados por GÓMEZ (1981), en laguna La Restinga, RAMÍREZ (1993), en lagunas costeras de la Isla Margarita; PARRA & RUIZ (2003), quienes reportan una diversidad promedio de 2,08 bitios ind.⁻¹ para una comunidad de peces en la costa oriental de la Isla de Cubagua y ALLEN *et al.* (2007) en tres praderas de *T. testudinum*, en el Golfo de Santa Fe, donde registraron valores promedios de 1,54, 1,84 y 2,02 bitios ind.⁻¹, respectivamente. Sin embargo, son más bajos que los indicados por VALECILLOS (1993) en Chacopata, quien señala diversidades entre 1,03 y 3,41 bitios ind.⁻¹ y ANDRÉS DE GRADO & BASHIRULLAH (2001) quienes señalaron valores mensuales entre 2,96 y 4,61 bitios ind.⁻¹, calculados en base a la sumatoria de los datos de cuatro estaciones en el interior de Laguna Grande de Obispo.

La diversidad específica puede ser afectada por la estabilidad climática, la heterogeneidad espacial, los ecosistemas adyacentes, la productividad, la depredación, las condiciones ambientales, el grado de explotación, la dominancia específica, entre otros factores (KREBS 1989; MARGALEF 1995).

La zona estudiada presenta condiciones físicoquímicas regidas por un tipo de clima árido, con variaciones de temperatura entre 24,0 y 32,0 °C, valores que difieren de los registrados en esta investigación donde el valor más bajo fue de 26,3 °C con promedio de $28,708 \pm 1,279$. Además, el aporte de agua es exclusivamente pluviométrico y escaso, registrándose salinidades que oscilan entre 32 y 45 UPS, diferentes a las registradas en este estudio donde se señalan valores entre 36 y 40 UPS con promedio de $38,997 \pm 2,016$.

CONCLUSIONES

El número de especies registrados en la laguna Bocaripo fue moderado (47 especies de peces distribuidas en 40 géneros y 27 familias) si lo comparamos con los reportados por otros autores para esta laguna y la adyacente laguna de Chacopata.

De acuerdo al índice biológico, superior al 50 %, la frecuencia y abundancia en los muestreos, *H. unifasciatus*,

E. argenteus, *E. gula* y *A. brasiliensis* son consideradas las especies típicas y características en la Laguna Bocaripo y las dos especies de Gerridae dominarían la comunidad de peces estudiada.

La estructura comunitaria de peces en la laguna Bocaripo se puede considerar estable, con un elevado número de especies constantes y con una diversidad numérica moderadamente elevada que se mantiene durante todo el año.

REFERENCIAS

- ACOSTA, S. M. 1985. *Inventario de la fauna ictiológica de la costa nor-oeste de la Laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 67 pp.
- ALLEN, T., M. JIMÉNEZ, V. MÁRQUEZ & Y. FIGUEROA. 2007. Ictiofauna de tres praderas de *Thalassia testudinum* de la costa norte del golfo de Santa Fé, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela. Univ. Oriente* 46 (1): 67-78.
- ÁLVAREZ, L. R., L. A. MENDOZA M. & G. VERNETTE. 2003. Factores de formación de las lagunas costeras del suroeste del Caribe colombiano. *Acta Cient. Venez.* 54 (3): 180-188
- ANDRÉS DE GRADO, A. A. & A. BASHIRULLAH. 2001. Algunos atributos de la estructura comunitaria de la ictiofauna de la Laguna Grande del Obispo, golfo de Cariaco, Venezuela. *Acta Cient. Venez.* 52: 3-13.
- BERLANGA-ROBLES C. & RUÍZ-LUNA A. 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélites *Land. Univ. Cienc. Trópico Húmedo*. 23(1): 29-46.
- CERVIGÓN, F. 1991. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques. 2^{da} Edición. Volumen I, 425 pp.
- _____. 1993. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques. 2^{da} Edición. Volumen II, 498 pp.
- _____. 1994. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques. 2^{da} Edición. Volumen III, 295 pp.
- _____. 1996. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques. 2^{da} Edición. Volumen IV, 255 pp.
- _____. 1999. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica Los Roques. 2^{da} Edición. Volumen V, 231 pp.
- _____. & A. ALCALÁ. 1999. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Vol. VI. 2^{da} ed. Fundación Museo del Mar. Estado Nueva Esparta. 231pp.
- CUMANA, C., L. J., A. PRIETO A. & G. OJEDA. 1996. Angiospermas litorales de las lagunas de Bocaripo y Los Cocos. *Saber* 8(1): 68-73.
- _____. A. PRIETO A. & G. OJEDA. 2000. Flora de la laguna de Chacopata, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *Saber* 12(1):25-33.
- DE LA LANZA E. 1994. Presentación del II Taller Regional sobre Manejo y Aprovechamiento de las Lagunas Costeras con Fines Acuícolas. Ciudad de México. In Programa Cooperativo Gubernamental. FAO-Italia. GCP/RLA/102/ITA. Documento de campo n°10. <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB485S/AB485S00.htm#TOC>. Consultado en Noviembre 2009).
- GÓMEZ, G., A. 1981. Estudio sobre las comunidades de peces en dos localidades de la laguna La Restinga, isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 20 (1 & 2): 91-112.
- _____. 1987a. Estructura de la comunidad de peces en playas arenosas de la Bahía de Charagato, Isla de Cubagua, Venezuela. *Univ. Oriente. Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 26: 53-66.
- _____. 1987b. Estructura de la taxocenosis de peces en praderas de *Thalassia testudinum* de la bahía de Charagato, isla de Cubagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 26 (1 & 2): 125-146.
- HEISTHAUS, M. R. 2004. Fish communities of subtropical

- seagrass meadows and associated habitats in Shark Bay, Western Australia. *Bull. Mar. Sci.* 75(1): 79-99.
- KREBS, C. 1989. *Ecological Methodology: The Experimental Analysis of distribution and Abundance*. Harper & Row, Nueva York, EEUU.
- KUSLER J., MITSCH W. & LARSON J. 1994. Humedales. *Investigación y Ciencia* 210: 6-13.
- MARGALEF, R. 1995. *Ecología*. Omega. Barcelona, España. 951 p.
- MARÍN, G., I. GONZÁLEZ, J. R. RODRÍGUEZ & R. EGÁÑEZ. 1984. Diagnóstico de la avifauna del complejo lagunar costero Chacopata-Bocaripo como elemento clave para su preservación como refugio de fauna silvestre. *Acta Cient. Venez.* 35(1): 130.
- MEÑO C, A. E. 1986. *Contribución al conocimiento de la comunidad de peces en la costa sureste de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Biología. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 89 pp.
- NAGELKERKEN, I., M. DORENBOSCH, W. E. VERBERK, E. COCHERET DE LA MORINIÉRE & G. VAN DER VELDE. 2000. Day-night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 194(1): 55-64.
- OLIVEROS, C., L. C. & L. MARTÍNEZ. 1984. Notas sobre la ictiofauna de la laguna de Bocaripo, estado Sucre. *Acta Cient. Venez.* 35 (supl. 1):130.
- ORDÓÑEZ-LÓPEZ, U. & V. D. GARCÍA-HERNÁNDEZ. 2005. Ictiofauna juvenil asociada a *Thalassia testudinum* en Laguna Yalahau, Quintana Roo. *Hidrobiológica* 15 (2 Especial): 195-204.
- PARRA, B. & L. RUIZ. 2003. Estructura de la comunidad de peces de la costa oriental de la isla de Cubagua. *Rev. Biol. Trop.* 51(4): 197-203.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ & I. FERMÍN. 2006. Metales traza biodisponibles en sedimentos superficiales de las lagunas Bocaripo y Chacopata, península de Araya, estado Sucre. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente.* 45 (2): 61-91.
- PRIETO, A., C. TINEO, L. RUIZ & N. GARCÍA. 2006. Moluscos asociados a sustratos someros en la Laguna de Bocaripo, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 40: (1) 1- 19).
- RAMÍREZ V, P. 1993. Estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras de la isla de Margarita, Venezuela. *An. Inst. Cienc. Mar. Limnol.* 21(1-2): 23-42.
- _____. 1996. *Lagunas costeras venezolanas*. Universidad de Oriente, Nva. Esparta. Edit. Bema. 275 pp.
- _____. 1997a. *Estructura de la comunidad de peces en una playa arenosa con parches de Thalassia testudinum del Islote Caribe, Venezuela*. 45-61 pp. En: *Islotes Caribe y Los Lobos*. Ed. Ramírez, V, P. Primera edición. La Asunción, Nva. Esparta. Gobernación del Estado Nueva Esparta. 270 pp.
- _____. 1997b. *Estructura de la comunidad de peces en una pradera de Thalassia de la playa Los Gallos, islote Caribe, Venezuela*. 63-79 pp. En: *Islotes Caribe y Los Lobos*. Ed. Ramírez, V, P. Primera edición. La Asunción, Nva. Esparta. Gobernación del Estado Nueva Esparta. 270 pp.
- _____. 1997c. *Caracterización de la estructura de la comunidad ictiofaunística de los islotes Los Lobos, Venezuela*. 81-97 pp. En: *Islotes Caribe y Los Lobos*. Ed. Ramírez, V, P. Primera edición. La Asunción, Nva. Esparta. Gobernación del Estado Nueva Esparta. 270 pp.
- RUIZ, L. J., B. PARRA & A. PRIETO. 2007. Estructura comunitaria de peces en dos localidades de la costa norte de la Isla de Cubagua, Venezuela. *Ciencia.* 15 (4): 398-409.
- SANDERS, H. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the soft bottom community. *Limnol. Oceanogr.* 5: 138-153.
- VALECILLOS, T. I. 1993. *Estructura ecológica de la*

- comunidad de peces del sistema costero Chacopata-Bocaripo, península de Araya, estado Sucre, Venezuela.* Trab. Grad. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 84 pp.
- YÁÑEZ A, A., I. MALDONADO & F. AMEZCUA. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la isla del Carmen, laguna de Términos, Sur del golfo de México. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Autón. México.* 84(1): 241-266.
- _____, A. L. LARA & D. PAULY. 1994. *Coastal lagoons as Fish habitats.* pp. 336-376. In B. Kjerfve (ed). *Coastal lagoons processes.* Elsevier, Amsterdam. 577 pp.
- ZAR, J. 1996. *Bioestatistical analysis.* Third Edition. Prentice Hall, New Jersey (USA). 918 pp.

RECIBIDO: Marzo 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

CLASSICAL CYTOGENETIC CHARACTERIZATION OF *OPISTOGNATHUS MACROGNATHUS* (PERCIFORMES: OPISTOGNATHIDAE)

MAURO NIRCHIO*¹JUAN GAVIRIA¹ & CLAUDIO OLIVEIRA²

¹*Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar. Universidad de Oriente, Isla de Margarita, Venezuela.
nirchio@cantv.net*

²*Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brazil.*

ABSTRACT: Cytogenetic analysis of *Opistognathus macrognathus* by conventional Giemsa staining, AgNO₃-impregnation to highlight Nucleolus Organizer Regions (NOR), and C-banding revealed a diploid modal chromosome complement of 2n=40 comprising 2 metacentric, 6 submetacentric, 4 subtelocentric, and 28 acrocentric elements. Sequential silver nitrate impregnation of selected metaphase spreads carried out to identify congruity of NOR-bearing chromosomes with the same chromosomes previously stained with Giemsa allowed the identification of a pair of active NOR-bearing chromosomes having positive signals at the terminal end of the short arm of the largest subtelocentric pair (number 5). C-banding showed small heterochromatic blocks in the centromeric regions of almost all chromosomes. These results prove that karyotypes differing from the 2n=48 acrocentric arrangement are not uncommon to marine fishes.

Keywords: Karyotype, C-banding, NOR, *Opistognathus macrognathus*.

RESUMEN: El análisis citogenético mediante tinción convencional con colorante de Giemsa, impregnación con AgNO₃ y bandeado-C en *Opistognathus macrognathus* reveló un complemento cromosómico diploide modal de 2n = 40 compuesto por 2 elementos metacéntricos, 6 submetacéntricos, 4 subtelocéntricos y 28 acrocéntricos. La impregnación secuencial de metafases seleccionadas, con nitrato de plata, para identificar la correspondencia entre los cromosomas portadores de las Regiones Organizadoras del Nucléolo (RON) con los mismos cromosomas previamente teñidos con Giemsa permitió la identificación de un par de cromosomas portadores de RONs con señales positivas situadas en posición terminal del brazo corto del par subtelocéntrico más grande (Par N° 5). El bandeado-C mostró pequeños bloques heterocromáticos localizados en las regiones centroméricas de casi todos los cromosomas. Estos resultados indican que cariotipos diferentes a la condición 2n=48 A no son poco frecuentes en peces marinos.

Palabras clave: Cariotipo, Bando-C, RON, *Opistognathus macrognathus*.

INTRODUCTION

Fishes are the most diverse group of vertebrates with more than 32,000 recognized species characterized by the great diversity of their morphology, physiology, ecology, life history and behavior (NELSON 2006). Because of the basal position that they occupy in the phylogeny of vertebrates, studies on fish chromosomes have provided valuable information for the understanding aspects such as the genetic divergence between conspecific species, relations among groups, occurrences of cryptic species and species complexes, mechanisms of sex determination and evolution of sex chromosomes, distribution of the Nucleolus Organizers Regions, existence of supernumerary chromosomes and the relationship between polyploidy and evolution (OLIVEIRA *et al.* 2009).

The more comprehensive revision of fish cytogenetic (ARAI 2011) reveals that the available data cover 3,425 species/subspecies of agnathans, cartilaginous fish, actinopterygians (ray-finned fish) and sarcopterygians (lobe-finned fish), which represent barely 10,7% of extant species at the global level.

In Venezuela, the Fishbase (<http://www.fishbase.org/>) registers at least 930 freshwater and 805 marine species (FROESE & PAULY 2011) but cytogenetic studies in this group are scantily (NIRCHIO 2009).

The family Opistognathidae (jawfishes), composed of three genera (*Opistognathus*, *Lonchopisthus*, and *Stalix*) with about 78 species, is a group of marine demersal fishes generally of small size distributed in the western and central

Atlantic, Indian and eastern Pacific Oceans from the Gulf of California to Panama (NELSON 2006). The family is represented in Venezuela by two genera (*Opistognathus* and *Lonchopisthus*) (CERVIGÓN 1994).

This work provide the first karyotype analysis of the jawfish *Opistognathus macrognathus* using classic cytogenetic methods (Giemsa staining, C-banding, and Ag-NOR).

MATERIALS AND METHODS

Six males and three females of *Opistognathus macrognathus* collected in the near shore of Cubagua Island, Venezuela were analyzed. Their sex was established by external sexual dimorphism (Fig. 1) and confirmed by the presence of testes or ovaries. Voucher specimens are deposited in the Fish Collection of the Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar at Universidad de Oriente.

Mitotic chromosomes were obtained by injecting a solution of colchicine 0.0125% (1cc/g). Exposure to the alkaloid during 50 min, obtaining cell suspension from kidney tissue, hypotonic treatment for 20 min and centrifugation-fixation (3 times) with Carnoy (NIRCHIO & OLIVEIRA 2006) previous stimulation of mitotic activity (LEE & ELDER 1980). Diploid complement and chromosome standard morphology were determined by Giemsa staining

at pH 6.88. The plates were sequentially silver-stained (HOWELL & BLACK 1980) for accuracy in identifying Nucleolus Organizer Regions (Ag-NORs) bearing chromosome. C-banding was performed following the method of SUMNER (1972). Metaphases were photographed using a Motic camera and images were digitally processed using the Adobe Photoshop CS5 software. The chromosomes were classified as metacentric (M), submetacentric (SM), subtelocentric (ST), and acrocentric(A), according to the arms ratio (LEVAN *et al.* 1964), and arranged in descending order by size. The chromosome formula and FN (fundamental number or number of chromosomal arms) were established considering acrocentric chromosomes with a single arm and the remaining chromosomes with two arms.

RESULTS AND DISCUSSION

Counts of 238 diploid metaphasic cells from 6 males and three females revealed a modal chromosome complement $2n=40$ composed of 2 metacentric, 6 submetacentric, 4 subtelocentric and 28 acrocentric chromosomes (Fig. 2) with an arm number (NF) of 52. No karyotype differentiation was observed between males and females indicating the absence of chromosomal heterogamety.

The karyotype displayed by *O. macrognathus* is far from the 48 uniarmed complement shared by approximately 60% of marine Perciformes, a condition originally proposed by OHNO (1970) as the primitive karyotype for all Teleostei but considered by BRUMM (1995) as an evolutionary novelty of the Clupeocephala shared by the Euteleostei.

Cytogenetic data of Neotropical fishes show that marine fishes has conserved karyotypes with 48 uniarmed chromosomes whereas freshwater fishes display karyotypes with a higher diploid number and more bi-armed chromosome (NIRCHIO 2009). These differences in chromosome and arm number (NF) between marine and freshwater fishes has been explained taking into account topographic barriers common to freshwater environments that would hamper the gene flow between populations, leading to fixation of macro-structural alterations in chromosomes, whereas the absence of well-defined geographical barriers, the occurrence of large populations and therefore intense gene flow due to the large capacity of dispersion in the marine environment would contribute



Fig. 1. Adult *Opistognathus macrognathus*. Males (A) can be distinguished from females (B) by their longer jaw and dorsal fin.

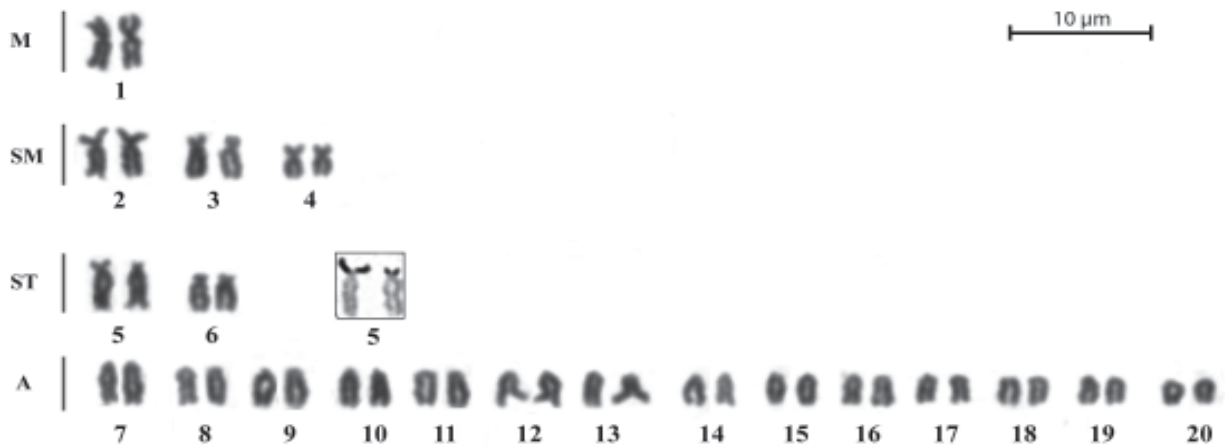


Fig. 2. Karyotype and NOR bearing chromosomes (inset) of *Opistognathus macrognathus*.

to homogenize populations and it would reducing karyotype diversification (MOLINA 2007). In fact, in marine fish, groups that have high mobility (eggs, larvae, or adults), like Haemulidae, Mugilidae, Sciaenidae, Lutjanidae and Serranidae show a conserved karyotype with 48 acrocentric chromosomes and low frequency of chromosomal macro-structural reorganizations whereas fishes with benthonic habits, that not form schools, with smaller populations and more limited spatial locomotion such as Muraenidae, Batrachoididae, and Scorpaenidae display a more extensive chromosomal diversity (NIRCHIO 2009). Since jawfish are secretive animals, preferring to live in burrows in sand which they construct themselves and vigorously defend and so spending his life in a limited territory (SMITH-VANIZ 2002), the karyotype of *O. macrognathus* presenting $2n=40$ chromosomes with 12 biarmed and 28 uniarmed elements, $NF=52$ is a configuration that depart from the $2n=48$ all-acrocentric karyotype prevailing in marine fishes and reveals the accumulation of a series of macro-structural chromosome reorganizations consistent with those displayed by marine fishes with low capacity of dispersion.

Sequential silver impregnation after Giemsa staining in *O. macrognathus* (Fig. 2) allowed the identification of one pair of NORs located in terminal position on the short arm of the largest subtelocentric pair number 5 (Figs. 2 and 3). Perciformes commonly have a single chromosome pair with active NORs (GALETTI *et al.* 2000) a characteristic presumed as a plesiomorphic (or primitive) condition whereas multiple NOR pairs the apomorphic (or derived) one (AMEMIYA & GOLD 1988).

In non-extremely condensed chromosomes a

pronounced length variation of this NOR-bearing arm between homologous chromosomes both in males and females was evident, being one of them approximately twofold the size of the other. This variation was consistent with nucleoli size of interphasic cells (Fig. 2).

Nucleolar Organizer Regions (NORs), in higher eukaryotes, correspond with specific chromosomal sites in which there are clustered multiple tandem copies of a repeating unit of the major 45S rDNAs which consist of a transcriptional unit that codes for the 18S, 5.8S and 28S rRNAs and an intergenic spacer (LONG & DAVID 1980). The expression of this cistrons are visualized by the silver staining procedure (HOWEEL & BLACK 1980; HOWELL 1982) that reveals the residues of Ag-stainable-proteins complex synthesized only by active NORs in the preceding interphase. Size heteromorphism of the Ag-NORs also seen in other species of freshwater and marine fish has been explained as a product of differential transcriptional activity of rDNA genes (BRUM *et al.* 1996; ROSSI *et al.* 1997), or due to accumulation of rDNA genes in one of the two homologous (CARVALHO & DIAS 2007).

The constitutive heterochromatin distribution as identified by C-banding showed centromeric heterochromatic blocks in almost all chromosomes, excepting a pericentromeric block corresponding with the Ag-NORs on the short arms of the chromosomes pair number 5 and a pair showing two large weakly heterochromatic blocks, one proximal to centromere and the other from telomeres to the middle of the chromosome (Fig. 4). Conserved C-positive heterochromatin distribution, occurs in several species of Perciformes

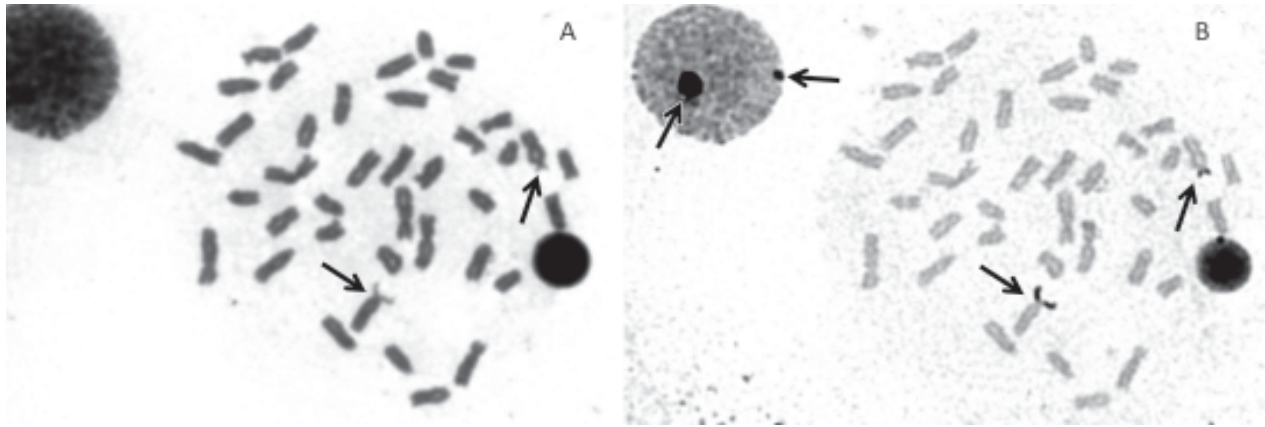


Fig. 3. Metaphase plate of *Opistognathus macognathus* after Giemsa staining (A) and sequentially AgNO₃ impregnation (B). Arrows indicate the NOR bearing chromosomes.

where discrete blocks are preferentially located in the centromeric/pericentromeric regions of chromosomes (MOLINA 2007).

Although it is difficult to make comparisons with other species of jawfish due that the present description is the first one for the family Opistognathidae and additional

information is required in order to infer the evolution of karyotype in this group, the information here provided contributes with the general knowledge on fish cytogenetic and reveals that as further researches are done, it is more frequent finding in marine fishes karyotypes dissimilar to the condition $2n=48$ acrocentric elements.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Consejo de Investigación of the Universidad de Oriente for their financial support.

REFERENCES

- AMEMIYA, C. T. & J. R. GOLD. (1988). Chromosomal NORs as taxonomic and systematic characters in North American cyprinid fishes. *Genetica*, 76: 81–90.
- ARAI, R. 2011. Fish karyotypes: A Check List. Springer, 348 pp.
- BRUM, M. J. I. 1995. Correlacoes entre a Filogenia e a Citogenetica dos Peixes Teleosteos. *Rev. Bras. Gen. Ser. Monogr.*, 2: 5-42.
- _____, M.M.O. CORRÊA, C. A. PURCELL, V. P. RIBEIRO & R. S. MURATORI. 1996. Análise cromossômica em *Xenomelaniris brasiliensis* (Atherinidae), *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae) e *Bathygobius soporator* (Gobiidae) do litoral do Estado do Rio de Janeiro. VI Simpósio de Citogenética Evolutiva e Aplicada de Peixes Neotropicais: 101 (Abstract).

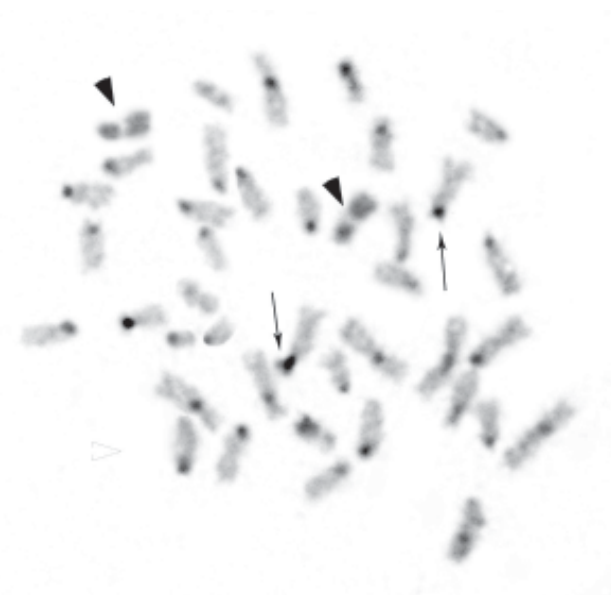


Fig. 4. Metaphase plate of *Opistognathus macognathus* after C-banding. Arrows indicates pericentromeric block corresponding with the Ag-NORs on the short arms of the chromosomes pair number 5. Arrowheads show weakly heterochromatic blocks, one proximal to centromere and the other from telomeres to the middle of the chromosomes.

- CARVALHO, R. A. & A. L. DIAS. 2007. Interindividual size heteromorphism of NOR and chromosomal location of 5S rRNA Genes in *Iheringichthys labrosus*. *Braz. Arch. Biol. Tech.*, 50 (1): 141-146.
- CERVIGÓN, F. 1994. *Los peces marinos de Venezuela*. Volume 3. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. 295 pp.
- FROESE R, & D. PAULY (2011) FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2011).
- GALETTI, P. M. JR., C. T. AGUILAR & W. F. MOLINA. 2000. An overview of marine fish cytogenetics. *Hydrobiologia* 420: 55–62.
- HOWELL W. M. 1982. *Selective staining of nucleolus organizer regions (NORs)*. In: *The cell nucleus*, Vol. XI, pp. 89-142, Academic Press Inc, New York.
- _____, & D. A. BLACK. 1980 Controlled silver staining of nucleolus organizer regions with a protective colloidal developer: a 1-step method. *Experientia* 3: 1014-1015.
- LEE, M. R. & F. F. B. ELDER. 1980. Yeast stimulation of bone marrow mitosis for cytogenetic investigations. *Cytogenet Cell Genet.*, 26:36-40.
- LEVAN, A., A. FREDGA & A. SANDBURG. 1964. Nomenclature for centromeric position on chromosomes. *Hereditas* 52: 201-220.
- LONG, E. O. & I. D. DAVID. 1980. Repeated genes in eukaryotes. *Annu. Rev. Biochem.* 49: 727–764.
- MOLINA, W.F. 2007. *Chromosomal changes and stasis in marine fish groups*. In: *Fish Cytogenetics*. Pisano, E., C. Osouf-Costaz, F. Foresti & B. G. Kapoor (eds.), Science Publisher, Enfield, NH, USA. pp 502.
- NELSON, J. S. 2006. *Fishes of the World*. 4th Eds. John Wiley and Sons, Inc. New York. 600 pp.
- NIRCHIO, M. & C. OLIVEIRA. 2006. *Citogenética de Peces/ Editado por Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela*, ISBN: 980-234-147-9; Depósito Legal: lf.: 58920056301553. 216 pp.
- NIRCHIO, T. M. 2009. *Estudos Citogenéticos Em Teleósteos De Venezuela*. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto De Biociências De Botucatu. 227 pp.
- OHNO, S. 1970. *Evolution by gene duplication*. New York: Springer Verlag. 160 pp.
- OLIVEIRA, C., F. FORESTI & A. W. S. HILSDORF. 2009. Genetics of neotropical fish: from chromosomes to populations. *Fish .Physiol. Biochem.*, 35: 81–100.
- ROSSI, A. R., E. GORNUNG & D. CROSETI. (1997). Cytogenetic analysis of *Liza ramada* (Pisces, Perciformes) by different staining techniques and fluorescent in situ hybridization. *Heredity*, 79: 83-87.
- SMITH-VANIZ, W. F. 2002. *Opistognathidae: Jawfishes*. In Carpenter, K.E. (ed.): *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication* No. 5. Rome, FAO. 2002. pp. 1375-2127.
- SUMNER, A. T. 1972. A simple technique for demonstrating centromeric heterocromatin. *Exp. Cell Res.*, 75: 304-306.

RECIBIDO: Mayo 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

ESTRUCTURA POBLACIONAL DE *ACROPORA PALMATA* (SCLERACTINIA: ACROPORIDAE) EN EL PARQUE NACIONAL SAN ESTEBAN, VENEZUELA

KIMBERLY MARTÍNEZ* & JOSÉ GREGORIO RODRÍGUEZ-QUINTAL

Laboratorio de Biología Marino Costera (BioMaC-UC), Departamento de Biología,
Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela.

*kimberlym2004@hotmail.com

RESUMEN. La especie de coral *Acropora palmata* ha experimentado un importante declive a lo largo del Caribe desde los años 80, resultando en una severa reducción poblacional debido a la combinación de distintos factores tales como enfermedades, depredación y anclajes por botes. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la estructura poblacional y el estado de salud de la especie *A. palmata* dentro del Parque Nacional San Esteban (PNSE), Venezuela. Las colonias de *A. palmata* fueron identificadas en dos islas del PNSE (Isla Larga y Alcatraz), en donde cada colonia fue evaluada en dos tiempos diferentes: el muestreo inicial en el 2009 y el estudio de monitoreo en el 2010. Las colonias fueron clasificadas (reclutas, juveniles, adultos y fragmentos), medidas (diámetro y altura) y su condición de salud (mortalidad parcial, blanqueamiento y enfermedades) fue estimada al igual que la tasa de crecimiento anual. Las evaluaciones realizadas demostraron que las poblaciones de *A. palmata* están siendo dominadas por colonias de tallas medianas y pequeñas; los valores de diámetro fueron 51 cm y los valores de altura fueron 14 cm. La mortalidad parcial fue de 6,3% en el 2009 y de 11,5% en el 2010; mientras que el blanqueamiento total y las enfermedades no fueron observadas. Algunos agentes de mortalidad fueron registrados sobre *A. palmata*, tales como la acumulación de sedimento (60,7%) y los territorios de peces damiselas (31,3%), presentando los mayores porcentajes durante el monitoreo del 2010. La tasa de crecimiento anual fue de 7,9 cm/año en Isla Larga y de 8,9 cm/año en Alcatraz. La especie *A. palmata* demostró señales de supervivencia en el PNSE, con la presencia de colonias saludables y tasas de crecimiento que se encontraron dentro del intervalo esperado.

Palabras clave: *Acropora palmata*, blanqueamiento, enfermedades, mortalidad parcial, tasa de Crecimiento.

ABSTRACT. Elkhorn coral, *Acropora palmata*, has undergone significant dwindling in the Caribbean since the 1980s through disease, predation, and boating. We studied the populational structure and health of *A. Palmata* in San Esteban National Park, Venezuela, by sampling two islands of the park, Isla Larga and Alcatraz, first in 2009 and in a subsequent follow-up in 2010. The reef colonies were classified as recruits, juveniles, adults, and fragments; measured by diameter and height; and surveyed for growth and disease (partial mortality, bleaching, and illnesses). *A. Palmata* is being overtaken by medium and small size colonies, its diameter and height averaging 51 and 14 cm, respectively. Mortality was 6.3% in 2009 and 11.5% in 2010. No bleaching or diseases were observed. Detriment-causing agents such as sediment accumulation (60.7%) and territorial encroachment by damselfish were observed, a greater percentage of both occurring in 2010. The annual growth rate was 7.9 cm in Isla Larga and 8.9 cm in Alcatraz. *A. palmata* showed resilience in the face of impingement, with the presence of healthy colonies and growth within the expected range.

Keywords: *Acropora palmata*, bleaching, disease, partial mortality, growth rate

INTRODUCCIÓN

El coral ramificado *Acropora palmata* es una especie de zonas someras que juega un papel importante dentro de las comunidades coralinas, ofreciendo estructura física y biológica para diferentes organismos arrecifales (GARZÓN-FERREIRA *et al.* 2004). Esta especie ha sufrido un amplio declive a lo largo del Caribe, el cual ha sido atribuido a las

enfermedades coralinas, huracanes, depredación por coralívoros, incremento del nivel del mar y la temperatura, los cuales de manera combinada han sido las principales fuentes de mortalidad en Acropóridos (ARONSON & PRECHT 2002). La mortalidad masiva ocurrida en los años 80 redujo la cobertura de *A. palmata* y abrió espacio en la mayoría de los arrecifes coralinos para el sobrecrecimiento de algas bentónicas, resultando en

cambios importantes para la estructura comunitaria, pérdida de hábitat y biodiversidad (WEIL *et al.* 2002).

Por estas razones, la recuperación de *A. palmata* ha sido limitada durante los últimos años, en donde estructuras arrecifales que solían ser predominantes son ahora parches coralinos con baja densidad de colonias (GERALDES 2002). La principal causa de este declive ha sido atribuida a un evento epizootico causado por la enfermedad de Banda Blanca (EBB), cuya incidencia y transmisión varía entre arrecifes, con algunas regiones reportando pérdidas de cobertura de hasta 95%, mientras que otras zonas han demostrado menor evidencia de mortalidad causada por esta enfermedad (GLADFELTER 1982).

Como resultado, *A. palmata* fue ingresado al U.S. Endangered Species Act (ZUBILLAGA *et al.* 2008), con una distribución actual poco documentada y un estatus poblacional poco conocido. Esta pérdida de corales Acropóridos durante las últimas épocas ha resaltado su importancia en la asociación que tienen estas colonias con algunos invertebrados marinos, sugiriendo que los cambios en el estatus ecológico de esta especie de coral pueden resultar en cambios significativos a la fauna arrecifal asociada (Garzón *et al.* 2004). Sin embargo, un lento proceso de recuperación ha sido reportado en algunas áreas, demostrando la presencia de pequeñas colonias derivadas de reclutamiento sexual, y evidenciando un aparente incremento en el número de corales Acropóridos (MAYOR *et al.* 2006).

En Venezuela, la condición de *A. palmata* ha sido documentada en el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, en donde ZUBILLAGA *et al.* (2005) y ZUBILLAGA *et al.* (2008) demostraron altas densidades de estos corales ramificados, entre 0,04 y 3,22 ind/10m², con la mayoría de las colonias sin daños potenciales. Sin embargo, sólo se han documentado algunos reportes acerca de la presencia de esta especie de coral en el resto de los arrecifes venezolanos (BONE *et al.* 1993, LABOY-NIEVES *et al.* 2001, CRÓQUER *et al.* 2006, SANT *et al.* 2006). Como resultado de la escasa información, algunas medidas de conservación son requeridas para promover la restauración y protección de los corales Acropóridos; tomando en cuenta que *A. palmata* se encuentra clasificada con un estado de "Vulnerable" en el Libro Rojo de la Fauna Venezolana, indicando que estos corales están presentes en algunos Parques Nacionales, pero no se ha confirmado la recuperación de la especie (RODRÍGUEZ & ROJAS 2008), el

propósito de este estudio fue evaluar la estructura poblacional y el estado de salud de la especie coralina *A. palmata* dentro del Parque Nacional San Esteban (PNSE). Se estimó el estado actual de esta especie ramificada por medio de evaluaciones llevadas a cabo en el año 2009 y 2010 para determinar la abundancia de colonias, tallas, condición y tasas de crecimiento. Este estudio provee información acerca de las colonias de *A. palmata* que han sobrevivido diferentes agentes de mortalidad a lo largo del tiempo, logrando establecerse en dos comunidades arrecifales diferentes dentro del PNSE.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. El PNSE (10°23' Lat. N, 67°58' Long. W) es un parque marino costero localizado en la costa central de Venezuela (Fig. 1), el cual se encuentra formado por una serie de islas como Isla Larga, El Rey, Ratón, Santo Domingo y Alcatraz. Los muestreos fueron conducidos en dos períodos: el primero se llevó a cabo entre Abril y Julio del 2009 y el segundo entre Abril y Julio del 2010. Durante las dos evaluaciones se identificaron colonias de *A. palmata* en dos islas del PNSE: Isla Larga (10°29'35.62" Lat. N, 67°56'42.17" Long. W) y Alcatraz (10°30'29.24" Lat. N, 67°58'37.63" Long. W), en donde las colonias se ubicaron en las zonas este y oeste de sotavento en las dos islas, formando parches específicos en cada arrecife franjeante.

Métodos de Campo. Las colonias de *A. palmata* fueron identificadas en el año 2009 para su cuantificación y evaluación en los arrecifes de Isla Larga y Alcatraz;



Fig. 1 Ubicación del Parque Nacional San Esteban demostrando las diferentes regiones muestreadas y los sitios arrecifales con presencia de parches de *Acropora palmata* identificadas durante el muestreo.

posteriormente, en el 2010, se llevó a cabo el monitoreo de las mismas colonias muestreadas dentro del PNSE. La ubicación de *A. palmata* fue establecida en cada arrecife y varios parámetros fueron estimados, tales como: 1- Tallas: cada colonia de *A. palmata* fue contada y clasificada de acuerdo a las categorías de tallas propuestas por ZUBILLAGA *et al.* (2008): Adultos ($> 1600 \text{ cm}^2$), Juveniles ($> 60 \text{ cm}^2$ y $< 1600 \text{ cm}^2$), Reclutas ($< 60 \text{ cm}^2$) y Fragmentos. En este caso, los fragmentos fueron definidos como ramas rotas de *A. palmata* que se encontraban sobre el sustrato y carecían de una base definida; mientras que las colonias en pie de *A. palmata* fueron aquellas que permanecían sobre el sustrato con una base definida y bien establecida. Además de esto, el reclutamiento sexual fue reconocido basado en el tamaño, morfología y lugar de establecimiento, en donde WILLIAMS & MILLER (2006) indican que las colonias situadas en superficies inclinadas pueden ser consideradas como reclutas sexuales, ya que es poco probable encontrar fragmentos retenidos en tales ubicaciones, estableciéndose por el contrario en superficies planas. Por su parte, la longitud máxima, ancho máximo y altura máxima de *A. palmata* fueron medidas utilizando una vara calibrada de 1m de longitud. De esta manera se estimó la tasa de crecimiento registrada en Isla Larga y en Alcatraz por un período de un año para determinar la longitud de crecimiento anual en esta especie (PADILLA & LARA 1996). 2- Ramas: un promedio de cuatro ramas pequeñas con actividad de crecimiento en los bordes (evidenciado por el color blanco del coralite) fueron seleccionadas por cada colonia para determinar su longitud y crecimiento a lo largo del tiempo utilizando una cinta métrica que fue colocada a lo largo de cada rama.

3- Porcentaje de Cobertura Coralina Muerta: la mortalidad parcial de *A. palmata* fue estimada desde la superficie de cada colonia, separando la mortalidad antigua (como zonas muertas del coral con sobrecrecimiento por algas) y la mortalidad reciente (como zonas muertas del coral con ausencia o sobrecrecimiento insignificante de algas). 4- Causas de Mortalidad Parcial: se registró el porcentaje de colonias vivas de *A. palmata* que se vieron afectadas por distintos agentes de mortalidad, tales como (A) presencia de enfermedades coralinas, entre las cuales se encuentra la Banda Blanca (EBB), (B) blanqueamiento coralino, clasificado en tres categorías dependiendo del grado de decoloración como Pálido (leve decoloración del tejido), Parcialmente Blanqueado (parches de tejido blanco) y Blanqueado (tejido totalmente blanco), (C) también se registró el porcentaje de colonias que se vieron afectadas

por otros agentes de mortalidad tales como los territorios de peces damiselas, sobrecrecimiento por algas, esponjas y zoántidos, acumulación de sedimento sobre la superficie de las colonias, daños por tormentas y la abundancia de gasterópodos coralívoros como *Coralliophila abbreviata* (LAMARK 1816) por colonia. 5- Análisis de Imágenes: las colonias adultas, juveniles, reclutas y fragmentos fueron fotografiadas para establecer el área coralina de cada una de las mismas por medio del procesamiento de imágenes digital con Image Tool v. 3.0. 6- Colonias muertas en pie de *A. palmata* fueron seleccionadas de manera aleatoria para estimar sus tallas y tasas de sobrecrecimiento por parte de organismos colonizadores, para así realizar una comparación con las colonias vivas y registrar la magnitud de la reducción en Acropóridos, de esta manera se utilizó una escala cualitativa: Grado 1, sobrecrecimiento mínimo con cobertura de delgadas capas de algas (0-20%); Grado 2, sobrecrecimiento intermedio con cobertura de organismos colonizadores (20-60%); Grado 3, sobrecrecimiento máximo con alta cobertura de organismos asociados (60-100%). Las tallas coralinas y la mortalidad parcial no presentaron una distribución normal, por lo tanto, fueron analizadas por medio de la prueba de los signos de Wilcoxon para comparar diferencias en la estructura y condición de salud de *A. palmata* entre los dos sitios arrecifales dentro del Parque Nacional.

RESULTADOS

Una baja abundancia de colonias de *A. palmata* fue registrada en los arrecifes de Isla Larga y Alcatraz, en donde se observaron Acropóridos con una distribución en forma de parches, ubicándose en zonas arrecifales relativamente amplias. Se encontraron 30 colonias de esta especie a lo largo de los dos arrecifes muestreados en el 2009; mientras que en el 2010 se redujo la abundancia a 21 colonias. El primer muestreo demostró que la mayoría de las colonias en los sitios arrecifales fueron dominadas por tallas pequeñas y medianas (Fig. 2). Un total de 11 colonias de *A. palmata* estuvieron presentes en Isla Larga con una dominancia de fragmentos con medidas entre $95,4$ y $880,6 \text{ cm}^2$ y reclutas entre $17,2$ y $58,7 \text{ cm}^2$. El diámetro promedio fue de $30,8 \pm 44,8 \text{ cm}$ y la altura promedio fue de $14,7 \pm 16,6 \text{ cm}$ (Tabla 1). Otras colonias de *A. palmata* también fueron identificadas en el mismo año en Alcatraz, cuantificando un total de 19 fragmentos entre $7,5$ y $49,5 \text{ cm}^2$. El diámetro promedio fue de $21 \pm 26,2 \text{ cm}$ y la altura promedio fue de $15,9 \pm 21,9 \text{ cm}$. A su vez, las ramas de las

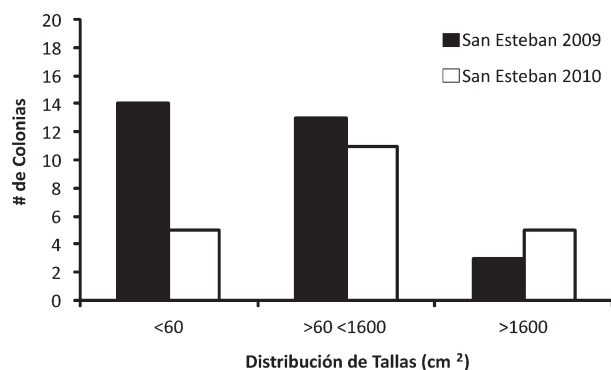


Fig. 2 Distribución de la frecuencia de tallas en las colonias de *Acropora palmata* dentro del Parque Nacional San Esteban entre el periodo 2009-2010.

colonias de *A. palmata* en Isla Larga ($17,5 \pm 9,2$ cm) presentaron mayor longitud que en Alcatraz ($4,6 \pm 1,6$ cm) y las proto-ramas registraron medidas inferiores a 3 cm en ambos sitios evaluados. La mayoría de las colonias se encontraron en condiciones saludables en el PNSE en el año 2009, con porcentajes de mortalidad parcial variando entre 0 y 40% (Fig. 3). Isla Larga reportó un $4,4 \pm 2,8$ % de mortalidad parcial; mientras que Alcatraz presentó $6,9 \pm 1,9$ % de mortalidad. Aunado a esto, la mortalidad antigua ($9,9 \pm 3,1$ %) fue superior a la mortalidad reciente ($1,4 \pm 1,3$ %).

El blanqueamiento total no fue registrado durante el primer muestreo; sin embargo, 27,2% de las colonias en Isla Larga y 42,1% en Alcatraz fueron identificadas con palidez o parcialmente blanqueada (Tabla 2). Las enfermedades coralinas no afectaron a las colonias de *A.*

palmata, pero otros agentes de mortalidad fueron reportados en los sitios de estudio afectando ciertas porciones de estos corales, tales como la acumulación de sedimento, que afectó un 53,3% de colonias, territorios de peces damiselas (26,6%) y sobrecrecimiento por algas (20%). A su vez, el gasterópodo coralívoro *C. abbreviata* también fue localizado sobre las colonias de *A. palmata*, con 9 gasterópodos observados sobre un fragmento en Isla Larga y 5 gasterópodos afectando un fragmento en Alcatraz. Adicionalmente, 24 colonias muertas en pie de *A. palmata* fueron seleccionadas de manera aleatoria en un Bajo Arrecifal y en Isla Larga, presentando un diámetro promedio de $106 \pm 33,9$ cm y $59,5 \pm 6,3$ cm de altura promedio; además de esto, el grado de sobrecrecimiento fue clasificado como Grado 3 con una alta cobertura de algas y esponjas como principales organismos colonizadores.

La segunda evaluación en el 2010 demostró un declive de colonias de *A. palmata* en ambas islas, con pérdidas de hasta un 30%, en donde la mayoría de las colonias fueron dominadas por tallas pequeñas y medianas (Fig. 2). Un monitoreo de 10 colonias de *A. palmata* fue realizado en Isla Larga, en donde los fragmentos fueron predominantes con medidas entre 60,5 y 378,4 cm². Los corales ramificados registraron un diámetro promedio de $43,4 \pm 50,4$ cm y una altura promedio de $15,9 \pm 17,6$ cm (Tabla 1). En Alcatraz fueron reportadas 11 colonias de *A. palmata* durante el monitoreo con una dominancia de fragmentos entre 92,7 y 1397,7 cm². El diámetro promedio fue de $31,1 \pm 27,3$ cm y la altura promedio fue de $16,9 \pm 17,9$ cm. La distribución de tallas presentó diferencias significativas entre arrecifes y años de evaluación

TABLA 1 Abundancia y distribución de tallas en las colonias de *Acropora palmata* por sitio y año de muestreo en los arrecifes coralinos de San Esteban, Venezuela.

Área Arrecifal	Número de Colonias					*Diámetro máx (cm)	*Diámetro mín (cm)	*Altura máx (cm)
	Adultos	Juveniles	Reclutas	Fragmentos	Total			
Isla Larga 2009	1	2	3	5	11	$39,6 \pm 52$	$22,1 \pm 38,4$	$14,7 \pm 16,6$
Alcatraz 2009	-	-	3	16	19	$26,5 \pm 34,2$	$15,7 \pm 18,4$	$15,9 \pm 21,9$
Isla Larga 2010	2	2	-	6	10	$50,3 \pm 55,3$	$36,3 \pm 45,9$	$22,9 \pm 17,6$
Alcatraz 2010	-	1	1	9	11	$39,1 \pm 34,6$	$23,2 \pm 23,3$	$16,9 \pm 17,9$

Media $\pm$ desviación estándar

(Wilcoxon test, $n = 51$, $Z = 6.1$, $P \hat{=} 0,001$), con los mayores diámetros en Isla Larga para ambas evaluaciones; mientras que los mayores valores de altura fueron dominados por las colonias de Isla Larga, solamente en el segundo periodo de muestreo. La longitud promedio de ramas fue de $24,2 \pm 11,9$ cm en isla Larga; mientras que en Alcatraz se observaron ramas más pequeñas con promedios de $7,9 \pm 2,7$ cm. En adición, las proto-ramas de los fragmentos de *A. palmata* fueron superiores a 7 cm en ambos arrecifes. Aunque las colonias de *A. palmata* mostraron un intervalo o margen de mortalidad entre 0 y 60% (Fig. 3), la mayoría de estos corales ramificados no evidenciaron altos porcentajes de mortalidad. Los arrecifes de Isla Larga (11,2%) y Alcatraz (10,6%) fueron afectados por parte de la mortalidad parcial, en donde la mortalidad antigua (19,3%) fue superior a la reciente (1,8%). La mortalidad parcial obtenida presentó diferencias significativas entre los distintos sitios de estudio y las fechas de muestreo (Wilcoxon test, $n = 51$, $Z = 3,5$, $P \hat{=} 0,001$), demostrando menores valores de mortalidad durante la primera evaluación.

El segundo muestreo dentro del PNSE presentó un 20% de colonias de *A. palmata* pálidas en Isla Larga y 45,4% de colonias pálidas o parcialmente blanqueadas en Alcatraz (Tabla 2). A pesar de que la enfermedades coralinas no fueron reportadas sobre *A. palmata*, algunos agentes de mortalidad estuvieron afectando a las colonias ramificadas, en donde un 66,6% de las colonias fueron observadas con acumulación de sedimento sobre ciertas zonas de los corales, mientras que los territorios de peces damiselas afectaron un 38% de estas colonias y el sobrecrecimiento por algas presentó un 28,5% de colonias afectadas. El gasterópodo coralívoro *C. abbreviata* también fue

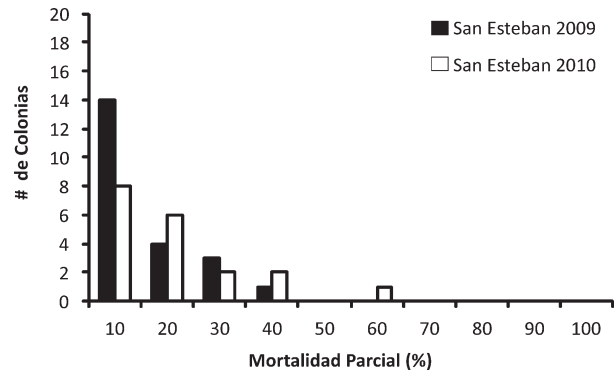


Fig. 3 Mortalidad parcial de las colonias de *Acropora palmata* dentro del Parque Nacional San Esteban entre el periodo 2009-2010.

identificado durante el muestreo de monitoreo, pero sólo fue observado en Isla Larga con 21 gasterópodos sobre un sólo fragmento. La tasa de crecimiento anual o extensión lineal para las colonias de *A. palmata* entre Junio del 2009 y 2010 fue de 7,9 cm/año en Isla Larga y 8,9 cm/año de longitud en Alcatraz.

DISCUSIÓN

Las zonas arrecifales evaluadas durante los años 2009 y 2010 demostraron un deterioro en la estructura de la comunidad coralina somera, con la presencia de escasos parches de *A. palmata* aislados en algunas áreas arrecifales tanto en Isla Larga como en Alcatraz; mientras que el resto de las islas dentro del PNSE no evidenciaron la presencia de esta especie ramificada. La baja abundancia de colonias de *A. palmata* que se identificaron dentro de las zonas de estudio reflejan el declive poblacional que esta especie ha presentado en diferentes arrecifes Venezolanos, en

TABLA 2 Condición de salud de las colonias de *Acropora palmata* por sitio y año de muestreo en los arrecifes coralinos de San Esteban, Venezuela.

Área Arrecifal	Mortalidad Parcial (%)		Colonias Afectadas (%)					
	*Antigua	*Reciente	Blanqueamiento	Enfermedad	Damiselas	Algas	Gasterópodos	Sedimento
Isla Larga 2009	7,3 ± 14	1,4 ± 3,2	18,1P – 9PB	-	27,2	18,1	9	45,5
Alcatraz 2009	12,4 ± 15,9	1,3 ± 2,8	36,8P – 5,2PB	-	26,3	21	5,2	57,8
Isla Larga 2010	21,5 ± 18,8	1 ± 3,1	20P	-	50	40	10	70
Alcatraz 2010	18,6 ± 21,5	2,7 ± 4,1	36,3P – 9PB	-	27,2	36,3	-	72,7

P pálido, PB parcialmente blanqueado

*Media ± desviación estándar

donde la susceptibilidad que poseen estas colonias de Acropóridos podría continuar incrementándose debido a los diferentes disturbios, tanto físicos como biológicos que están afectando actualmente el PNSE. A pesar del bajo porcentaje de Acropóridos que fueron registrados en los arrecifes, tanto en Isla Larga como Alcatraz estuvieron dominadas por colonias de *A. palmata* con tallas pequeñas y medianas, lo cual puede representar una mayor oportunidad de supervivencia y persistencia para la especie, ya que las pequeñas colonias tienen mayores probabilidades de acumular altos porcentajes de energía para invertirlo en incrementar las tasas de crecimiento (JACKSON & HUGHES 1985).

A su vez, la predominancia de fragmentos de *A. palmata* en los sitios de estudio evaluados implica que la reproducción asexual es el principal mecanismo de propagación para mantener y expandir las poblaciones de Acropóridos, permitiendo que las nuevas colonias se distribuyan en forma de parches, alrededor de las colonias parentales vivas. Por esta razón, la especie se distribuye como colonias aisladas, limitando su presencia en ciertos sitios arrecifales. Adicionalmente, Alcatraz obtuvo la mayor abundancia de fragmentos de *A. palmata* debido a un evento de mar de fondo que tomó lugar en el arrecife coralino (observ. pers.), causando la ruptura de una colonia madura en diferentes fragmentos de distintas tallas. Este evento permitió el comienzo de un proceso de reproducción asexual, que debería ser monitoreado a lo largo del tiempo para reportar el éxito o el declive de estos Acropóridos. Isla Larga también reportó la ruptura de una colonia madura en diferentes fragmentos; sin embargo, a diferencia de Alcatraz, el reclutamiento sexual (evidenciado por la forma, tamaño y lugar de establecimiento) tuvo una mayor frecuencia en Isla Larga, lo cual incrementa la diversidad genotípica de la especie, siempre y cuando los reclutas tengan un exitoso reclutamiento en el sitio arrecifal (WILLIAMS & MILLER 2006).

El estudio de monitoreo para *A. palmata* en el PNSE demostró que la reducción de las colonias durante el segundo muestreo fue ocasionado por la pérdida de fragmentos, los cuales pueden fácilmente desaparecer debido a la acumulación de sedimento durante la acción del oleaje. Sin embargo, la evaluación de monitoreo también demostró que las colonias vivas que permanecieron en ambos arrecifes coralinos cambiaron su estatus de reclutas a juveniles y algunos juveniles a adultos, dando evidencia de supervivencia en estos corales Acropóridos. Debido a

esta condición de supervivencia encontrada en los sitios arrecifales, la distribución de tallas de *A. palmata* se incrementó entre 2009 y 2010, con los menores valores presentes en Alcatraz debido a que los fragmentos poseen una mayor probabilidad de mortalidad afectando el tamaño y la recuperación en esta especie de coral (LIRMAN 2002). Al igual que la distribución de tallas, el número total y la longitud de ramas también están relacionadas con la supervivencia y el proceso de reproducción (WILLIAMS *et al.* 2008), por lo tanto, las ramas pequeñas estimadas en Alcatraz pueden contribuir con un bajo éxito en la liberación de los gametos. Sin embargo, la presencia de nuevas ramas llamadas proto-ramas en ambos arrecifes podría permitir que las poblaciones de *A. palmata* tengan una rápida recuperación a partir de disturbios, ya que las proto-ramas crecerán eventualmente y formarán parte de la condición reproductiva en estas poblaciones (WEIL *et al.* 2002). No obstante, se debe tomar en cuenta que esta condición puede variar dependiendo de la ubicación geográfica y el estatus ambiental local (HIGHSMITH *et al.* 1980).

Aunque los corales Acropóridos han sido afectados por una combinación de factores naturales y antropogénicos a lo largo del Caribe (ARONSON & PRECHT 2002, MILLER 2002, WILLIAMS & MILLER en imprenta), se presentaron bajos niveles de mortalidad parcial y Alcatraz demostró los mayores porcentajes, debido al proceso de fragmentación que ocurrió en este arrecife, el cual puede resultar en una mayor susceptibilidad por parte de las colonias a disturbios físicos y naturales, tomando en consideración el efecto de la mortalidad sobre los fragmentos de *A. palmata*, cuando parte de las colonias vivas quedan enterradas en el sedimento por largos períodos de tiempo con ausencia de luz solar, impidiendo la realización de sus procesos fotosintéticos. Por esta razón, la sedimentación es una de las principales causas de mortalidad y puede estar disminuyendo la recuperación de la especie en arrecifes someros (BONE *et al.* 1993). Otros agentes de mortalidad, tales como territorios de peces damiselas y sobrecrecimiento por algas, también fueron identificados en ambos sitios evaluados, pero sólo afectaron pequeñas proporciones en las colonias de *A. palmata*. El gasterópodo coralívoro *C. abbreviata* fue reportado en Isla Larga y Alcatraz; sin embargo, BAUMS *et al.* (2003) encuentran que este depredador es una amenaza significativa cuando se encuentran más de 23 gasterópodos por colonia, por lo tanto, la abundancia de este gasterópodo encontrada en *A. palmata* no representa

un impacto potencial sobre la reducción de tejido coralino en las zonas de estudio. A su vez, la predominancia de palidez y blanqueamiento parcial ha sido reportada en otros trabajos, como el de PINZÓN *et al.* (1998), los cuales identificaron en el Caribe Colombiano 1% de colonias pálidas y 2,7% de colonias parcialmente blanqueadas, mientras que el blanqueamiento total no fue reportado. La ausencia de EBB en los Acropóridos del PNSE puede deberse a la distribución que posee *A. palmata*, ya que la incidencia de enfermedades está relacionada con la distribución de la especie a la cual afecta (GARCÍA *et al.* 2002), en donde la predominancia de colonias pequeñas y parches aislados podría reducir la probabilidad de infección. A pesar de que no se reportaron enfermedades coralinas durante las dos evaluaciones realizadas, debería considerarse que la mortalidad observada en ambos sitios arrecifales pudo haber sido causada por la EBB en el pasado, pero no hay información disponible para confirmar la incidencia de este agente de mortalidad en el PNSE.

Las colonias de *A. palmata* evaluadas indicaron que no están siendo afectadas por altos niveles de mortalidad parcial, lo cual puede atribuirse a la ausencia de enfermedades y escasas colonias blanqueadas, tomando en consideración que la fecha de este estudio no representa la época de mayor temperatura del agua; pudiendo contribuir con los bajos niveles de mortalidad. La EBB está disminuyendo las poblaciones de *A. palmata* a lo largo del Caribe y es una de las principales fuentes de mortalidad en las colonias ramificadas (PATTERSON *et al.* 2002); por esta razón, la ausencia de enfermedades podría reducir los niveles de mortalidad en las zonas muestreadas, incrementando las probabilidades de supervivencia en los Acropóridos. Sin embargo, durante el segundo muestreo, las colonias evaluadas fueron afectadas en un mayor grado por factores de pequeña escala tales como la sedimentación y los territorios de peces damiselas. Similar a este resultado, HERNÁNDEZ (2002) encontró que el comportamiento territorial de la familia Pomacentridae y las altas tasas de sedimentación fueron dos de los principales agentes estresantes que contribuyen con el declive de los corales Acropóridos.

La tasa de crecimiento de *A. palmata* durante el periodo de estudio permaneció en el intervalo esperado. Jaap (1974) reportó valores de crecimiento similares a los resultados obtenidos en este trabajo, encontrando una tasa de crecimiento para *A. palmata* entre 4 y 11 cm/año en los Cayos de Florida, y GLADFELTER *et al.* (1978) encontró tasas

entre 4,7 y 9,9 cm/año para la misma especie en el Caribe nororiental, mencionando que algunos corales como *A. palmata* presentan diferentes tasas de crecimiento dependiendo de la temperatura, zona arrecifal y área geográfica. De igual manera, PADILLA & LARA (1996) señalaron 6,8 cm de extensión lineal anual en México para la misma especie ramificada. Como se mencionó anteriormente, el proceso de crecimiento en los Acropóridos demuestra una relación directa entre la talla de la colonia y el tiempo de reproducción sexual, ya que el incremento en la fecundidad reduce el crecimiento coralino, llevando a una extensión lineal (longitud total de ramas) que permanece constante durante el desarrollo de éstos corales (PADILLA & LARA 1996). Adicionalmente, una variedad de factores pueden tener influencia sobre el crecimiento de *A. palmata* tales como la temperatura del agua, los regímenes de luz y las tasas de sedimentación, los cuales afectan la habilidad de las colonias para crecer activamente (WEIL *et al.* 2002).

Las colonias muertas en pie de *A. palmata* fueron más abundantes y de mayores tallas comparado con las colonias vivas muestreadas, indicando la dominancia que esta especie presentó anteriormente en el PNSE antes de la mortalidad masiva en los años 80. A su vez, éstas colonias muertas en pie dan una sugerencia sobre las poblaciones antiguas y su importancia como hábitat para otros organismos arrecifales, además de la oportunidad que brinda un área en particular para apoyar el reclutamiento en los arrecifes evaluados (WEIL *et al.* 2002).

La abundancia y condición de las poblaciones de *A. palmata* variaron entre arrecifes y los resultados demuestran colonias saludables desarrollándose sin enfermedades o blanqueamiento intenso, posiblemente por la fecha de muestreo como se ha mencionado anteriormente. Aunque Isla Larga y Alcatraz perdieron colonias de *A. palmata* durante el monitoreo, debido a diferentes agentes de mortalidad que redujeron y afectaron las colonias muestreadas, estos corales evidenciaron su capacidad de supervivencia. Las colonias en Isla Larga demostraron un incremento en la distribución de tallas, en donde algunos reclutas identificados en el 2009 se han convertido en juveniles, mientras que algunos juveniles están actualmente cercanos a la madurez sexual; sin embargo, las colonias de Alcatraz no evidenciaron un incremento en la distribución de tallas, por el contrario, éstas presentaron una gran reducción en la abundancia de Acropóridos. Por estas razones, la condición de *A.*

palmata en ambas islas debería ser continuamente monitoreada para confirmar la posible recuperación o el declive de la especie dentro del PNSE.

AGRADECIMIENTO

Agradecemos especialmente a la Iniciativa de Especies Amenazadas (IEA): PROVITA y al Departamento de Biología de la Universidad de Carabobo por proveer los fondos, equipos e instrumentos que fueron necesarios para apoyar la realización de este proyecto. Estamos agradecidos también por la asistencia de campo y laboratorio provista por M. COLMENARES, L. MOLINS y A. PÉREZ durante esta investigación. Gracias al Centro de Estudios Oceanográficos (CEO) de la Universidad Simón Bolívar por facilitar la estadía y laboratorios durante la metodología de campo.

REFERENCIAS

- ARONSON, R. & W. PRECHT. 2002. *Threats to Acropora* spp. in the Caribbean. In: Bruckner AW (ed), Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199 pp.
- BAUMS, I. B., M. W. MILLER & A. M. SZMANT. 2003. Ecology of a corallivorous gastropod, *Coralliophila abbreviata*, on two scleractinian hosts. I: Population structure of snails and corals. *Mar. Biol.* 142: 1083-1091.
- BONE, D., F. LOSADA & E. WEIL. 1993. Origin of sedimentation and its effects on the coral communities of a Venezuelan National Park. *Ecotrópicos* 6: 10-21.
- CRÓQUER, A., C. BASTIDAS, D. LIPSCOMP, R. E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, E. JORDAN-DAHLGREN & H. M. GUZMÁN. 2006. First report of Folliculinid ciliates affecting Caribbean scleractinian corals. *Coral Reefs* 25: 187-191.
- GARCÍA, A., A. CRÓQUER & S. M. PAULS. 2002. Relación entre la incidencia de enfermedades y la estructura de tallas y especies en corales del Parque Nacional Archipiélago de los Roques, Venezuela. *Interciencia* 27: 448-453.
- GARZÓN-FERREIRA, J., M. MORENO-BONILLA & J. M. VALDERRAMA. 2004. Current condition of *Acropora palmata* and *A. cervicornis* coral formations in the Tayrona National Natural Park (Colombia). *Bol. Investig. Mar. Costeras* 33: 117-136.
- GERALDES, F. 2002. Status of the acroporid coral species in the *Dominican Republic*. In: Bruckner AW (ed), Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199 pp.
- GLADFELTER, E. H., R. K. MONAHANAND & W. B. GLADFELTER. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 28: 728-734.
- GLADFELTER, W. B. 1982. White-band disease in *Acropora palmata*: Implications for the structure and growth of shallow reefs. *Bull. Mar. Sci.* 32(2):639-643.
- HERNÁNDEZ, E. A. 2002. *Status of Acropora* spp. populations in northern and eastern Puerto Rican coral reefs. In: A. W. Bruckner (ed) Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199 p.
- HIGHSMITH, R. C., A. C. RIGGS & C. M. D'ANTONIO. 1980. Survival of hurricane-generated coral fragments and a disturbance model of reef calcification/growth rates. *Oecologia* 46: 322-329.
- JACKSON, J. B. & T. P. HUGHES. 1985. Adaptive strategies of coral-reef invertebrates. *Am. Sci.* 73: 265-273.
- JAAP, W. C. 1974. Scleractinian growth rate studies. Proc Fl Keys Coral Reef Wrkshp. FL Dept Nat Res Coastal Coordinating Council. 17 p.
- LABOY-NIEVES, E. N., E. KLEIN, J. E. CONDE, F. LOSADA, J. J. CRUZ & D. BONE. 2001. Mass mortality of tropical marine communities in Morrocoy, Venezuela. *Bull. Mar. Sci.* 68: 163-179.
- LIRMAN, D. 2002. Population dynamics and life-history traits of *Acropora palmata*: costs and benefits of fragmentation. In: A. W. Bruckner (ed) Proceedings

- of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199p.
- MAYOR, P. A., C. S. ROGERS & Z. M. HILLIS-STARR. 2006. Distribution and abundance of elkhorn coral, *Acropora palmata*, and prevalence of white-band disease at Buck Island Reef National Monument, St. Croix, US Virgin Islands. *Coral Reefs* 25: 239-242.
- MILLER, M. 2002. Focal *Acropora* spp. Assessment in the Florida Keys. In; Bruckner AW (ed), Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199 pp.
- PADILLA, C. & M. LARA. 1996. Efecto del tamaño de las colonias en el crecimiento de *Acropora palmata* en Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Hidrobiologica* 6: 17-24.
- PATTERSON, K. L., J. W. PORTER, K. B. RITCHIE, S. W. POLSON, E. MUELLER, E. C. PETERS, D. L. SANTAVY & G. W. SMITH. 2002. The etiology of white pox a lethal disease of the Caribbean elkhorn coral *Acropora palmata*. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 99: 8725-8730.
- PINZÓN, J. H., A. M. PERDOMO, O. D. SOLANO & G. R. NAVAS. 1998. Blanqueamiento coralino de 1995 en la Región de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Caribb. J. Sci.* 34: 330-333.
- RODRÍGUEZ, J. & F. ROJAS. 2008. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Tercera Edición. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela, 364 p.
- SANT, S., A. S. PRIETO & E. MÉNDEZ. 2006. Cambios en la composición y estructura de una comunidad coralina después de un fenómeno de Mar de Fondo en Cautaro, Parque Nacional Mochima, Estado Sucre, Venezuela. *Ciencia* 12: 5-12.
- WEIL, E., E. A. HERNÁNDEZ-DELGADO, A. W. BRUCKNER, A. L. ORTIZ, M. NEMETH & H. RUIZ. 2002. Distribution and status of Acroporid coral (Scleractinia) populations in Puerto Rico. In; A. W. Bruckner (ed) Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD, 199p.
- WILLIAMS, D.E. & M. W. MILLER. 2006. Morphology offers no clues to asexual vs. sexual origin of small *Acropora cervicornis* (Scleractinia: Acroporidae) colonies. *Rev. Biol. Trop.* 54: 145-151.
- _____, M. W. MILLER & K. L. KRAMER. 2008. Recruitment failure in Florida Keys *Acropora palmata*, a threatened Caribbean coral. *Coral Reefs* 27: 697-705.
- _____. & M. W. MILLER. (In press). Attributing mortality among drivers of population decline in *Acropora palmata* in the Florida Keys (USA). *Coral Reefs*.
- ZUBILLAGA, A. L., C. BASTIDAS & A. CRÓQUER. 2005. High densities of the elkhorn coral *Acropora palmata* in Cayo de Agua, Archipiélago Los Roques National Park, Venezuela. *Coral Reefs* 24: 86.
- _____, L. M. MÁRQUEZ, A. CRÓQUER & C. BASTIDAS. 2008. Ecological and genetic data indicate recovery of the endangered coral *Acropora palmata* in Los Roques, Southern Caribbean. *Coral Reefs* 27: 63-72.

RECIBIDO: Agosto 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

CONDICIÓN REPRODUCTIVA DEL BAGRE RAYADO *PSEUDOPLATYSTOMA TIGRINUM* (VALENCIENNES, 1840) EN EL DELTA SUPERIOR DEL RÍO ORINOCO, ESTADO DELTAAMACURO, VENEZUELA.

ANNIE SILVA- ACUÑA¹ & ALEXANDER BARRIOS²

¹Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Tucupita, Venezuela.

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

RESUMEN: El bagre rayado *P. tigrinum* es una especie autóctona de la cuenca del Orinoco y su delta, que conforma, junto a su congénere, *P. fasciatum*, uno de los renglones más importantes en los desembarques de la pesca artesanal continental de Venezuela. A través de los años, se ha ejercido sobre esta especie un gran esfuerzo pesquero, cuyo efecto sobre la población no ha sido evaluado adecuadamente. En tal sentido, con la finalidad de conocer el estado actual del recurso, se realizaron, durante el lapso de junio de 2005 a diciembre de 2009, evaluaciones de parámetros poblacionales y reproductivos de esta especie en el delta del río Orinoco. Los resultados mostraron que el intervalo de tallas de los ejemplares capturados fue de 35 a 120 cm de longitud total (LT), similar a las alcanzadas en otras regiones del país. Para las hembras, el mayor valor del índice gonádico fue de 56,89 ocurrido en el mes de julio; también para ejemplares hembras, la talla de madurez del 50% fue de 56 cm de LT y resultó ser menor a otras reportadas en la cuenca del río Orinoco. Se observó una maduración sincrónica de los ovocitos, con dos grupos de desarrollo, una correspondiente a los ovocitos de reserva que permaneció constante, y otra que avanzó de acuerdo a la fase de madurez. La captura de *P. tigrinum* fue abundante durante el período de muestreo pero se redujo durante la época reproductiva, sugiriendo una posible migración de la especie hacia otros hábitat donde ocurriría el desove. La distribución de frecuencia de las tallas de los ejemplares provenientes de la pesca artesanal, utilizados en este estudio, reflejó que el 68% de los individuos estuvieron por debajo de la talla oficial permitida (65 cm LT), indicando un manejo deficiente de este recurso en el área del delta.

Palabras clave: *Pseudoplatystoma*, delta del río Orinoco, bagre rayado, ciclo reproductivo.

ABSTRACT: Tiger surubim, or *P. tigrinum*, a species native to the Orinoco River basin and its delta, and one of the most important stocks in continental artisanal fishery landings in Venezuela, has sustained, along with its congener *P. fasciatum*, relentless pursuit by fishermen, an effort whose impact on its population has yet to be properly evaluated. To assess the current situation of this resource, population and reproduction evaluations were conducted from June 2005 to December 2009 in the Orinoco River Delta. The total length (TL) of the specimens caught ranged from 35 to 120 cm, similar to that in other areas of the country. The largest female gonadal index, 56.89, was observed in July, size at maturity of 50% of females being 56 cm TL, smaller than others reported for the Orinoco River basin. In-tandem oocyte maturation was observed, an oocyte reserve group remaining constant and the other advancing according to sexual maturity stage. The capture of *P. tigrinum* was abundant during the sampling period, but decreased during the reproductive season, suggesting a possible migration of the species to spawning grounds. The size frequency distribution of the fish landed, used in this study, revealed 68% of individuals to be below the minimum legal size (65 cm TL), evincing a deficient management of this stock in the delta area.

Keywords: *Pseudoplatystoma*, Orinoco River Delta, surubim, reproductive cycle

INTRODUCCIÓN

En Venezuela se reconoce la existencia de dos especies de bagres del género *Pseudoplatystoma* (BLEEKER 1862), exclusivas de la cuenca del río Orinoco y el Cuyuní: *P. fasciatum* y *P. tigrinum*. BUITRAGO-SUAREZ & BURR (2007) realizaron una revisión que reclasificaba a estas especies como *P. metaense* a *P. tigrinum* y *P. orinocoense* a *P.*

fasciatum; sin embargo, CARVALHO-COSTA *et al.* (2011), con bases en análisis de ADN mitocondrial y nuclear, refutaron esta reclasificación y propusieron el uso de la clasificación anterior.

En las pesquerías de la cuenca del Orinoco, la importancia económica de estas especies es significativa, alcanzando el segundo lugar en volumen de producción

nacional fluvial con un total aproximado de 5.000 toneladas anuales (INSOPESCA 2012) y el primero en generación de recursos debido al alto precio que ambas especies alcanzan en el mercado. No obstante a que la literatura científica disponible hace referencia en su mayoría a *P. fasciatum*, en los Llanos venezolanos la especie del bagre rayado más abundante e importante comercialmente aparenta ser *P. tigrinum* (REID 1983; BARBARINO & WINEMILLER 2003). Información basada en estudios genéticos demostró que individuos de las especies perteneciente al género *Pseudoplatystoma*, provenientes de los estados Apure y Delta Amacuro, pertenecían a la misma población, con escasa variabilidad genética interespecífica (QUINTEIRO *et al.* 2007).

Estudios sobre los hábitos reproductivos del género *Pseudoplatystoma* indican que la época de desove varía considerablemente para cada región geográfica y se adecúa al ciclo hidrológico de la cuenca que habitan (REID 1983; REYES & HUQ, 1990; RAMÍREZ & AJIACO 1995; RESENDE *et al.* 1995; LOUBENS & PANFILI 2000; CASTILLO 2001; ZABALA 2004; ROMAGOSA *et al.* 2003). La información disponible en la cuenca del río Orinoco indica que *P. tigrinum* posiblemente realice su reproducción en los ríos Apure y Portuguesa entre julio y agosto (CASTILLO 2001). Este mismo autor señala que esta especie es un desovante total. Este tipo de desove es caracterizado por ovarios con un patrón del tipo “grupos sincrónicos” constituido por al menos dos lotes de ovocitos, los de reserva y aquéllos que madurarán sincrónicamente (WALLACE & SELMAN 1981, citado por WEST 1990). Sin embargo, para *P. corruscans*, en el río San Francisco, Brasil, GODINHO *et al.* (2007) señalan que las hembras de esa especie realizan numerosas migraciones cortas a sitios de desove, lo que pudiera indicar la ocurrencia de un desove múltiple. Este hecho contradice lo que hasta ahora se ha mantenido en referencia al tipo de desove de las especies de este género.

Un deterioro de las pesquerías de *P. tigrinum* ha sido reportado para el sector medio del río Orinoco, GONZÁLEZ *et al.* (2008) señalaron la predominancia de individuos pequeños, con longitudes menores a la talla de la primera madurez sexual, e inferiores a la talla legal permitida en las regulaciones de pesca venezolana, establecida en 65 cm, según la Resolución N° 003 (República de Venezuela 2002).

En tal sentido, considerando la importancia económica y estratégica de esta pesquería en el delta del Orinoco, se analizó la estructura de la población y del ciclo reproductivo de *P. tigrinum*, en esta área geográfica, como un aporte al conocimiento de las estrategias reproductivas e

información biológico-pesquera útil para el aprovechamiento de esta especie del Neotrópico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Parámetros poblacionales y reproductivos de *P. tigrinum* en el delta del río Orinoco, fueron estudiados durante un período de tres años y medio (junio 2005 a diciembre 2009). Para ello se utilizaron 463 ejemplares provenientes de las pesquerías artesanales del delta superior del río Orinoco y de jornadas de pesca especialmente dirigidas a su captura. La pesca, en su mayoría, fue realizada con redes de ahorque con malla de 12 cm de abertura máxima entre nudos, con un largo promedio de 100 m y un alto aproximado de 2 a 4 m, dependiendo si el arte es colocado en lagunas someras o en el canal principal de río. El método utilizado con mayor frecuencia fue el “plantaio”; el cual consiste en la colocación fija de la red y posterior recolección, en lapsos de tiempo aproximados entre una a tres horas, durante la noche y primeras horas del día; también se usaron, con menor frecuencia, artes denominados “fiao” que es un sistema de pesca rudimentario consistente en atar un anzuelo (usualmente número 3) y carnada, a una rama flexible de un árbol, a la orilla del río, entre arbustos y malezas; este arte fue usado sólo en épocas de aguas altas.

Para el estudio se muestrearon mensualmente ejemplares procedentes de dos importantes áreas de pesca: Los Rastrojos (8°57' Lat. N y 61°52' Long. W) y la Laguna del Sur (8°43' Lat. N y 61°55' Long. W), localidades pertenecientes a la sección superior del delta del río Orinoco, localizadas en los municipios Antonio Díaz y Tucupita, respectivamente (Fig. 1).

Las características utilizadas para la clasificación de la especie y su diferenciación de *P. fasciatum* fueron principalmente el largo y posición de la fontanela frontal, el ancho y contorno del hocico y el borde dorsal de la cabeza. La fontanela en *P. tigrinum* es más larga y profunda; el hocico es más estrecho y con lados cóncavos; mientras que el borde dorsal de la cabeza es cóncavo (REID 1983). En cada ejemplar se registró la procedencia y el peso total (g), con balanzas electrónicas de varias capacidades dependiendo del tamaño de los peces (50 kg de capacidad y sensibilidad de 50 g o 5 kg de capacidad y sensibilidad de 5 g). Se determinó la longitud total (extremo del hocico hasta el final de la aleta caudal) con un

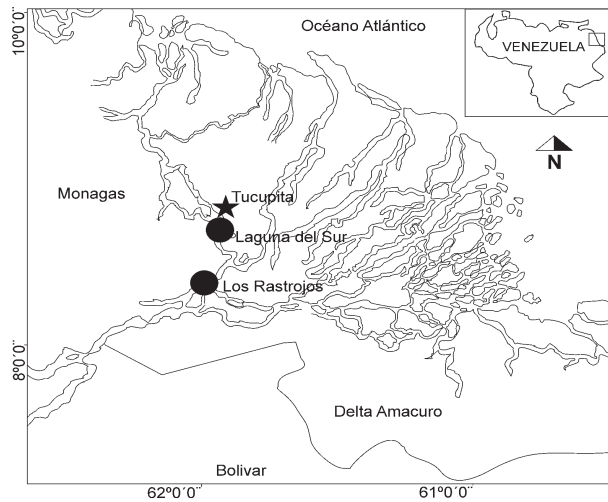


Fig. 1. Localización de las áreas de pesca más productivas, localizadas en los municipios Tucupita y Antonio Díaz, estado Delta Amacuro. Mapa elaborado por la Unidad de SIG. Dpto. Biología Pesquera – IOV – UDO.

ictiómetro de precisión de 1 mm. Las gónadas fueron removidas, mediante una incisión en la zona ventral, desde el poro urogenital hasta las aletas pectorales, identificadas por sexo, pesadas con una balanza electrónica Ohaus con precisión de 0,01 g, fotografiadas y preservadas de acuerdo con la finalidad de la muestra (histología, medición de ovocitos enteros y fecundidad). Con la finalidad de estimar los parámetros poblacionales de la especie estudiada, se determinó la estructura de tallas de individuos de ambos sexos, utilizando una hoja de cálculo de Excel. Seguidamente, con los valores de longitud total y peso observado, se aplicó una regresión no lineal ajustada por el método de mínimos cuadrados con la finalidad de determinar la ecuación de predicción para el peso total y los parámetros a y b ajustados. Para evaluar la condición fisiológica y relacionarla con el estado nutricional o reproductivo de la especie estudiada, se determinó el Factor de Condición (Kn) en función de la relación propuesta por TESH (1971, citado por WOOTTON, 1998): $Kn = PT/aLT^b$, en la que LT es la longitud total y a y b son constantes.

La estimación de la madurez de los ejemplares hembras se realizó por tres métodos: macroscópicamente, utilizando la escala de madurez propuesta por NIKOLSKY (1963), modificada por CASTILLO (1988); por medición de ovocitos enteros (JONS & MIRANDA 1997) e histológicamente (YAMAMOTO, 1956, citado por VAZZOLER 1996). Para el cálculo del índice gonádico se seleccionó el modelo propuesto

por ANDERSON & GUTREUTER (1983):

$IG = PG / PT * 1000$, donde PG es el peso de la gónada y PT el peso total. La validación del tipo de desove se realizó mediante la medición de los ovocitos y el análisis de las distribuciones de frecuencia de los diámetros de los ovocitos enteros. La variación del diámetro de los ovocitos permitió confirmar el tipo de desarrollo ovárico de la especie estudiada que según la literatura podría ser sincrónico, sincrónico en grupo o asincrónico (WALLACE & SELMAN 1981, citado por WEST 1990; VAZZOLER 1996; MURUA *et al.* 2003). Para la determinación del número de ovocitos maduros próximos a ser desovados, se utilizó el método gravimétrico (BAGENAL 1978). La proporción de sexos de *P. tigrinum* fue estudiada utilizando la prueba X^2 ; el análisis fue realizado por espacios de cuatro meses, correspondientes a los periodos de predesove (enero-abril), desove (mayo – agosto) y postdesove (septiembre – diciembre), establecidos a partir del análisis de madurez gonádica de esta especie realizado en este mismo estudio; y por clase de longitud. La longitud promedio de maduración sexual (L_{50}) fue estimada por clases de tallas, durante la época de desove, excluyendo los individuos en reposo (Fase II). La L_{50} fue estimada usando la siguiente función logística: $M = 1 / 1 + e^{-a(LT-b)}$, en la que LT es la longitud total del ejemplar, mientras que a y b son constantes. Estos últimos parámetros fueron estimados por un algoritmo de búsqueda numérica que minimiza el logaritmo negativo de la función de probabilidad bajo el supuesto de una distribución binomial del error (WELCH & FOUCHER, 1988), y los intervalos de confianza por medio de los perfiles conjuntos de verosimilitud.

RESULTADOS

El ciclo reproductivo de *P. tigrinum* en el delta superior del río Orinoco, estuvo limitado por la abundancia de ejemplares inmaduros, de pequeñas tallas y la disminución de la captura durante la época reproductiva. La frecuencia de tallas para las hembras estuvo contenida en un intervalo de longitudes entre 35,0 a 120,0 cm de LT , mientras que para los machos fue de 35,0 a 100,0 cm LT (Fig. 2). La longitud de 50,0 cm de LT fue la más frecuente, representando el 21,71% de los ejemplares analizados en ambos sexos. La mayor frecuencia de individuos por peso se observó en la clase de 1,0 kg, representando el 40,15% de las hembras y el 46,56% de los machos. El registro de las tallas de captura, de los ejemplares utilizados en esta investigación reflejó que el 68% de los individuos

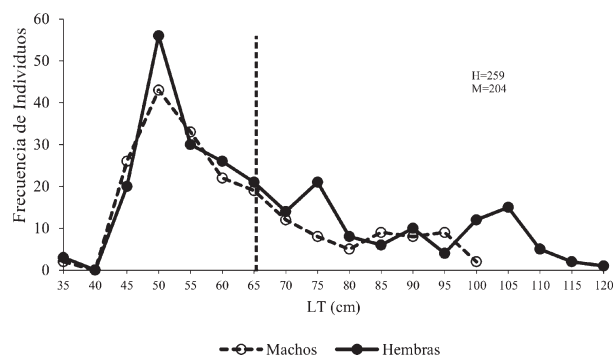


Fig. 2. Distribución de frecuencia de clases de longitud total de hembras y machos de *P. tigrinum*. La línea vertical discontinua representa la longitud total mínima de captura permitida.

estuvieron por debajo de la talla mínima oficial permitida, de 65 cm de longitud total, establecida en el país mediante la Resolución N° 003 que regula la pesca comercial artesanal (República de Venezuela, 2002).

La regresión entre la longitud y el peso, para las hembras, produjo una ecuación potencial de predicción para $PT = 0,001LT^{3,475}$ (Fig. 3), con un ajuste $r^2 = 0,92$, en la que el exponente resultó ser significativamente mayor a 3 ($P < 0,05$).

La variación mensual del índice de condición (Kn) mostró que las hembras presentaron elevados valores durante el mes de abril. El análisis del Kn respecto a la talla (LT) reveló que los valores altos de Kn correspondieron a individuos pequeños con tallas menores a 50 cm de LT ($P < 0,001$) (Fig. 4).

Para el estudio de la madurez gonádica de *P. tigrinum* se analizaron un total de 439 individuos. Los ejemplares

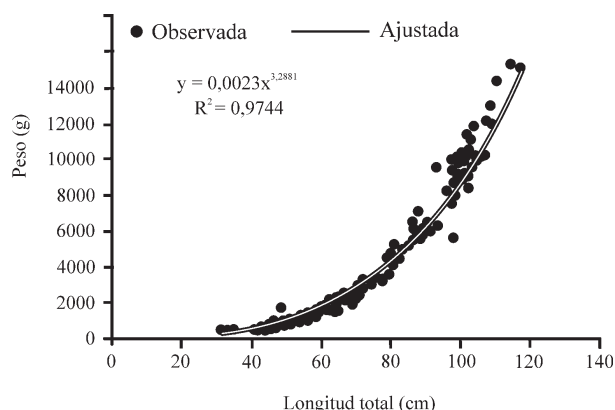


Fig. 3. Relación longitud-peso observada y ajustada de hembras de *P. tigrinum*.

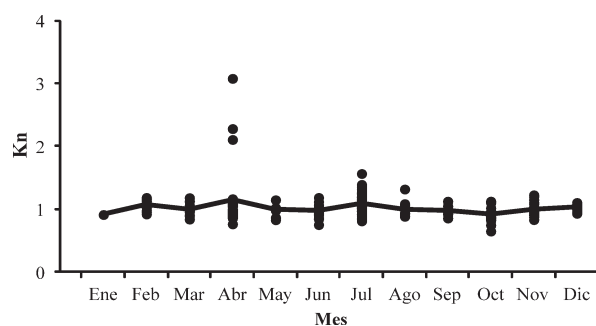


Fig. 4. Distribución de valores del factor de condición de hembras de *P. tigrinum* analizados por mes y LT. La línea continua representa el valor promedio de Kn por mes y clase de longitud total.

fueron clasificados macroscópicamente de acuerdo al sexo y a su madurez, utilizando la escala de madurez propuesta por NIKOLSKY (1963), modificada por CASTILLO (1988). Del total estudiado, 245 ejemplares resultaron ser hembras y 194 machos (Tabla 1). Los ejemplares en Fase I correspondieron a individuos juveniles, con longitudes entre 30,5 y 71,3 cm de LT. Los ejemplares en Fases II a VI mostraron longitudes comprendidas entre 42,0 y 117,3 cm de LT (Fig. 5).

La descripción macroscópica de las gónadas de las hembras de *P. tigrinum* coincidió en su mayoría con la de la escala de referencia utilizada; sin embargo, fue posible destacar aspectos determinantes que caracterizaron a cada una de las fases (Fig. 6, Tabla 2). La medición de los ovocitos enteros de 100 gónadas de individuos *P. tigrinum*, en diferentes fases de madurez, mostró que el diámetro de los ovocitos aumentó progresivamente durante el proceso de maduración, desde un promedio de $63,34 \pm 20,97 \mu m$ en la Fase I, hasta un promedio de $1.100,73 \pm 207,09 \mu m$ en la Fase V (en desove) (Fig. 7). Posteriormente al desove (Fase VI), los ovocitos atrésicos remanentes en la gónada mostraron un diámetro visiblemente menor, con

TABLA 1. Discriminación por mes, fase de madurez y localidad de origen, de los ejemplares de *P. tigrinum* utilizados en este estudio.

Mes	♀	♂	I	II	III	IV	V	VI	Laguna del Sur	Los Rastrojos
Ene	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Feb	17	11	20	7	1	0	0	0	24	1
Mar	18	10	14	13	1	0	0	0	17	13
Abr	34	32	40	23	3	0	0	0	28	39
May	9	11	11	5	3	1	0	0	17	8
Jun	79	67	54	46	16	4	2	25	58	82
Jul	37	24	23	20	12	3	3	0	47	10
Ago	7	4	0	4	4	0	0	3	15	0
Sep	2	1	0	2	0	0	0	1	3	0
Oct	23	17	13	23	0	0	0	4	38	2
Nov	10	12	16	4	1	0	0	0	23	0
Dic	8	5	7	3	2	0	0	1	13	0
Total	245	194	198	151	43	8	5	34	284	155

promedio de $128,24 \pm 46,54 \mu\text{m}$.

La caracterización anatómica de las fases de desarrollo de los ovocitos fue realizada mediante estudios histológicos. Los cortes realizados permitieron observar la presencia de cinco tipos de ovocitos: cromatina-nucleolar (O1), perinucleolar (O2), ovocitos con vitelogénesis lipídica (O3), vitelogénicos (O4) y vitelogénesis completa (O5).

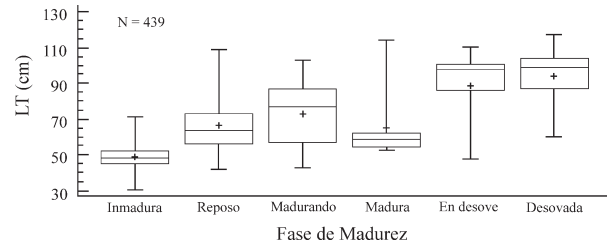


Fig. 5. Longitudes totales de ejemplares de ambos sexos de *P. tigrinum* por fase de madurez gonádica. El gráfico muestra la media (+), mediana (—), los percentiles del 25 y el 75% (caja) y el mínimo y máximo (línea vertical) de los valores observados.

El índice gonádico de *P. tigrinum*, determinado por el modelo propuesto por ANDERSON & GRUTEUTER (1983), varió desde 0,18 hasta 56,89 magnitud en las hembras (Fig. 8). Para su estimación se analizaron 245 gónadas provenientes de ejemplares de las diferentes fases de madurez, de ellas, 46,26% fueron inmaduras, 33,88% estuvieron en reposo, 8,98 % correspondieron a la fase madurando; sólo 0,82% fueron maduras, 1,63% estuvieron en desove y 11,43% correspondieron a gónadas desovadas. La prueba de Kruskal-Wallis mostró la existencia de diferencias muy significativas ($P < 0,001$) entre las medianas de los valores de IG por fase de madurez.

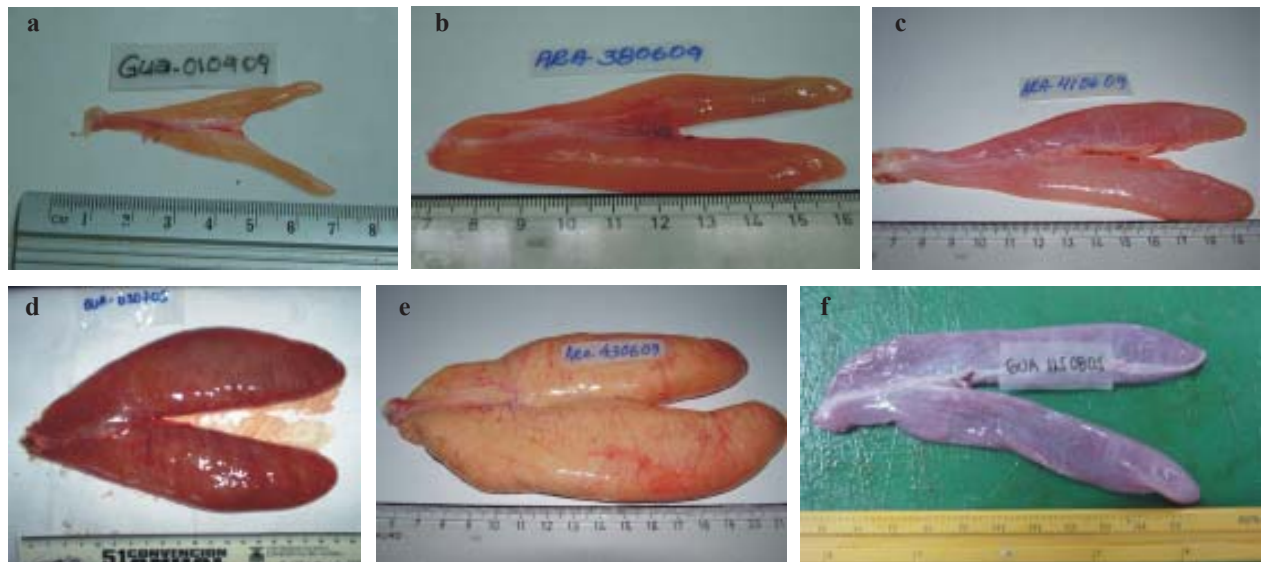


Fig. 6. Caracterización externa de las gónadas de ejemplares hembras de *P. tigrinum* en distintas fases de madurez (a) Fase I: Inmadura. (b) Fase II: En reposo. (c) Fase III: Madurando. (d) Fase IV: Madura. (e) Fase V: En desove. (f) Fase VI: Desovada.

TABLA 2. Caracterización macroscópica, microscópica e histológica de las gónadas de ejemplares de ambos sexos

Fases	- Características
Fase I (Gónada Inmadura)	- Los ovarios se mostraron como filamentos transparentes, sin vascularización visible. El diámetro promedio de los ovocitos en esta fase fue $63,34 \pm 20,97 \mu\text{m}$. Histológicamente, en las hembras, se observó la presencia de células germinativas y cromatina-nucleolar.
Fase II (Gónada en Reposo)	- Las gónadas ocupaban una pequeña porción de la cavidad celómica. En las hembras las extremidades de las gónadas presentaban forma de rombo. Los ovocitos no se distinguían a simple vista. En esta fase se incluyeron hembras que entraban por primera vez en proceso reproductivo y aquellos que después del proceso de reabsorción iniciaban el reposo. El diámetro promedio de los ovocitos en esta fase fue $114,54 \pm 51,73 \mu\text{m}$. Histológicamente, en las hembras, se observó el predominio de ovocitos perinucleolares, también se verificó la presencia de ovocitos I y ovogonias.
Fase III (Gónada en Maduración)	- Las gónadas continúan ocupando una pequeña porción de la cavidad celómica. Los ovarios y testículos se hicieron más largos. Los ovarios mostraron forma cilíndrica, con un ligero tono amarillento. El diámetro promedio de los ovocitos en esta fase fue $243,00 \pm 207,36 \mu\text{m}$. Histológicamente, se observa la aparición de los alvéolos corticales en la periferia de los ovocitos.
Fase IV (Gónada Madura)	- Los ovarios ocupan casi toda la cavidad celómica, los ovocitos se observan claramente y presentan un color mostaza y es notoria la presencia de vasos sanguíneos. El tamaño promedio de los ovocitos enteros fue $599,59 \pm 342,24 \mu\text{m}$. Histológicamente, los ovocitos presentaron gránulos de vitelo y vesículas lipídicas que llenaban el citoplasma (Ovocitos IV, previtelogénicos).
Fase V (Gónada en Desove)	- La membrana de los ovarios se tornó muy delgada y transparente; los ovocitos presentaron color amarillo y se observan capilares sanguíneos y la arteria ovariana muy dilatada. El tamaño promedio de los ovocitos enteros fue $1.100,73 \pm 207,09 \mu\text{m}$. Histológicamente, las hembras de esta fase presentaron ovocitos con núcleo excéntrico y citoplasma completamente ocupado por gránulos de vitelo (Ovocitos V, con vitelogénesis completa).
Fase VI (Gónada Desovada)	- Los ovarios tienen apariencia de sacos vacíos y sanguinolentos. El tamaño promedio de los ovocitos enteros fue $128,24 \pm 46,54 \mu\text{m}$. Histológicamente, en las hembras se observaron folículos vacíos, con remanentes de ovocitos en diferentes etapas de atresia.

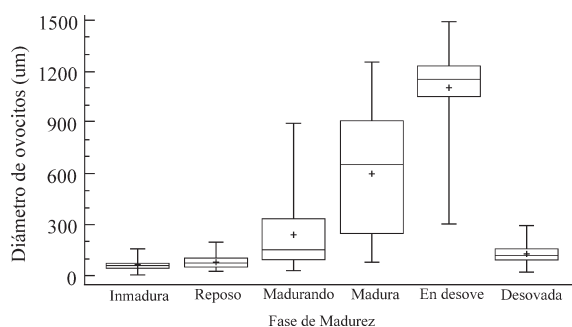


Fig. 7. Diámetro de los ovocitos enteros de *P. tigrinum* en las diferentes fases de desarrollo de las gónadas. El gráfico muestra la media (+), mediana (—), los percentiles del 25 y el 75% (caja) y el mínimo y máximo (línea vertical) de los valores observados.

El análisis mensual de las gónadas de los ejemplares hembras mostró valores que variaron desde 0,18 en marzo hasta 56,89, en julio (Fig. 9). Se demostró la existencia de diferencias muy significativas entre los valores del IG por mes para las hembras ($P < 0,001$), mediante la aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis. Así mismo, los valores del IG de las hembras, presentaron diferencias muy significativas a nivel de clases de tallas, de (Kruskal-Wallis ($P < 0,001$)). Los mayores valores del IG fueron encontrados en hembras con tallas superiores a 90 cm de LT (Fig. 10).

La distribución de frecuencias del diámetro de los ovocitos (Fig. 11) permitió observar dos grupos de

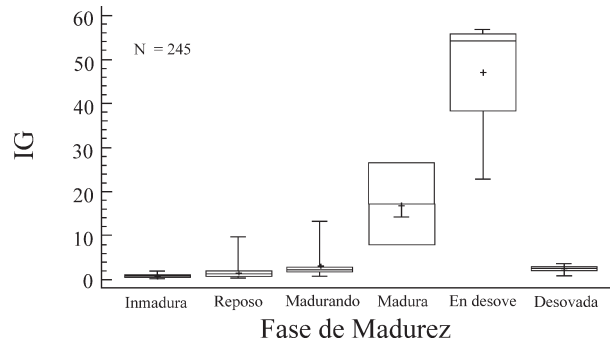


Fig. 8. Valores de IG de hembras de *P. tigrinum*, por fase de madurez gonádica. El gráfico muestra la media (+), mediana (—), los percentiles del 25 y el 75% (caja) y el mínimo y máximo (línea vertical) de los valores observados.

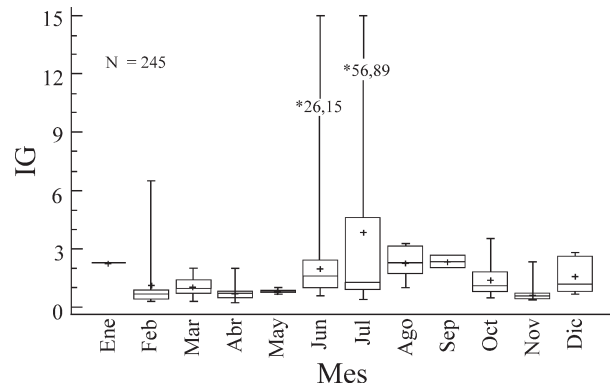


Fig. 9. Valores de IG de hembras de *P. tigrinum*, por mes. El gráfico muestra la media (+), mediana (—), los percentiles del 25 y el 75% (caja) y el mínimo y máximo (línea vertical) de los valores observados. * valor fuera de la escala.

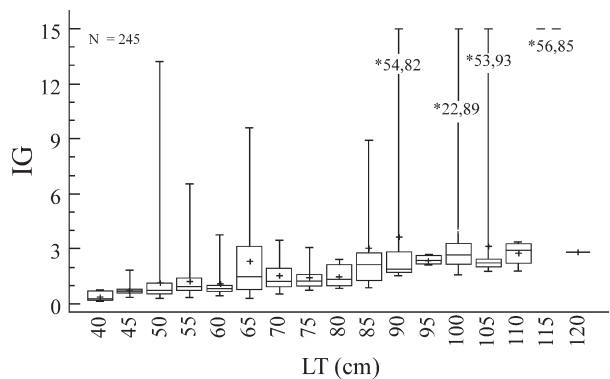


Fig. 10. Valores de IG de hembras de *P. tigrinum* por intervalos de Longitud Total. El gráfico muestra la media (+), mediana (—), los percentiles del 25 y el 75% (caja) y el mínimo y máximo (línea vertical) de los valores observados. * valor fuera de la escala.

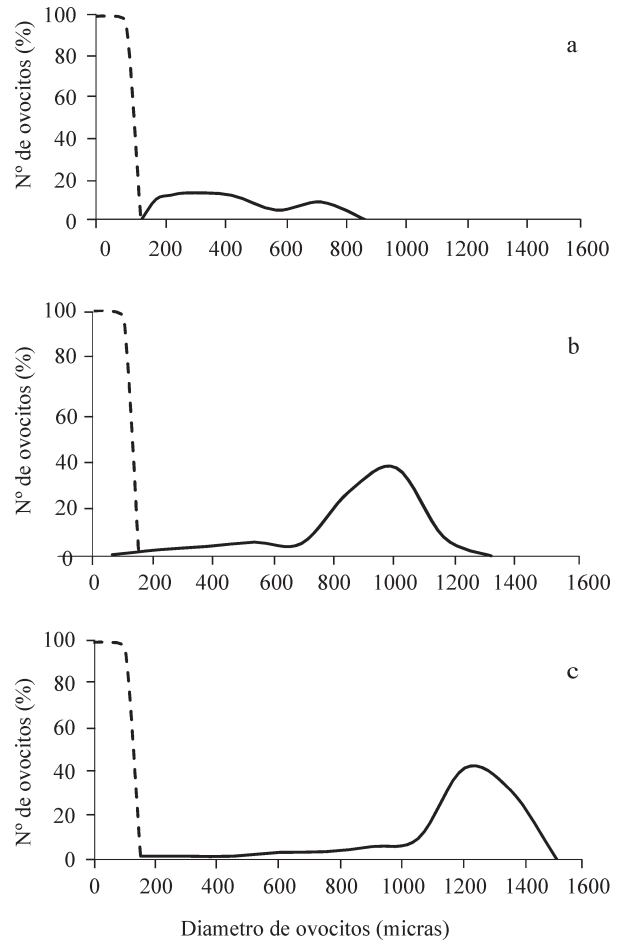


Fig. 11. Distribución de frecuencia del diámetro de los ovocitos de *P. tigrinum* en diferentes fases de madurez gonádica. a) Gonada Madurando, Fase III, b) Gonada Madura, Fase IV y c) Gonada en desove, Fase V. N indica el número de hembras analizadas.

desarrollo; uno de esos grupos, con diámetro promedio de $63,39 \pm 20,97 \mu\text{m}$ (intervalo $4,29 \mu\text{m}$ a $158,99 \mu\text{m}$) permaneció constante en todas las fases, y el otro grupo avanzó de acuerdo a la madurez gonadal del individuo, permitiendo determinar que esta especie posee una maduración sincrónica en grupo, con desoves anuales totales.

La fecundidad de *P. tigrinum* sólo se determinó para dos hembras debido a la pérdida del material conservado. El número de ovocitos para las hembras analizadas varió de 78.726, en un ejemplar de 5.400 g, y LT de 80,5 cm; el otro ejemplar presentó una fecundidad total de 157.053 ovocitos, con un peso de 7,550 g y una longitud total de 97,50 cm.

TABLA 3. Prueba χ^2 para datos de proporción de sexos de *P. tigrinum*, por periodos de cuatro meses, de años combinados.

	Hembras	Machos			
	Frec. Obs.	Frec. Obs.	Total	Frec. Esp.	$\chi^2_{exp.}$
Ene-abr	71	53	124	62	2,62 ns
May-ago	120	96	216	108	2,67 ns
Sep-dic	54	45	99	49,5	0,83 ns
Total	245	194	439	219,5	5,93 *

$\chi^2_{(1) 0,05} = 3,84$ *Diferencia significativa

La proporción de sexos de *P. tigrinum* evaluada por intervalos de cuatro meses, correspondientes a los periodos de predesove, desove y postdesove previamente determinados en este estudio, y por clase de longitud, permitió determinar la inexistencia de diferencias significativas en la frecuencia de hembras y machos por periodos de tiempo, a un nivel de probabilidad de 95,0% (Tabla 3). Sin embargo, la proporción total anual mostró el predominio de las hembras (1,26: 1 H/M; $\chi^2 = 6,23$; $P < 0,001$).

Los datos de madurez de hembras de *P. tigrinum*, capturadas durante la época reproductiva indicaron que 25% de los ejemplares alcanzaron la madurez a una longitud aproximada de 50,0 cm de LT, 50% se mostraron maduros a una longitud total de 56,04 cm y 100% a los 58,00 cm de

LT (Fig. 12a). Los intervalos de confianza al 95% de la función de probabilidad del perfil de dos dimensiones ("two dimensional likelihood profiles") para los parámetros estimados (a , L_{50}) son mostrados en la figura 12b.

DISCUSIÓN

El análisis de las características biométricas de longitud y peso permitió determinar que el intervalo de longitudes de 35,0 a 120,0 cm (LT), correspondiente a ejemplares procedentes de la pesca artesanal en el delta del Orinoco, fueron similares a las tallas de captura de esta especie en otros estados de Venezuela como Portuguesa y Apure (CASTILLO 200; BARBARINO 2005). Al igual que en otras regiones del país, las hembras alcanzaron tallas más grandes que los machos, exhibiendo un máximo de 120,0 cm de LT; los machos mostraron tallas mínimas iguales a las de las hembras pero el máximo de longitud para este sexo fue 15 cm inferior (105,0 cm de LT). La talla de mayor frecuencia (50,0 cm de LT) para ambos sexos, coincidió con la obtenida por NOVOA & RAMOS (1982) de 49,8 cm LT, quienes reportaron un único ejemplar capturado con red de arrastre en el caño Macareo, por lo que no es posible inferir sobre la evolución histórica de las tallas de captura de esta especie en el estado Delta Amacuro.

Para el tramo inferior de los ríos Apure y Arauca, BARBARINO (2005) reportó para las hembras una longitud máxima de 112 cm de longitud estándar (LE) y para los machos 95 cm de LE, con mayor frecuencia de tallas en el

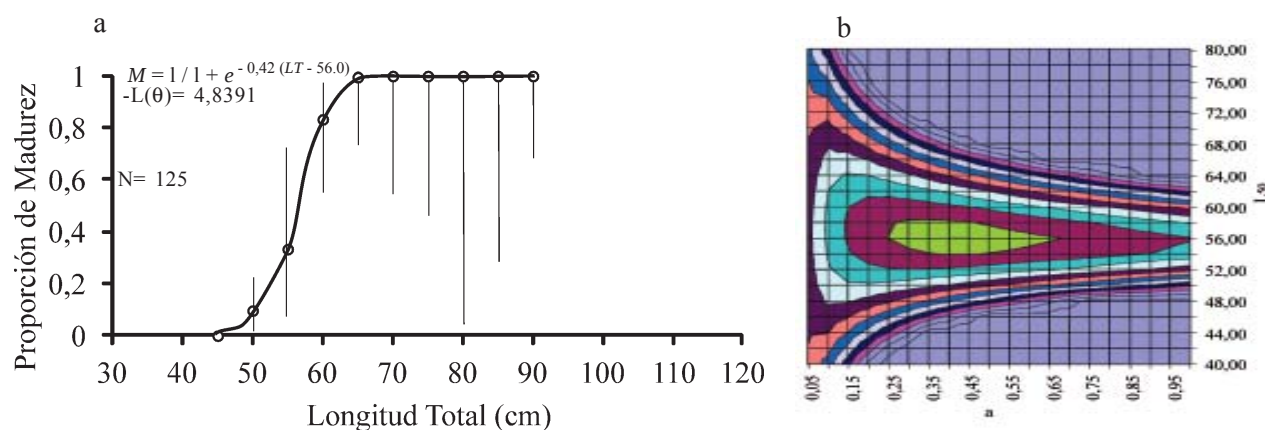


Fig. 12. (a) Proporción de madurez sexual e intervalos de confianza al 95% de la función de probabilidad del perfil de dos dimensiones de hembras *P. tigrinum* en el delta superior del río Orinoco, por clase de longitud total de 5 cm. La curva ajustada corresponde a la ojiva de madurez estimada y las líneas verticales indican el 95% de los intervalos de confianza de las observaciones. (b) Intervalos de confianza de los parámetros al 95% de la función de probabilidad del perfil de dos dimensiones. El ovalo central verde en la figura indica el 95% del intervalo de confianza.

intervalo entre 70 y 75 cm de LE para ambos sexos, tallas superiores a las encontradas en este estudio. CASTILLO (2001) en registros realizados en el río Portuguesa, observó apogeos de capturas alrededor de 56 y 60 cm LT, también ligeramente superiores a los encontrados en el delta, acotando también que una fracción significativa (84%) de esa importante especie comercial se encontraba por debajo de su L_{50} para esa área (73 cm de LT), y el 66% de los ejemplares capturados se encontraron por debajo de la talla mínima oficial, establecida en 65 cm de LT (República de Venezuela, 2002). PÉREZ (2005) informó que desde 1996 hasta 2003 la talla de captura promedio de la especie en el río Apure disminuyó de 58,84 a 47,63 cm de LT (coincidentes con los de este estudio) lo cual es indicado por el autor como indicio de disminución de la población. Una conclusión generalizada es que las hembras de esta especie alcanzan mayores tamaños que los machos (NOVOA & RAMOS 1982; REID 1983; CASTILLO 1988; CASTILLO 2001).

Los elevados valores de Kn observados en individuos pequeños, menores de 50 cm LT, en el mes de abril, fuera de la época reproductiva, sugieren que los altos valores del índice de condición estuvieron más relacionados con el estado nutricional que con la condición reproductiva.

Durante el período de estudio, la captura de hembras de *P. tigrinum*, en fases avanzadas de madurez, fue escasa, posiblemente debido a la coincidencia de la época de creciente del río con la época de reproducción, que dificulta la pesca de esta y otras especies en el río Orinoco durante esta temporada del año; otra razón posible pudiera referirse a una migración de la especie hacia lugares de desove, todavía no determinados. NOVOA & RAMOS (1982) sugieren que las especies de *Pseudoplatystoma* sólo realizan movimientos locales en el área de inundación para efectuar el desove; lo cual contradice la hipótesis sugerida por algunos autores de que esta especie podría migrar al pie de monte andino para realizar su reproducción. Sin embargo, es importante considerar que la hipótesis de NOVOA & RAMOS (1982), que implica migraciones locales, no concuerda con los requerimientos de corrientes en el cuerpo de agua, necesarios para mantener los huevos en la columna de agua durante su desarrollo.

Las mediciones de los diámetros de los ovocitos enteros, pertenecientes a hembras en fase de desove mostraron diámetros máximos de 1.490,49 μm (media de 1,100,73 $\pm$ 207,09 μm), no comparables a los máximos reportados por CASTILLO (2001) de 640 $\pm$ 60 μm , los cuales

se corresponden más con los diámetros de ovocitos de la fase IV encontrados en este estudio. Se observó un aumento progresivo del diámetro de los ovocitos de una fase para otra; sin embargo, el incremento de tamaño de los ovocitos entre las fases III y IV fue significativamente mayor a los incrementos ocurrido entre las fases I, II y III. El promedio del diámetro de los ovocitos de *P. tigrinum* se localizó dentro del intervalo de los comúnmente reportados para especies con desoves pelágicos que generalmente producen huevos menores que aquéllas que utilizan sustratos (TYLER & SUMPTER 1996).

No obstante, el diámetro de los ovocitos encontrado en este estudio, para hembras en desove, fue, en promedio, superior a los referidos por CASTILLO (2001); el valor de IG reportado por este autor (IG=75) en el mes de junio, para hembras *P. tigrinum*, superó al resultante de este estudio (IG= 56,89), aun cuando se utilizó la misma metodología. Esto podría ser explicado, por el hecho de que algunas gónadas en fase de desove, con ovocitos vitelogénicos, mostraban índices gonádicos más bajos por haber iniciado la expulsión de los gametos y también por la talla de las hembras, que en el delta fue menor.

La fecundidad encontrada para las hembras *P. tigrinum* en la zona del delta superior del Orinoco, fue considerablemente inferior (117,889 ovocitos) a la reportada por CASTILLO (2001) quien determinó una fecundidad promedio de 1.666.444 con un mínimo de 782.286 y máximo de 3.420.556 ovocitos. Sin embargo, los valores encontrados carecen de solidez ya que sólo dos hembras fueron analizadas.

La madurez sincrónica de los ovocitos indicó la posible ocurrencia de un desove total en la especie, concordando con el planteamiento de diversos autores sobre el tipo de desove de *P. tigrinum* y sus congéneres (REID 1983; CASTILLO 1988; CASTILLO 2001); sin embargo, GODINHO *et al.* (2007) refirieron la posibilidad de que *P. corruscans*, otro Pimelodidae similar a *P. tigrinum*, pudiera tener desoves múltiples, debido a las repetidas migraciones que realiza a los sitios de desove, según lo observado en novedosas investigaciones basadas en biotelemetría.

La proporción de sexos no mostró diferencias por meses y clases de tallas, con excepción de la talla de 72 cm de LT donde hubo predominio de hembras. Los machos desaparecieron de las capturas a partir de los 100 cm de LT; sin embargo, salvo algunas excepciones, el número

de hembras observado fue generalmente superior al de los machos. Estos resultados difieren de los de CASTILLO (2001), quien reportó el dominio de machos de esta especie en las capturas comerciales del río Portuguesa. BARBARINO (2005) refiere, sin embargo, un predominio de hembras y una disminución de los machos a partir de los 85 cm. La talla estimada de reproducción del 50% de la población para las hembras de 56,0 cm de LT indicó que esta especie madura a tallas inferiores en el delta, ya que para el río Portuguesa, CASTILLO (2001), utilizando el método de frecuencia acumulada, reportó una L_{50} de 73 cm de LT, y BARBARINO (2005) obtuvo, para individuos de ambos sexos de esta especie, en las partes bajas de los ríos Apure y Arauca, una talla media de madurez observada de 62 cm (LE) (aproximadamente 71 cm de LT). Sin embargo, estas diferencias de talla de maduración de la misma especie en diferentes localidades fue referida por INTURIAS (2007), quien, usando la misma metodología, determinó para *P. fasciatum* valores considerablemente diferentes de tallas de maduración en dos localidades de la Amazonía boliviana.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El estudio del ciclo reproductivo y fecundidad de *P. tigrinum* demostró que la época de mayor madurez gonádica de la especie en el delta del río Orinoco ocurrió entre los meses de junio y julio. La presencia de dos modas en la distribución de frecuencia del diámetro de los ovocitos, una correspondiente a los ovocitos del stock de reserva, que permaneció constante en todas las fases de desarrollo, y otro grupo que avanzó de acuerdo a la fase de maduración, evidenció que ambas especies poseen ovarios con un patrón de desove del tipo “grupo sincrónicos” con un desove total anual. La captura de *P. tigrinum* fue abundante en el período de muestreo, menos durante la época reproductiva, sugiriendo una posible migración de la especie hacia otros hábitat de desove. Durante el período de estudio las hembras de *P. tigrinum* predominaron en número sobre los machos, y alcanzaron mayores tamaños. El predominio de ejemplares pequeños con tallas inferiores a la mínima legal permitida y al promedio de maduración muestra un manejo inadecuado de este importante recurso por lo que se recomienda prestarle la debida atención.

AGRADECIMIENTO

Los autores expresan su agradecimiento al Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, por su

financiamiento a través del proyecto: Evaluación de los desembarques pesqueros en el bajo y medio delta del río Orinoco, código ID-APU-05-00102.

REFERENCIAS

- ANDERSON, R. O. & S. J. GUTREUTER. 1983. *Length, weight, and associated structural indices*. In: L. A. Nielsen and D. L. Johnson (eds.): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society. Bethesda. 283-300 p.
- BAGENAL, T. B. & E. BRAUM. 1978. Eggs and early life history. In: Bagenal, T. B. (Editor). 1978. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. IBP Handbook N° 3, Blackwell Scientific Publication. 3th edition, Oxford, Edinburgh. 165- 201.
- BARBARINO, A. 2005. Aspectos biológicos y pesqueros de los bagres rayados *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus 1766) y *P. tigrinum* (Valenciennes 1840) (Siluriformes: Pimelodidae) en la parte baja de los ríos Apure y Arauca, Venezuela. *Mem. Fund. La Salle Cien. Nat.* 163: 71-91.
- _____. & K. WINEMILLER. 2003. Dietary segregation among large catfishes of the Apure and Arauca Rivers, Venezuela. *Journal of Fish Biology*, 63: 410-427.
- BUITRAGO-SUAREZ, U. & B. BURR. 2007. Taxonomy of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. *Zootaxa* 1512: 1-38.
- CARVALHO-COSTA, L., N. PIORSKI, S. WILLIS, P. GALETTI JR & G. ORTÍ. 2011. Molecular systematics of the neotropical shovelnose catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker 1882 based on nuclear and mt DNA markers. *Mol. Phylogen. Evol.* 59: 177-194.
- CASTILLO, O. 1988. Aspectos bioecológicos sobre los peces comerciales del bajo llano con énfasis en los bagres (Orden Siluriformes). Tesis MSc. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Caracas. 120 p.
- _____. 2001. Ecología de la reproducción de los bagres comerciales del río Portuguesa. Trabajo de

- ascenso. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora. Guanare. 300 p.
- GODINHO, A., K. BOYD & H. GODINHO. 2007. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. *Environ. Biol. Fishes*, 80: 421-433.
- GONZÁLEZ, A., J. MENDOZA, F. AROCHA & A. MÁRQUEZ. 2008. Selectividad de la red de enmalle en la captura del bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* de la cuenca del río Orinoco medio. *Zootecnia Trop.* 26(1): 63-70.
- INSOPESCA. 2012. Desembarques Pesqueros Continentales de Venezuela durante el 2011. Instituto Socialista de la Pesca y la Acuicultura, Ministerio de Agricultura y Tierra, Caracas, Venezuela.
- INTURIAS, A. 2007. Edad, crecimiento y reproducción de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en la Amazonía boliviana. Tesis MSc. Universidad Mayor de San Andrés, Facultad de Ciencias Farmacéuticas y Bioquímicas. La Paz – Bolivia. 88 p.
- JONS, G. & L. MIRANDA. 1997. Ovarian weight as an index of fecundity, maturity, and spawning periodicity. *J. Fish Biol.* 50: 150-156.
- LOUBENS G. & J. PANFILI. 2000. Biologie de *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum* (Teleostei: Pimelodidae) dans le bassin du Mamoré (Amazonie Bolivienne). *Ichthyol. Explor. Freshwaters*. 11(1): 13-34.
- MURUA, H., G. KRAUS, F. SABORINO-REY, P. WITTHAMES, A. THORSEN & JUNQUERA. 2003. Procedures to estimate fecundity of marine fish species in relation to their reproductive strategy. *J. Northwest Atlantic Fishery Sci.* 33: 33-54.
- NIKOLSKY, G. 1963. The Ecology of fishes. Academic Press. London, 352 p.
- NOVOA D., F. RAMOS & I. ITRIAGO. 1982. *Resultados de los programas de pesca exploratoria efectuados en el delta del Orinoco*. En; Novoa, D. (ed) *Los Recursos Pesqueros del Río Orinoco y su Explotación*, Caracas, Corporación Venezolana de Guayana. 169-192 p.
- PEREZ, A. 2005. Ciclo de vida e dinámica populacional do capari *Pseudoplatystoma tigrinum* Valenciennes 1840 (Pisces; Pimelodidae), no rio Apure, bacia do Orinoco. Tesis de Grado para la obtención del título de Doctor en Ciencias Biológicas. Universidad Federal do Amazonas – UFAM. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia – INPA. 225 p.
- QUINTEIRO, J., A. SILVA, J. RODRÍGUEZ-CASTRO & M. REY. 2007. Discriminación genética de los bagres *Pseudoplatystoma fasciatum* y *P. tigrinum* de la cuenca del Orinoco, mediante PCR-RFLP. Libro de Resúmenes del XII Congresso Latino-Americano de Ciencias do Mar- XII COLACMAR. Florianópolis, Brasil.
- RAMÍREZ, H. & R. AJIACO. 1995. El bagre rayao *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus) y *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes). Aspectos Biológico Pesqueros en el Alto Río Meta. *Bol. Cient. INPA. Colombia* 3: 157-167.
- REID, S. 1983. La biología de los bagres rayados *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en la cuenca del río Apure, Venezuela, *Rev. UNELLEZ Cien. Tecnol. Serie Produc. Agrícola* 1(1): 13-41.
- RESENDE, E., A. CATELLA, F. NASCIMENTO, S. PALMERIRA, R. PEREIRA, M. LIMA & V. ALMEIDA. 1995. Biología do curimbatá (*Prochilodus lineatus*), pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*) na bacia hidrográfica do rio Miranda, Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá. MS: EMBRAPA-CPAP, Boletim de Pesquisa, 02: 75 p.
- REPÚBLICA DE VENEZUELA. 2002. Resolución N° 3 de 2002, Regulación de la pesca en el río Orinoco y sus afluentes (Ministerio de Agricultura y Tierras, Instituto Nacional de la Pesca y Acuicultura). Gaceta Oficial N° 37.472. 64 p.
- REYES, A. & M. HUQ. 1990. Algunos aspectos reproductivos del bagre rayado, *Pseudoplatystoma fasciatum* Linnaeus, 1776 (Pisces: Pimelodidae) en

- la Laguna Grande, Maturín, Venezuela. Bol. Inst. Oceanogr. Venez. Univ. Oriente. 29(1y2): 133-140.
- ROMAGOSA, E., P. DE PAIVA., E DE ANDRADE-TALMELLI & H. GODINHO. 2003. Biología reproductiva de fêmeas de cachara, *Pseudoplatystoma fasciatum* (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae), mantidas em cativeiro. *Bole. Inst. Pesca.* 29(2): 151-159.
- TYLER, C.R. & J.P. SUMPTER. 1996. Oocyte growth and development in teleosts. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6: 278-318.
- VAZZOLER, A. 1996. Biología da reprodução de peixes teleoósteos: teoria e prática. EDUBEM. Maringá, San Paulo. 169 p.
- WELCH D. & R. FOUCHER. 1988. A maximum likelihood methodology for estimating length at maturity with application to Pacific Cod (*Gadus macrocephalus*) population dynamics. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 45: 333-343.
- WEST, G. 1990. Methods of assessing ovarian development in fishes: a review. *Australian J. Mar. Freshwater Res.* 41: 199-222.
- WOOTTON, R. 1998. Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda. 386 p.
- ZABALA, R. 2004. Ecología y pautas de manejo del bagre rayado, *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus 1755) (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae), en el río Portuguesa, Venezuela. Tesis MSc. UNELLEZ, Guanare. 125 p.

RECIBIDO: Agosto 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA ESTRUCTURA COMUNITARIA EN AVES PLAYERAS CHARADRIIFORMES DE LA LAGUNA DE PUNTA DE MANGLE, ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA

JAVIER MARÍN SANZ¹, GEDIO MARÍN ESPINOZA² & LUIS GERARDO GONZÁLEZ BRUZUAL³

¹ Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta, Boca Del Rio

² Departamento de Biología, Universidad de Oriente, Avenida Universidad, Cerro Colorado, Cumaná. e-mail: gediom@yahoo.com

³ Grupo de Investigaciones Ornitológicas (GIO), Isla de Margarita, estado Nueva Esparta.

RESUMEN: Las islas venezolanas representan sitios de pernocta habitual de aves playeras migratorias, durante sus singladuras desde la región Neártica a la Neotropical y viceversa. En la laguna de Punta de Mangle (LPM), al sur de isla de Margarita, se planteó identificar, en conteos diurnos mensuales, las especies de aves playeras migratorias y residentes presentes en esta laguna, para determinar algunos índices comunitarios temporales, viz., Abundancia relativa (A_r), Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Dominancia (ID), Frecuencia de Aparición (C), Similitud (S_j) y Relevancia, Específica (RE), calculándolos por bimestres: Agosto-Septiembre (A-S), período de arribo otoñal; Octubre-Noviembre (O-N), período de pernocta postarribo; Febrero-Marzo (F-M), período de pernocta prerretorno; Abril-Mayo (A-M), período de retorno primaveral. En total se identificaron 22 especies, agrupadas en 3 familias (Scolopacidae, Charadriidae y Recurvirostridae). Scolopacidae presentó el mayor número de especies (16 spp.) e individuos por especie. La mayor abundancia relativa de individuos se presentó en F-M ($A_r=72,15\%$) y la menor en A-S ($A_r=26,80\%$). Durante todo el período de estudio, la diversidad se mostró moderadamente alta, siendo mayor en O-N ($H'=3,11\pm0,12$) y menor en A-M ($H'=2,68\pm0,53$). La equitabilidad mostró un alto grado de uniformidad, alcanzando su mayor valor en F-M ($J'=0,81\pm0,01$) y la menor en A-S ($J'=0,72\pm0,04$). En los bimestres de presencia mayoritaria de *Calidris pusilla* y *C. mauri* (las especies más dominantes), la dominancia fue ostensible en detrimento de la diversidad, i.e., A-M (ID=61,01±16,74%) y A-S (ID=60,41±8,62%). Las especies con los mayores índices de RE fueron: *C. pusilla* > *C. mauri* > *Charadrius semipalmatus* > *Tringa flavipes* > *Limnodromus griseus* > *Numenius phaeopus* > *Charadrius wilsonia*. Los meses con la mayor S_j intermensual de especies fueron: Octubre-Noviembre > Agosto-Septiembre = Septiembre-Octubre. Los reavistamientos en la LPM de *Limnodromus scolopaceus*, nuevo registro para Venezuela, y de *Calidris alpina*, nuevo para la isla de Margarita, además de otras especies migratorias vulnerables e.g., *Calidris canutus*, *Limosa haemastica*, *L. fedoa*, sumados a las residentes nidificantes (*C. wilsonia cinnamominus*, *C. alexandrinus*, *Himantopus mexicanus*), pudieran constituir argumentos manifiestos para la declaratoria legal de la LPM como refugio de aves acuáticas.

Palabras clave: Índices comunitarios, Scolopacidae, Charadriidae, Recurvirostridae, refugio

ABSTRACT: The Venezuelan islands are customary stopover grounds for fall and spring shorebirds migrating from Nearctic to Neotropical regions and vice versa. We identified local and migratory shorebirds in Punta de Mangle, a lagoon south of Margarita Island, by keeping bimonthly tallies of several seasonal community parameters, viz., relative abundance (A_r), diversity (H'), evenness (J'), dominance (ID), occurrence (C), similarity (S_j), and specific relevance (SR). Daylight surveys were carried out during August-September (A-S), fall arrival; October-November (O-N), post-arrival staging period; February-March (F-M), pre-departure staging period; and April-May (AM), spring departure. Twenty-three species belonging to three families (Scolopacidae, Charadriidae, and Recurvirostridae) were identified. The former presented the largest number of species (17 spp) and individuals per species. F-M presented the largest relative abundance, 72.15%; and A-S, the lowest, 26.80%. Diversity was moderately high throughout the duration of the study, O-N yielding the highest, 3.11±0.12, and A-M, the lowest, 2.68±0.53. Evenness remained fairly constant, reaching its highest value, 0.81±0.01, in F-M, and its lowest one, 0.72±0.04, in A-S. Dominance prevailed over diversity in A-M and A-S (61.01±16.74% and 60.41±8.62%, respectively), periods when *Calidris pusilla* and *C. mauri* were most dominant. The species showing the highest indices of specific relevance were *C. pusilla* > *C. mauri* > *Charadrius semipalmatus* > *Tringa flavipes* > *Limnodromus griseus* > *Numenius phaeopus* > *Charadrius wilsonia*. Intermonthly similarity among species was highest in October-November, followed by an equal showing in August-September and September-October. Our observation of these migrating birds resulted in *scolopaceus* and *Calidris alpina* as new records for Venezuela and Margarita island, respectively. The richness of both these migratory birds, some of which – *Calidris canutus*, *Limosa haemastica*, *L. fedoa* – are vulnerable species, and resident shorebirds such as *C. wilsonia*, *C. alexandrinus*, and *Himantopus mexicanus*, strongly argue in favor of enacting legislation to declare Punta de Mangle a shorebird refuge.

Key words: Communal indices, Scolopacidae, Charadriidae, Recurvirostridae, refuge

INTRODUCCIÓN

Durante el censo de aves playeras que se hizo en Venezuela hace más de dos décadas, como parte del macrocenso sudamericano (MORRISON & ROSS 1989), no se incluyeron las islas, a pesar de que presentan importantes humedales, utilizados por este grupo de aves durante sus desplazamientos hacia (migración otoñal) y desde (migración primaveral) la región Neotropical, luego de culminar su proceso reproductivo, en la tundra subártica, y la invernada, respectivamente (GONZÁLEZ *et al.* 2011b). Ciertamente, aves playeras o limícolas de las familias Charadriidae y Scolopacidae habitualmente utilizan el corredor del oeste Atlántico para su travesía interhemisférica (MCNEIL & BURTON 1973; MORRISON & MYERS 1987), el cual incluye el ámbito insular caribeño como sitio de permanencia transitoria (pernocta), compartiendo con especies limícolas residentes estos irremplazables humedales (MCNEIL *et al.* 1985).

La información publicada en Venezuela en los territorios insulares de los movimientos de aves playeras que se reproducen en la tundra neártica está referida a datos puntuales de registros en las diferentes islas (HILTY 2003; BISBAL 2008; GONZÁLEZ *et al.* 2008; GONZÁLEZ *et al.* 2009; GONZÁLEZ *et al.* 2010a; SANZ *et al.* 2010; GONZÁLEZ *et al.* 2011b; MARÍN *et al.* 2011), que si bien tienen importancia particular no revelan datos de su dinámica comunitaria, en términos de abundancia, diversidad y frecuencia de aparición estacional, la cual deber ser obtenida mediante monitoreos mensuales sistemáticos (MARÍN *et al.* 2011), durante el período de pernocta en las latitudes circuncuatoriales (MCNEIL & BURTON 1973; MCNEIL *et al.* 1985).

En este estudio se suministran datos comunitarios sobre la avifauna limícola, residente y migratoria, de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, con la finalidad de mejorar el conocimiento de este grupo ornítico tan escasamente estudiado en los archipiélagos e islas venezolanas, a los fines de fomentar su conservación mediante alguna figura ambiental legalmente constituida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna de Punta de Mangle está ubicada al sur de la Isla de Margarita (10°52' Lat. N/ 64°03' Long. WO), en el nororiente de Venezuela (Figura 1). Está bordeada por

manglares (*Rizophora mangle* L. 1753) y con manchones de vegetación psamohalófila (*Batis maritima* L. 1753, *Sesuvium portulacastrum* L. 1753, *Salicornia fruticosa* L. 1753), y matorral acantoxeromorfo costero disperso. Fisiográficamente, el área está categorizada dentro de la subregión continental costera, a saber: 0 y 100 m s.n.m., TMA > 28°C, PMA entre 300 y 1000 mm³, incluida, a su vez, dentro de la región insular y litoral de la franja costera (HUBER 1997).

Metodología

Se realizaron observaciones y censos de aves en la mañana (08.00-10.00 h), durante ocho meses (agosto-marzo), un día cada mes, empleando binoculares y cámara fotográfica digital con teleobjetivo, en recorridos a pie a lo largo de las riberas del sector sudoeste de la laguna, seleccionado por su accesibilidad y la amplitud zona intermareal expuesta, utilizando el método de transectos de línea de radio fijo (WUNDERLE 1994).

Las aves inventariadas fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (PHELPS & MEYER DE SCHAUENSEE 1979; HILTY 2003) y Norteamérica (A.O.U. 1983), y textos especializados de aves playeras (HAYMAN *et al.* 1986). Los grupos se clasificaron como residentes (especies que anidan en el área), migratorios neárticos (especies invernantes provenientes de sus zonas de reproducción en la Región Neártica) y migratorios

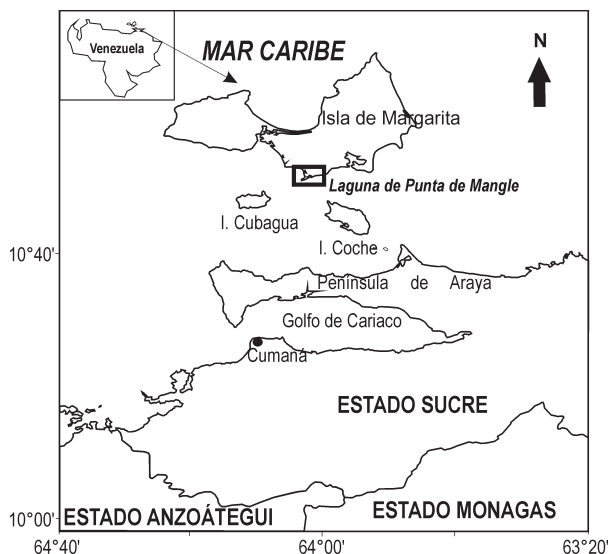


Fig. 1. Laguna de Punta de Mangle (recuadro negro), isla de Margarita, estado Nueva Esparta.

intratropicales (los que se mueven desde otras latitudes neotropicales).

Índices ecológicos

Para obtener una visión cualicuantitativa relativa del comportamiento comunitario de las aves playeras migratorias y residentes entre meses, se calcularon índices de abundancia relativa (A_r), riqueza específica (# spp.), diversidad de Shannon-Wiener (H'), equitabilidad de Pielou (J'), dominancia de Berger-Parker (ID), frecuencia de aparición (C), similitud de Jaccard intermensual (S_j) y relevancia específica (RE) (MORENO 2002; ROMANO *et al.* 2005).

Para una mejor valoración, manejo y explicación de algunos parámetros comunitarios los cálculos fueron agrupados y clasificados bimestralmente, *i.e.*, Agosto-Septiembre (A-S), período de arribo otoñal; Octubre-Noviembre (O-N), período de pernocta postarribo; Febrero-Marzo (F-M), período de pernocta prerretorno; Abril-Mayo (A-M), período de retorno primaveral.

RESULTADOS

En la laguna de Punta de Mangle (LPM) se censaron 1121 individuos del orden Charadriiformes, agrupados en 22 especies y 3 familias (Tabla 1). La familia Scolopacidae concentró el mayor número de especies (16 spp.), la mayoría con una considerable cantidad de individuos, con excepción de *Calidris alpina* Linnaeus 1758 ($n=1$) y *Limnodromus scolopaceus* Say 1823 ($n=5$), observadas en abril.

Abundancia Relativa (A_r) y Riqueza (# spp.)

Aunque la mayor abundancia relativa de individuos se presentó en el bimestre F-M y la menor en A-S, la riqueza de especies fue mayor durante los primeros dos bimestres muestreados (A-S y O-N) y menor en los últimos dos (Tablas 2 y 3), siendo las aves migratorias neárticas las que presentaron la mayor riqueza de especies (Tabla 1).

Diversidad de Shannon-Wiener (H') y Equitabilidad (J')

La diversidad, durante todo el período de estudio, arrojó un promedio apreciable, siendo mayor en el bimestre O-N y la menor en el bimestre A-M (Tabla 3). Para la equitabilidad, la cual refleja el grado de uniformidad en la distribución de las especies, se obtuvo un resultado similar, con un grado de uniformidad promedio apreciable, alcanzando su mayor valor en el bimestre F-M y el menor en el A-S (Tablas 2 y 3).

TABLA 1. Lista de especies de aves playeras Charadriiformes identificadas en la laguna de Punta de Mangle, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.

ORDEN: CHARADRIIFORMES	Estatus
Familia: Charadriidae	
<i>Charadrius semipalmatus</i> (playero acollarado)	MN
<i>Charadrius wilsonia</i> (playero picogruoso)	RE
<i>Charadrius collaris</i> (turillo)	MI
<i>Pluvialis squatarola</i> (playero cabezón)	MN
<i>Pluvialis dominica</i> (playero dorado)	MN
Familia: Recurvirostridae	
<i>Himantopus mexicanus</i> (viuda patilarga)	RE
Familia Scolopacidae	
<i>Actitis macularia</i> (playero coleador)	MN
<i>Arenaria interpres</i> (playero turco)	MN
<i>Calidris minutilla</i> (playerito menudo)	MN
<i>Calidris alpina</i> (correlimos)	MN
<i>Calidris canutus</i> (playero pecho rufo)	MN
<i>Calidris himantopus</i> (playero patilargo)	MN
<i>Calidris mauri</i> (playerito occidental)	MN
<i>Calidris pusilla</i> (playerito semipalmeado)	MN
<i>Calidris alba</i> (playero arenero)	MN
<i>Calidris fuscicollis</i> (playero rabadilla blanca)	MN
<i>Tringa semipalmata</i> (playero aliblanco)	MN
<i>Tringa flavipes</i> (tigüi-tigüe chico)	MN
<i>Tringa solitaria</i> (playero solitario)	MN
<i>Numenius phaeopus</i> (chorlo real)	MN
<i>Limnodromus griseus</i> (becasina migratoria)	MN
<i>Limnodromus scolopaceus</i> (becasina pico largo)	MN

Dominancia (ID) y Similitud (S_j)

En los meses de presencia mayoritaria de las especies más dominantes, *i.e.*, *Calidris pusilla* Linnaeus 1766 y *C. mauri* CABANIS 1857, la dominancia fue ostensible en detrimento de la diversidad (Tabla 3). Los meses con la

TABLA 2. Valores mensuales, y valores totales promedio $\pm$ Desviación Estándar (DE), de Abundancia Relativa (Ar), Diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equitabilidad de Pielou (J'), Riqueza de especies (# spp.) y Dominancia (ID) a lo largo de todo el período de estudio, en laguna Punta de Mangle, Margarita, estado Nueva Esparta.

ÍNDICES	Ar	H'	J'	# spp.	ID
MESES					
Agosto	5,88	3,05	0,75	17	54,31%
Septiembre	10,00	2,30	0,69	10	66,50%
Octubre	5,88	3,19	0,78	18	47,30%
Noviembre	7,14	3,02	0,79	14	49,48%
Febrero	11,11	2,60	0,82	9	55,74%
Marzo	11,11	2,54	0,80	9	62,00%
Abril	8,33	2,93	0,82	12	49,17%
Mayo	14,28	2,07	0,74	7	72,85%
Promedio $\pm$ DE	9,21 $\pm$ 2,95	2,71 $\pm$ 0,40	0,77 $\pm$ 0,05	12 $\pm$ 4	57,17 $\pm$ 9,16

mayor similitud intermensual de especies fueron: octubre vs noviembre > agosto vs septiembre = septiembre vs octubre (Figura 2).

Relevancia Específica (RE)

En la RE, la cual combina la abundancia relativa y la frecuencia de aparición, las especies con los mayores valores porcentuales fueron: *C. pusilla* (RE=14,04%) > *C. mauri* (RE=7,42%) > *Charadrius semipalmatus* Bonaparte 1825 (RE=7,30%) > *Tringa flavipes* Gmelin 1789 (RE=6,29%) > *Limnodromus griseus* Gmelin 1789 (RE=5,49%) >

TABLA 3. Valores bimestrales promedio ($\pm$ DE = Desviación Estándar) de Abundancia Relativa (Ar), Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza Específica (# spp.) y Dominancia (ID): agosto-septiembre (período de arribo otoñal), octubre-noviembre (período de pernocta postarribo), febrero-marzo (período de pernocta prerretorno), abril-mayo (período de retorno primaveral), en la laguna Punta de Mangle, Margarita, estado Nueva Esparta.

Índices	Ar	H'	J'	# spp.	ID
Bimestres					
Ago- Sep	26,80	2,68 $\pm$ 0,53	0,72 $\pm$ 0,04	14,50 $\pm$ 5,66	60,41 $\pm$ 8,62
Oct- Nov	34,51	3,11 $\pm$ 0,12	0,79 $\pm$ 0,07	21,75 $\pm$ 6,01	48,39 $\pm$ 1,54
Feb- Mar	72,15	2,57 $\pm$ 0,04	0,81 $\pm$ 0,01	9,75 $\pm$ 0,35	58,87 $\pm$ 4,43
Abr-May	29,92	2,50 $\pm$ 0,61	0,78 $\pm$ 0,06	10,50 $\pm$ 3,54	61,01 $\pm$ 16,74

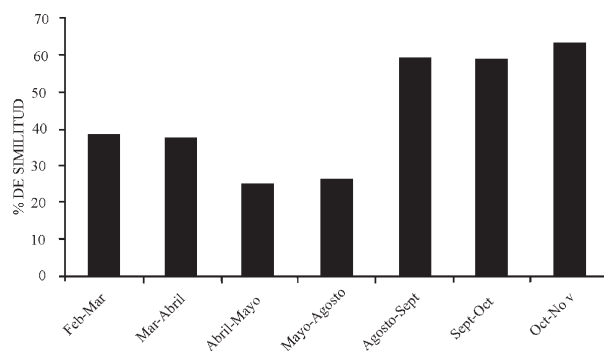


Fig. 2. Similitud intermensual en especies de aves playeras Charadriiformes presentes en la laguna de Punta de Mangle, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta, Venezuela.

Numenius phaeopus LINNAEUS 1758 (RE=4,91%) > *Charadrius wilsonia* ORD 1814 (RE=4,82%).

DISCUSIÓN

La dinámica comunitaria de las aves playeras o limícolas residentes y migratorias asociadas a humedales está condicionada a factores de naturaleza multifactorial, que pueden operar de manera individual o combinada (PIERSMA & BAKER 2000). Por regla general, en los humedales costeros de la Región Neártica, la estructura de las comunidades que involucran aves playeras migratorias varía estacionalmente, pues las poblaciones de la mayoría de las especies migran hacia los humedales neotropicales (ERWIN 1996); en consecuencia, estos últimos aumentan su abundancia individual y composición de especies (MCNEIL *et al.* 1985; MORRISON & ROSS 1987; TORRES *et al.* 2006; BLANCO *et al.* 2007; DI GIACOMO & PARERA 2008). Efectivamente, estas aves limícolas pueden pasar las dos terceras partes de su ciclo anual en latitudes neotropicales (BURTON & MCNEIL 1975; MORRISON & ROSS 1987; DI GIACOMO & PARERA, 2008), y particularmente en las islas resulta uno de los grupos orníticos más afectados por los impactos antrópicos, como pérdida de hábitat, motonáutica, acumulación de basura y depredación por perros y gatos domésticos o asilvestrados (SMIT *et al.* 1987; NOGALES 2004; BURGER *et al.* 2004; YASUÉ 2006; MARÍN *et al.* 2011).

Los hallazgos comunitarios en la LPM revelan una rica composición de especies de aves playeras, aunque una visible variación estacional de la abundancia de individuos. El hecho de que los apogeos de abundancia

numérica se presentaran en septiembre (mes de arribo), febrero, marzo (meses de pernocta) y mayo (mes previo al retorno), revelaría, por una parte, la tendencia general en la mayoría de las especies limícolas migrantes que pernoctan en los humedales venezolanos de arribar masivamente durante el otoño boreal utilizando las rutas atlántico-caribeñas (MORRISON & MYERS 1987; WUNDERLE *et al.* 1989). Por otra parte, la disponibilidad de alimento suficiente y sostenido en los hábitat ribereños intermareales de aguas someras de la LPM durante su pernocta y previo al retorno primaveral, lo que le asegurarían a estas poblaciones la acumulación adecuada de grasa premigratoria para el viaje de regreso hacia sus áreas de reproducción en la tundra canadiense (PFISTER *et al.* 1998); adicionalmente se estaría confirmando a las rutas atlánticas como una alternativa habitual de retorno hacia Norteamérica para varias especies, en vez de la ruta del Pacífico sudamericano (MORRISON & MYERS 1987).

Por su parte, la menor abundancia en agosto era de esperarse porque es en este mes cuando se comienzan a observar los primeros contingentes de aves recién llegadas una vez culminada su temporada de anidación durante el verano boreal; no obstante, agosto presentó una gran uniformidad en la distribución individual de especies, y una apreciable riqueza y diversidad de especies. En contraste, en isla La Tortuga, agosto presentó la más baja diversidad, pero una mayor abundancia relativa (MARÍN *et al.* 2011).

En la LPM, la riqueza específica y la diversidad promedio fueron visiblemente mayores en el bimestre O-N (período de pernocta postarribo) que durante el bimestre de arribo y previo a la partida primaveral. Sin embargo, la equitabilidad fue altamente uniforme durante todo el período de estudio, lo que combinado con la mayor abundancia individual durante el bimestre F-M (período de pernocta prerretorno) revelaría condiciones adecuadas de alimentación y refugio para las aves playeras durante casi todo su período de invernada en la LPM. En isla La Tortuga se obtuvieron resultados similares, pues la diversidad y la equitabilidad mostraron sus valores más altos en septiembre, octubre y noviembre, aunque muy baja abundancia relativa en noviembre (MARÍN *et al.* 2011).

La ingente concentración de playeros pequeños (principalmente, *C. pusilla*, *C. mauri* y *C. minutilla* Vieillot 1819) observada en algunos meses en la LPM, condujo a que obtuvieran una gran dominancia individual y los

mayores valores de relevancia para esos meses. En playas arenosas de Aracaju, en Brasil, altamente urbanizadas, dos de las especies que se observaron con mayor frecuencia fueron *Calidris alba* Pallas 1764 y *C. pusilla*, y junto a *Arenaria interpres* Linnaeus 1758 y *Ch. semipalmatus* acapalaron 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 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* Gmelin 1789 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.

Con todo, la mayoría de las poblaciones de las diferentes especies migratorias que vienen al Neotrópico sudamericano habitualmente migran mucho más al sur, por lo que su tiempo de permanencia en latitudes supraecuatorial es relativamente corto, y/o también que usualmente utilizan más la costa pacífica de Sudamérica para su invernada (*e.g.*, *C. alba*). Las planicies fangosas de Surinam, Guayana Francesa y el litoral norcentral de Brasil, son los sitios de mayor concentración de aves playeras de la Región Neotropical, particularmente, *Ch. semipalmatus*, *Pluvialis squatarola* Linnaeus 1758, *Tringa* spp., *L. griseus* (MORRISON & ROSS 1989), aunque otras especies suelen alcanzar y concentrarse mayoritariamente en latitudes australes del cono sur, *e.g.*, *Pluvialis dominica* MÜLLER 1776, *Calidris canutus* LINNAEUS 1758, *C. fuscicollis* VIEILLIOT 1819 (BLANCO *et al.* 2007; DI GIACOMO & PARERA 2008).

En general, las aves playeras tienden a concentrarse en escenarios con recursos alimenticios abundantes y estacionalmente predecibles (SKAGEN & KNOPFF 1993; BOCHER *et al.* 2011), sin embargo existen factores abióticos relacionados con la densidad local de individuos, como las oscilaciones mareales y/o los niveles de profundidad del agua, que condicionan la disponibilidad de hábitat, presas y refugio (HAYES & FOX 1991; COLWELL 1993; VELÁSQUEZ & NAVARRO 1993; MERCIER & McNEIL 1994; RIBEIRO *et al.* 2004; HEVIA 2011; MARÍN *et al.* 2011). Efectivamente, las oscilaciones periódicas mareales tienden a desaparecer las franjas ribereñas durante la pleamar, lo que, por ende, limitan la disponibilidad espacial

y temporal de microhábitat adecuados y presas que ofrecen las riberas expuestas y someras de los ecosistemas lagunares, esenciales para este tipo de aves vadeadoras (MARÍN *et al.* 2011).

Otro tanto sucede con las diferencias individuales según los hábitos (diurnos y/o nocturnos) y estrategias alimentarias (táctiles y/o visuales) que las diferentes especies utilizan para la captura de sus presas (BAKER & BAKER 1973; ROBERT & McNEIL 1989; ROMPRÉ & McNEIL 1994; THIBAUT & McNEIL 1994; THIBAUT & McNEIL 1995; McNEIL *et al.* 1995; DODD & COLWELL 1996; ROJAS *et al.* 1999). Así, en un estudio realizado en la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela, 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).

La actividad nocturna también puede ser preferida para evitar la depredación por aves rapaces, lo cual, en último término, determinarán parcial y espacio-temporalmente la abundancia, distribución y diversidad de las especies de aves en un humedal (PAINE *et al.* 1990). Ciertamente, la escasa abundancia de algunas especies (*e.g.*, *Calidris* spp.), en algunos meses, puede ser debida a la presencia de halcones ornitófagos (*Falco* spp.), depredadores habituales de aves playeras (PAGE & WHITACRE 1975; DECKER 1988; BURNS & YDENBERG 2002; VAN DEN HOUT *et al.* 2008; CRESWELL 2011); de hecho, en Venezuela se ha informado su depredación en laguna de Chacopata, sobre *C. wilsonia* (B. LIMOGES, M. THIBAUT com. pers.); laguna de Tacarigua, sobre *C. pusilla* (A. MATA & G. MARÍN obs. pers.); laguna de Punta de Mangle, sobre *Calidris* sp. y *Himantopus mexicanus* MÜLLER 1776 (L.G. GONZÁLEZ, obs. pers.); laguna de Boca de Cangrejo, isla La Tortuga, sobre *C. melanotos* (MARÍN *et al.* 2011). Estos factores pudieran crear sesgos significativos durante los conteos realizados en lapsos diurnos.

Tales consideraciones, en conjunto, pudieran ser determinantes en el tiempo de explotación de un determinado hábitat y, por tanto, en la frecuencia de aparición mensual de las diferentes especies en los humedales, independiente de su grado de agregación y competitividad habitual, tanto bandadas monoespecíficas como mixtas, e incluye especies residentes que anidan en el área de estudio como *Ch. wilsonia cinnamominus*, *H.*

mexicanus (GONZÁLEZ *et al.* 2010) y *Charadrius alexandrinus* LINNAEUS 1758 (esta última no registrada durante este inventario), o para *Charadrius collaris* Vieillot 1818, una especie migratoria intratropical que anida en los bancos aluviales arenosos de los grandes ríos continentales, como el Orinoco en Venezuela, migrando hacia los humedales marino-costeros una vez culminado su período reproductivo (NAVARRO *et al.* 2011).

De cualquier manera, en la actualidad, la variable de mayor peso ecológico en la estructura comunitaria de las aves playeras parece ser la pérdida, reducción y degradación de los hábitat por actividades antrópicas (*e.g.*, desarrollo de infraestructuras industriales sobre humedales costeros, agricultura intensiva, polución, depredación, cacería, etc.), las cuales están alcanzando en las últimas décadas proporciones alarmantes; tanto es así, que el 48% de las ~200 poblaciones de aves playeras migrantes neárticas-neotropicales conocidas presentan sustanciales declives y sólo un 16% incrementos importantes (FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; LEVESQUE 2011; 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; MORRISON 2011), y al parecer es una tendencia a nivel global (ZOCKLER *et al.* 2003).

En Norteamérica se ha realizado un esfuerzo considerable en la planificación para la conservación de aves playeras, en Estados Unidos (SKAGEN & KNOPF 1993, BROWN *et al.* 2000; BART *et al.* 2007), Canadá (DONALDSON *et al.* 2000) y México (CARMONA 2011). Para Latinoamérica, la organización IWC (International Waterbird 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; ST. CLAIR *et al.* 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 2003).

En retrospectiva, es comparativamente escasa y dispersa la información disponible sobre los movimientos de las aves playeras que migran hacia el Neotrópico una vez culminado su período de reproducción en Norteamérica, aunque se tienen identificadas áreas de importancia sustancial de concentración de aves playeras en Latinoamérica (MORRISON & ROSS 1989), inclusive, en algunos países existen análisis de la cantidad de hábitat perdidos; sin embargo, no hay estudios sobre las consecuencias de estas pérdidas para las aves playeras más allá de las perturbaciones locales (WHSRN 2007).

A futuro, sería recomendable emprender investigaciones en varias facetas de la historia natural de estas aves playeras como mapeo y clasificación de hábitat, ecología alimentaria, modelos y patrones demográficos y comportamentales (FERNÁNDEZ & LANK 2008), pues esta base de datos podría ayudar tanto a determinar cambios ambientales a nivel continental, convirtiendo a este grupo aviar en biomonitores (PIERSMA & LINDSTRÖM 2004), como establecer épocas críticas de amenaza a sus movimientos poblacionales en latitudes neotropicales.

Sólo así se podrán implementar políticas más efectivas de identificación y/o mitigación de efectos negativos sobre la avifauna playera, para que, en última instancia, se promueva la postulación y conservación formal de estos humedales, bajo la modalidad de Santuario de Aves Acuáticas o Refugio de Fauna Silvestre, o fomentarlas como parte de una figura de protección multinacional (MARÍN & MARÍN 2011); los hallazgos comunitarios obtenidos para avifauna playera de la Laguna de Punta de Mangle, en la isla de Margarita, la perfilan como una candidata adecuada para tal fin.

REFERENCIAS

- 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.
- A.O.U. (AMERICAN ORNITHOLOGIST UNION). 1983. *Field guide of the birds of North America*. National Geographic Society. Washington, D.C. 464 pp.
- BAKER, A.J., P.M. GONZÁLEZ, T. PIERSMA, L.J. NILES, I. SERRANO, P.W. ATKINSON, N.A. CLARK, C. MINTON, M.K. 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.
- BART, J., S. BROWN, B. HARRINGTON & R.I.G. MORRISON. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? *J. Avian Biol.* 38: 73-82.
- BISBAL, F. 2008. Los vertebrados terrestres de las dependencias federales de Venezuela. *Interciencia* 33: 103-111.
- BLANCO, D.E., B. LÓPEZ-LANÚS & R.J. BAIGÚN. 2007. *Mapping water bird distribution and migration in South America*. Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 24 pp.
- BOCHER, P., M. LAGUNA, S. MAILLE, S. URIOT, E. HANSEN, J. JOURDE & N. DE PRACONTAL. 2011. Feeding ecology of the Semipalmated Sandpiper *Calidris pusilla* migrating via or wintering in French Guiana. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- BROWN, S., C. HICKEY & B. HARRINGTON, (EDS.). 2000b. *The U.S. Shorebird Conservation Plan*. Manomet Center for Conservation Sciences. Manomet, MA, USA. 64 pp.
- 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. G. & R. C. 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.
- CARMONA, R. 2011. Estado actual de las investigaciones sobre aves playeras en México. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.

- COLWELL, M.A. 1993. Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *Condor* 95: 104-114.
- CRESWELL, W. 2011. Predation risk management in shorebirds. A case of study in Redshanks. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- DEKKER, D. 1988. Peregrine Falcon and Merlin predation on small shorebirds and passerines in Alberta. *Can. J. Zool.* 64: 925-928.
- DI GIACOMO, A. & A.F. 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. Argentina. 74 pp.
- DODD, S.L. & M.A. COLWELL. 1996. Seasonal variation in diurnal and nocturnal distributions of nonbreeding shorebirds at North Humboldt Bay, California. *Condor* 98: 196-207.
- DONALDSON, G.M., C. HYSLOP, R.I.G. MORRISON, H.L. DICKSON & I. DAVIDSON. 2000. *Canadian Shorebird Conservation Plan*. Canadian Wildlife Service, Environment Canada. Ottawa, Canada. 27 pp.
- ERWIN, M.R. 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.
- FERNÁNDEZ, G. & D.B. LANK. 2008. Effects of habitat loss on shorebirds during the non-breeding season: current knowledge and suggestion for action. *Ornit. Neotrop. (suppl.)* 19: 633-640.
- 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.
- GONZÁLEZ, L.G., D. MULLER & G. MARÍN. 2011. Nuevos registros de aves para la isla de Margarita, Venezuela. *Saber* 3: 174-176.
- _____, G. MARÍN & R. NAVARRO. 2010. Agresión intraespecífica fatal contra pichones de *Charadrius wilsonia cinnamominus*, en Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 44: 377-380.
- _____, G. MARÍN, L. GONZÁLEZ & R. GONZÁLEZ. 2008. Nuevos registros de especies de aves acuáticas para isla de Margarita. *J. Carib. Ornithol.* 21: 66-58.
- _____, G. MARÍN & R. NAVARRO. 2011. *Guía fotográfica de los playeros de la isla de Margarita*. Industria Gráfica Oriental. Cumaná, Venezuela. 152 pp.
- _____, G. MARÍN & J. GONZÁLEZ. 2010. Primer registro insular del correlimos *Calidris alpina* (Charadriiformes: Scolopacidae) en Venezuela. *Rev. Venez. Ornitol.* 1: 23-24.
- _____, R. NAVARRO & G. MARÍN. 2010. Primer registro de *Limnodromus scolopaceus* en Venezuela. *Cotinga* 32: 158-159.
- HAYES, F.E. & J.A. FOX. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the Bahía de Asunción, Paraguay. *Wilson Bull.* 103: 637-649.
- HAYMAN, P., J. MARCHANT & T. PRATER. 1986. *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world*. Houghton Mifflin Company. Boston, Massachusetts, USA. 412 pp.
- HEVIA, G. 2011. Efectos del ciclo mareal sobre la abundancia y el uso del hábitat del Zarapito Trinador (*Numenius phaeopus*) en manglares (*Rhizophora* sp.) del Pacífico Colombiano. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford, USA. 878 pp.
- HUBER, O. 1997. *Ambientes fisiográficos y vegetales de Venezuela*. En, *Vertebrados actuales y fósiles de Venezuela*. Ed. La Marca, E. Museo de Ciencias y Tecnología de Mérida. Mérida, Venezuela. pp. 280-298.
- 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.
- MARÍN, G. & B. MARÍN. 2011. Figuras innovadoras para la conservación de la diversidad: Marco teórico-conceptual. *Interciencia* 36: 471-476.
- _____, 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. Venez.* 50: 49-57.
- _____, Y. CARVAJAL, J. VOGLAR & E. QUILARQUE. 2011. Nuevos registros de especies de aves para Isla La Tortuga, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 45: 77-84.
- MCNEIL, R. & F. CADIEUX. 1972. Fat content and flight-range capabilities of some adult spring and fall migrant North American shorebirds in relation to migration routes on the atlantic coast. *Natur. Can.* 99: 589-605.
- _____. & G. ROMPRÉ. 1995. Day and night feeding territoriality in Willets *Catoptrophorus semipalmatus* and Whimbrels *Numenius phaeopus* during the non-breeding season in the tropics. *Ibis* 137: 169-176.
- _____, H. OUELLET & J.R. 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. Ccs. Nat.* 143: 449-474.
- _____. & J. BURTON. 1973. Dispersal of southbound migrating north american shorebirds away from the Magdalen islands, Gulf of St. Lawrence, and Sable Island, Nova Scotia. *Carib. J. Sci.* 13: 257-278.
- _____, 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 density of invertebrate prey in a tropical lagoon and effects of shorebird predation. *Can. J. Zool.* 72: 1755-1763.
- MORENO, C. E. 2002. *Métodos para medir la diversidad*. M & T-Manuales y Tesis SEA. Vol.1. Zaragoza, España. 84 pp.
- MORRISON, G. R. I. 2011. Dramatic shorebirds populations declines along the Northeastern coast of South America. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- MORRISON, R. L. & J. P. MYERS. 1987. Wader migration systems in the New World. *Wader Study Group Bull.* 7: 57-69.
- _____. & R. K. ROSS. 1989. *Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America*. Vol. 2. Canadian Wildlife Service. Ottawa, Canada. 128 pp.
- MORRISON, G. R. I., R. K. ROSS & L. NILES. 2004. Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *Condor* 103: 60-70.
- _____, Y. AUBRY, R.W. BUTLER, G.W. BEYRESBERGEN, G.M. DONALDSON, C.L. GRATTO-TREVOR, P.W. ITICKLIN, V.H. JOHNSTON & R.K. ROSS. 2001. Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull.* 94: 34-38.
- NAVARRO, R., S. LEAL, G. MARÍN & L. BASTIDAS. 2011. Anidación de cinco especies de aves acuáticas charadriiformes en bancos aluviales del río Orinoco. *Saber* 3: 231-235.
- NOGALES, M., A. MARTIN, B.R. TERSHY, C.J. 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.H. & S. RAMCHARAN. 2009. Declining numbers of Lesser Yellowlegs *Tringa flavipes* in Surinam. *Wader Study Group Bull.* 166: 87-88.

- PAGE, G. & D. WHITACRE. 1975. Raptor predation on wintering shorebirds. *Condor* 77: 73-83.
- PAINE, R.T., J.T. WOOTTON & P.D. BOERSMA. 1990. Direct and indirect effects of Peregrine Falcon predation on seabird abundance. *Auk* 107: 1-9.
- PFISTER, C., M.J. KASPRZYK & B.A. HARRINGTON. 1998. Body-fat levels and annual return in migrating semipalmated sandpipers. *Auk* 115: 904-915.
- PHELPS JR., W.H. & R. MEYER DE SCHAUENSEE. 1979. *Una guía de las aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas, Venezuela. 484 pp.
- PIERSMA, T. & A.J. BAKER. 2000. *Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds*. In, *Behaviour and conservation*. Eds. Morris, L.M. & W.J. Sutherland. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. pp. 105-124.
- _____. & A. LINDSTRÖM. 2004. Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146: 61-69.
- RIBEIRO, P.D., O.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.
- ROJAS, L.M., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE. 1999. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain Behav. Evol.* 53: 29-43.
- 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.
- SANZ, V., L. OVIOL, A. MEDINA & R. MONCADA. 2010. Avifauna del Estado Nueva Esparta, Venezuela: Recuento histórico y lista actual con nuevos registros de especies y reproducción. *Interciencia* 35: 329-339.
- SKAGEN, S. & F. KNOPF. 1993. Toward conservation of mid continental shorebirds migrations. *Conserv. Biol.* 7: 533-541.
- SMIT, C.J., R.H. LAMBECK & W.J. WOLFF. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Study Group Bull.* 7: 105-113.
- ST. CLAIR, C., C. RUIZ-GUERRA, R. JHONSTON-GONZÁLEZ & Y. CIFUENTES. 2011. Abundancia, morfometría, edad y aspectos comportamentales del playero occidental y el playero semipalmado en el Pacífico Sur Colombiano. *IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group*. Burnaby, BC, Canada.
- THIBAUT, M. & R. MCNEIL. 1994. Day/night variation in habitat use by Wilson's plovers in Northeastern Venezuela. *Wilson Bull.* 106: 299-310.
- _____. & R. MCNEIL. 1995. Predator-prey relationship between Wilson's plovers and fiddler crabs in Northeastern Venezuela. *Wilson Bull.* 107: 73-80.
- THOMAS, G. H., R. B. LANCTOT & T. SZÉKELY. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American shorebirds? A comparative analysis. *Ani. Conserv.* 9: 252-258.
- TORRES, M., Z. QUINTERO & F. TAKANO. 2006. Variación estacional en la abundancia y diversidad de aves limícolas en el refugio de vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Ecol. Aplic.* 51: 119-125.
- VAN DEN HOUT, P. J., B. SPAANS & T. PIERSMA. 2008. Differential mortality of wintering shorebirds on the Banc d'Arguin, Mauritania, due to predation by large falcons. *Ibis* 150: 219-230.
- VELÁSQUEZ, C. R. & R. A. NAVARRO. 1993. The influence of water depth and sediment type on the foraging behavior of Whimbrels. *J. Field Ornithol.* 64: 149-157.

- WESTERN HEMISPHERE SHOREBIRD RESERVE NETWORK (WHSRN). 2007. Species conservation plans. Online at: http://www.whsrn.org/shorebirds/conservation_plans.html.
- WETLANDS INTERNATIONAL. 2002. *Waterbird population estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12. Wageningen, The Netherlands. 226 pp.
- WUNDERLE J. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del Caribe*. Gen. Tech. Rep. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans, LA, USA. 28 pp.
- _____, 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., S. DELANY & W. HAGEMEIJER. 2003. Wader populations are declining - how will we elucidate the reasons? *Wader Study Group Bull.* 100: 202-211.

RECIBIDO: Mayo 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

TASAS DE CRECIMIENTO, DEPREDACIÓN Y RESISTENCIA A PERIODOS DE EXPOSICIÓN AL AIRE (EMERSIÓN) DEL GASTERÓPODO *LINATELLA (CYMATIUM) CAUDATA* (GMELING, 1791)

CARMEN MALAVÉ², LUIS FREITES^{1*}, ESPERANZA BUITRAGO³, JEREMY MENDOZA¹ & ANTULIO PRIETO².

¹ Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela
lfreitesv@yahoo.es

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

³ Grupo de Investigaciones en Biología de Moluscos, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre. Cumaná, Venezuela.

RESUMEN: Las tasas de crecimiento y depredación, así como la resistencia a la exposición al aire como método de control del gasterópodo marino *Linatella caudata*, fueron estudiados en el cultivo de la ostra de mangle *Crassostrea rhizophorae*. Para el análisis de la data de crecimiento fueron utilizadas tres réplicas que consistían en tres acuarios con un individuo del depredador y 12 individuos de la ostra c/u., además de tres acuarios como controles con igual número de ostras sin depredador. La relación entre la talla y la masa fue estimada por regresión lineal, y la relación entre la talla y el tiempo fue estimada por el modelo de crecimiento SCHNUTE. Por otro lado se determinó la tasa de resistencia a la emersión (exposición al aire) por parte de los depredadores y presas en diferentes períodos de tiempo: 6, 12, 24 y 48 horas, incluido un control sin exposición (todos por triplicado) y la data de mortalidad obtenida fue evaluada mediante una ANOVA-I. La tasa de crecimiento observada durante los 80 días del período de estudio variaron entre 0,4-0,5 mm/d. No fueron observadas diferencias significativas entre los dos primeros períodos de 30 días del estudio, mientras que para el último período las tasas de crecimiento fueron significativamente más bajas para los tres depredadores. La exposición al aire por períodos de duración de 6-12 h resultó en un 100% de mortalidad de los gasterópodos, mientras que las ostras de mangle soportaron períodos de 24 horas sin consecuencias aparentes en su supervivencia. Debido al rápido crecimiento y altas tasas de depredación observadas (0,85 ostras/d), esta especie de depredador es un grave problema para la industria de la acuicultura de bivalvos marinos en el mar Caribe.

Palabras clave: caracol, crecimiento, cultivo suspendido, exposición al aire (emersión).

ABSTRACT: We studied the rates of growth and predation of marine gastropod *Linatella caudata* as well as exposure to air as a way to control devastation of a culture of mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* by the gastropod. Three aquaria containing 12 specimens of the mangrove oyster and a specimen of *L. caudata*, and three control aquaria with equal number of oysters without the predator were monitored for 80 days. The relation between size and mass was estimated by linear regression, and that between size and time, by the Schnute growth model. A triad of tests measured air exposure endurance for 6, 12, 24, and 48 hours, including a control without exposure. The mortality rate was assessed by means of a type I ANOVA. The growth rate observed through the study ranged between 0.4 and 0.5 mm/d. No significant differences were observed during the first two months of the study, but the predators experienced a growth rate significantly lower for the last stretch of the experiment. Exposure to air for periods from 6 to 12 hours resulted in 100% mortality for the gastropods, whereas the mangrove oyster withstood periods of up to 24 hours without apparent consequences for its survival. The high predation rate of 0.85 oysters/d observed evinces a serious problem for the bivalve aquaculture industry in the Caribbean.

Keywords: Snail, growth, suspended culture, air exposure

INTRODUCCIÓN

Los problemas que pueden afectar la industria de la acuicultura de los bivalvos marinos pueden ser de diferente índole, desde eventos climáticos (fenómenos atmosféricos, tormentas y ciclones), antropogénicos (contaminación)

hasta los de índole biológicas, como las mareas rojas y la depredación. En este último aspecto, la mortalidad causada por la acción de algunos depredadores es la que más afecta la producción en la industria de la acuicultura marina y por lo tanto su rentabilidad económica (HICKMAN 2001).

En el caso de las industrias del mejillón y de las ostras, la depredación es sin duda una de las más importantes fuentes de mortalidad natural (SEED & SUCHANEK 1992; MATTHIESSEN 2001), causada principalmente por gasterópodos como *Nucella* (= *Thais*) *lapillus* LINNAEUS 1758 y *Urosalpinx cinerea* SAY 1822, depredadores ampliamente distribuidos en el litoral del norte de Europa y en las costas atlántica y pacífica de Norteamérica. Estos gasterópodos pueden llegar a devastar las poblaciones de bivalvos como el mejillón californiano *Mytilus californianus* (PAYNE 1974; SUCHANEK 1978; PALMER 1983) y la ostra europea *Ostrea edulis* (CLARKE 2001). No obstante, la acción depredadora de estos organismos se minimiza en los sistemas de cultivo suspendido, puesto que evita la acción de los depredadores bentónicos, al mantener los organismos separados del fondo marino; sin embargo, el sistema suspendido puede acentuar la vulnerabilidad de los bivalvos a otros depredadores, particularmente de algunas especies de la Familia Ranellidae, que presentan durante su desarrollo temprano una etapa larvaria planctónica, la cual les permite acceder a las cestas de cultivo suspendidas en la columna de agua.

Después de décadas de estudio en muchas zonas del mundo, la depredación sigue siendo uno de los principales obstáculos por sortear con éxito en la maricultura de los moluscos bivalvos (JORY *et al.* 1984). En la actualidad, el único método empleado para el control regular de las diversas especies del género *Cymatium* consiste en la remoción manual de los mismos. No obstante, este método implica una ardua labor y el incremento de gastos por mano de obra. Por tanto se sigue empleando esfuerzo en la búsqueda de métodos alternativos que no requieran tanta inversión horas-hombre, y que a su vez asemejen las condiciones naturales, tales como, los cambios en los niveles de la marea que exponen a los organismos a las condiciones ambientales extremas como la desecación. En tal sentido, LITTLEWOOD (1989, 1991) observó que la supervivencia de las ostras cultivadas en niveles medios de la zona intermareal fue significativamente más alta que aquellas que fueron colocadas a niveles más bajos, atribuyendo estos resultados a una menor incidencia de los depredadores y competidores.

En cuanto al crecimiento de estos depredadores, PERRON *et al.* (1985) mostraron que en el cultivo de la almeja gigante *Tridacna gigas*, el potencial destructivo de *Cymatium muricinum* RODING 1798, aumentaba a medida que aumentaba su tamaño. En este sentido, el crecimiento

puede ser gráficamente descrito para el ciclo de vida de muchos animales como una curva asintótica, tal y como fue descrita por la curva de crecimiento de von BERTALANFFY (von BERTALANFFY 1957; HUGHES 1986). Dicha función de crecimiento es el modelo más usado para describir los patrones de crecimiento y ha sido utilizada para describir el crecimiento en gasterópodos (BROOM 1982; HUGHES 1986) y en particular para *C. muricinum* (PERRON *et al.* 1985). No obstante, este método de análisis del crecimiento requiere de la disponibilidad de la data de tallas de la especie bajo estudio, a través de casi todo su ciclo de vida (juveniles tempranos – adultos maduros).

Por otro lado, la cantidad de energía disponible para el crecimiento y la reproducción son en gran parte determinados por las tasas de ingestión y la respiración, y estas, a su vez, son funciones de la temperatura, el tamaño corporal y la oferta alimentaria (Hughes 1986). En relación a este último aspecto, son escasos los estudios publicados con datos cuantitativos sobre las tasas de consumo de gasterópodos de la Familia Ranellidae, con la excepción de los trabajos publicados por THANGAVELU y MUTHIAH (1983) y MORTON (1990), del gasterópodo *Cymatium cingulatum* Lamarck 1822. Así, este depredador consumió el 3,6% diario de la masa seca de sus tejidos cuando se alimentaban del bivalvo *Barbatia virescens* (MORTON 1990). Más recientemente, ZHOU *et al.* (2000) estudiaron las tasas de depredación en ostras perlíferas *Pinctada martensii* DUNKER 1872, mostrando que aún cuando el consumo absoluto de individuos con diferentes tamaños de *Cymatium pileare* LINNAEUS 1758 fue diferente, su consumo relativo varió entre 1% y 6% de la masa de su tejido.

En el presente trabajo se estudió un método de control de la mortalidad causada por la depredación del gasterópodo *L. caudata*, sus tasas de crecimiento y la relación existente entre el número de bivalvos muertos y el tamaño relativo del gasterópodo. Esta información nos permitirá establecer o formular estrategias de cultivo que podrían disminuir la incidencia de este depredador, lo que sin duda resultará de gran interés para los acuicultores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tasas de crecimiento y depredación de *L. caudata*.

Los individuos empleados en la realización de los diferentes aspectos contemplados en el presente estudio fueron obtenidos a partir de cestas de cultivo de ostras,

colocadas en un "long line", ubicado en la Estación Hidrobiológica de Turpialito, del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, ubicada a 10° 26' 56" Lat. N y 64° 02' 00" Long. W en la costa sur del golfo de Cariaco (Fig. 1).

En este estudio se utilizaron 3 individuos de *L. caudata* (depredador) con la menor talla posible (H" 1,5 cm). Estos fueron colocados por separado en igual número de acuarios con aireación y una capacidad de 40 L, los cuales contenían 12 ostras (presas) con una talla antero-posterior de $3,5 \pm 0,7$ cm. Para determinar la tasa de crecimiento y depredación se realizaron muestreos semanales determinando la mortalidad de los bivalvos y la talla de los gasterópodos (longitud máxima desde el ápice y hasta el final del canal sifonal), y su masa húmeda. Además fueron colocados otros 3 acuarios con igual condición que los antes descritos, pero sin los depredadores (controles). En cada muestreo fueron cambiadas las ostras muertas por otras vivas con el mismo intervalo de talla antes descrita, en todos los acuarios (con o sin depredadores), con el objetivo de mantener la oferta alimentaria e iguales condiciones de densidad entre réplicas experimentales y controles.

Análisis estadísticos.

La comparación de las relaciones longitud - edad y de las curvas de crecimiento de los diferentes individuos de *L. caudata* se realizó mediante el método de SCHNUTE (1981) al no contar con la data suficiente para realizar el análisis mediante la ecuación de von BERTALANFFI (1957). El modelo de SCHNUTE tiene cuatro parámetros estadísticamente estables con significado biológico. La ecuación original propuesta fue la siguiente:

$$\text{Dónde: } y_t = \left\{ \gamma_1^b + [\gamma_2^b - \gamma_1^b] \cdot \left[\frac{1 - e^{-a(t-\tau_1)}}{1 - e^{-a(\tau_2 - \tau_1)}} \right] \right\}^{\frac{1}{b}}$$

y_t = longitud o peso de un individuo a la edad t .

t = edad.

τ_1 = una determinada edad de los individuos más pequeños.

τ_2 = una determinada edad de los individuos más grandes.

γ_1 = longitud o peso de un individuo a la edad τ_1 .

γ_2 = longitud o masa de un individuo a la edad de τ_2 .

a = parámetro de pendiente del modelo

b = parámetro de curvatura del modelo.

Los parámetros a y b describen la curva de crecimiento

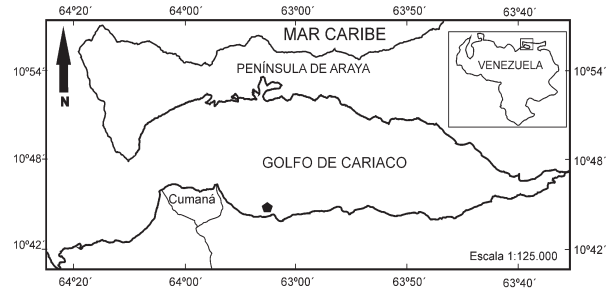


Fig. 1. Ubicación de la Estación de Turpialito, Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela.

de ser positivo, negativo o cero; es un parámetro relacionado con pendiente de la curva (-1), mientras que b es el parámetro adimensional (SCHNUTE 1981; WALTERS & COLLIE 1988):

Se estimó la relación longitud: masa para cada uno de los individuos ajustándola por la ecuación $M = a L t^b$, convirtiendo ambas variables al logaritmo₁₀. Donde: L : es la longitud de la concha. M : es la masa húmeda de cada uno de los individuos y los parámetros de la ecuación son a y b .

Los parámetros a y b se estimaron por regresión lineal y posteriormente se les hizo un ajuste no lineal.

La comparación de las relaciones longitud-masa y de las curvas de crecimiento de los diferentes individuos de *L. caudata* se realizaron mediante una prueba F (CHEN *et al.* 1992). Cuando existieron diferencias entre las curvas se utilizó una prueba X^2 , según lo sugerido por KIMURA (1980). Cuando no existieron diferencias estadísticamente significativas entre un modelo con mayor número de parámetros y otro más sencillo, se consideró que el modelo más sencillo era el más adecuado. En el caso de modelos con igual número de parámetros se consideró que el ajuste con menor valor de mínimos cuadrados era el más adecuado. Se empleó una prueba de KRUSKAL-WALLIS, donde el tiempo (semana) era el factor independiente y la variable dependiente el crecimiento. Por otro lado, la data de la mortalidad mensual observada en los recintos con o sin depredadores se contrastó mediante la aplicación de un ANOVA I. Previamente fue empleada una prueba de Bartlett para verificar la homogeneidad de las variancias de las mortalidades observadas.

Control de *L. caudata* por el método de emersión.

Este bioensayo se llevó a cabo en una balsa de cultivo de ostras ubicada en la laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta, Venezuela. Se colocaron cuatro tratamientos por triplicado de exposición al aire (emersión), en diferentes períodos de tiempo: 6, 12, 24 y 48 horas y un control sin exposición (por triplicado), colocando 20 ostras de 40 ± 5 mm de longitud antero-posterior y un gasterópodo *L. caudata* ($28,5 \pm 3,5$ mm), por réplica. Tanto las ostras como los gasterópodos fueron colocados en cestas rígidas de cultivo tipo linternas (o “lanter nets”) japonesas.

Transcurrido cada período de exposición (6, 12, 24 y 48 horas), los diferentes tratamientos fueron devueltos al mar por un período de 8 horas (en inmersión) para observar la posible recuperación de los bivalvos y gasterópodos, y al término del mismo se procedió a determinar sus respectivas tasas de mortalidad. Posteriormente, todos los tratamientos se dejaron 15 días bajo condiciones de cultivo en las cestas, sin los caracoles, para determinar el crecimiento de los bivalvos.

Para el análisis de los resultados se aplicó un análisis de variancia simple (ANOVA I) realizando una prueba a posteriori de Duncan en caso de existir diferencias significativas. En este caso también fue aplicada de una prueba de Bartlett para verificar la homogeneidad de las variancias de las mortalidades observadas (ZAR 1984).

RESULTADOS

Tasa de crecimiento del gasterópodo *L. caudata*.

La experiencia con los 3 individuos estudiados de *L. caudata* tuvo una duración de alrededor de 11 semanas. La figura 2 muestra los valores absolutos en el transcurso del experimento en longitud total (A) y masa (B), así como la relación longitud-masa (C), en promedio de cada uno de los 3 organismos analizados.

La talla inicial promedio de estos tres individuos fue de $16,0 \pm 0,57$ mm y la tendencia de su curva de crecimiento en longitud promedio fue lineal, con cierta variabilidad a partir de los 32 días, cuando los índices de dispersión aumentaron. Esta variabilidad es el resultado de la divergencia de las curvas de crecimiento de cada uno de los organismos (Fig. 1A). El patrón general de la curva de crecimiento promedio de la masa húmeda de los individuos fue de tipo exponencial, con un punto de inflexión a partir de los 72 días (Fig. 1B),

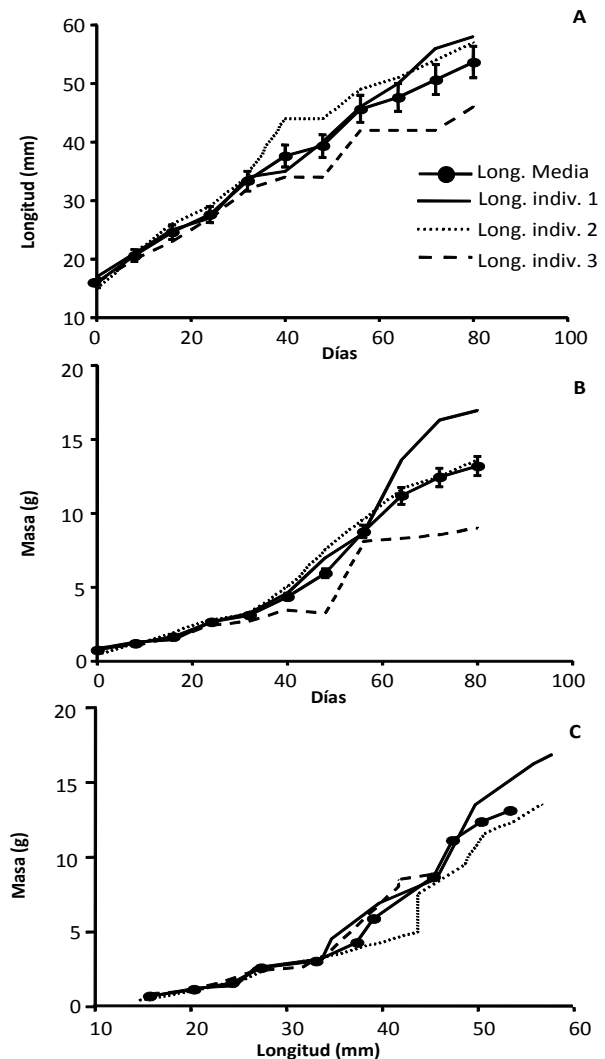


Fig. 2. Valores absolutos en el transcurso del experimento en longitud total (A) y masa húmeda (B), así como la relación longitud-masa húmeda de cada uno de los 3 organismos estudiados (C), y sus respectivos promedios.

mientras que fue observada una diferencia en los patrones de crecimiento individual a los 32 días, específicamente causada por el individuo 3, que mostró una disminución, mientras que a los 56 días del bioensayo se incrementó la divergencia en el crecimiento de los individuos. La relación longitud-peso muestra también un patrón exponencial observándose una diferenciación individual a partir de los 34 mm (Fig. 1C). El incremento diario de la longitud de la concha observada en los tres individuos de *L. caudata* estudiados fue de 0,48-0,53 mm/d.

Según el ajuste del modelo de SCHNUTE, no existieron diferencias estadísticamente significativas entre los modelos 2, 3 y 5 con el modelo 1 (Tabla 1), mientras que el modelo 4 fue estadísticamente diferente de los demás modelos. Por otro lado, de los modelos 2, 3 y 5, el 2 fue el que presentó la menor suma de cuadrados (SCR= 4,180), y por lo tanto, es el que mejor describe los datos del crecimiento observado de *L. caudata*. Precisamente, este caso (2) puede ser considerado como un crecimiento de tipo GOMPERTZ, que ha sido descrito como una curva sigmoideal, con un crecimiento inicial de tipo exponencial y, posteriormente, un crecimiento de tipo asintótico.

TABLA 1. Comparación de los diferentes casos según el ajuste del modelo de Schnute

	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso5
T1 =	35,000	35,000	35,000	35,000	35,000
T2 =	115,000	115,000	115,000	115,000	115,000
y1 =	1,584	1,622	1,575	2,071	1,580
y2 =	5,406	5,363	5,421	5,714	5,400
κ =	0,005	0,020	0,000	0,000	0,005
γ =	1,028	0,000	1,333	0,000	1,000
SCR =	4,206	4,180	4,223	6,158	4,20409

La longitud inicial común (L_1), según el ajuste del modelo de SCHNUTE, para los tres individuos fue de 1,58 cm (Fig. 3A), mostrando los individuos 2 y 3 valores más bajos (1,45 y 1,56 cm, respectivamente), mientras que el individuo 1 mostró una talla de 1,70 cm. En cuanto a las máximas tallas alcanzadas, se pudo observar que la longitud final (L_2) promedio alcanzada fue de 5,4 cm (Fig. 3B). Los individuos 1 y 2 estuvieron por encima de este valor con 5,9 y 5,7 cm, respectivamente, mientras que el individuo 3 presentó un valor menor de 4,57 cm. Por último, en la figura 3C se observa que el individuo 1 tuvo un valor de K (que mide la tasa a la cual los individuos se aproximan a la talla asintótica) de -0,03 d⁻¹ mientras que los individuos 2 y 3 presentaron valores positivos de 0,10 y 0,11 d⁻¹, respectivamente. Sin embargo, la común presentó un valor de 0,05 d⁻¹.

En la tabla 2 se observan los valores de r^2 a y b, donde se aprecia la escasa diferencia que existe entre cada uno de los tres individuos de *L. caudata*, notando que el

individuo 1 presentó un r^2 muy cercano a 1, mientras que los individuos 2 y 3 presentaron valores de 0,92 y 0,93 respectivamente. La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no existieron diferencias significativas del crecimiento de los tres depredadores estudiados, en relación al tiempo ($t=1,46$; $P>0,48$).

Tasa de depredación del gasterópodo *L. caudata*.

La figura 4 muestra la tasa de mortalidad diaria de la ostra, causada por los depredadores a través del periodo de estudio. No se detectaron diferencias significativas en la tasa de depredación (KRUSKAL-WALLIS, $P>0,05$), debido a la gran variabilidad en los valores arrojados por los 3 gasterópodos. La máxima tasa de depredación se observó en la semana 5 (0,89 ind./d) y la mínima en la semana 9 (0,35 ind./d) (Tabla 3). Los máximos valores de dispersión

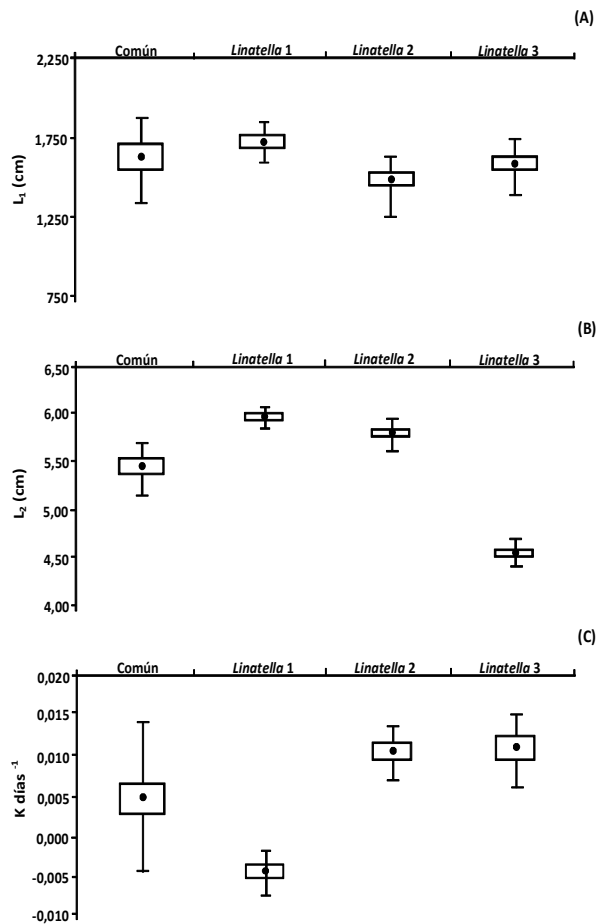


Fig. 3. Representación de la longitud inicial (L_1) y final (L_2) de cada uno de los tres ejemplares de *L. caudata*, según el ajuste del modelo de Schnute.

TABLA 2. Parámetros de la regresión entre la tasa de crecimiento y el tiempo de *L. caudata* bajo condiciones controladas, desde juvenil y hasta la máxima talla alcanzada.

Individuo	r ²	a	b	P
1	0,98	0,05	1,28	<0,001
2	0,92	0,05	1,28	<0,038
3	0,93	0,04	1,27	<0,046

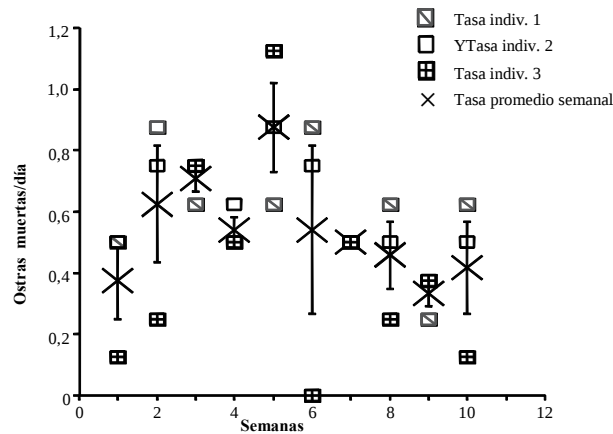


Fig. 4. Tasa de depredación de *L. caudata* sobre la ostra, bajo condiciones de laboratorio.

ocurrieron en las semanas 2 y 6, y son el resultado de las diferencias entre las tasas de mortalidad de los bivalvos ofertados a los gasterópodos. La alta desviación observada en la sexta semana es el resultado de la inexistente tasa de mortalidad de las ostras colocadas con el gasterópodo 3.

Control de *L. caudata* por el método de emersión en el cultivo de *C. rhizophorae*.

De acuerdo a los resultados obtenidos con los diferentes individuos de *L. caudata*, éstos mostraron una resistencia máxima a la emersión de 6 h, mientras que para el tratamiento de 12 h se registró un 100% de

TABLA 3. Resumen de datos que representan la tasa de depredación de *L. caudata* sobre la ostra perla *P. imbricata*.

Semanas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Tasa media depredación	0,39	0,63	0,70	0,54	0,89	0,51	0,48	0,43	0,35	0,40

mortalidad (Tabla 4). En contraste, las ostras mostraron una mayor resistencia a las condiciones de emersión porque no fue observada mortalidad a las 24 h de emersión, siendo necesario al menos 48h para evidenciar valores cercanos a un 50% de mortalidad. En cuanto al crecimiento de las ostras, no fue determinada una diferencia significativa entre el tratamiento sin emersión y el de 6 h de emersión (Tabla 5). No obstante, sí fueron determinadas diferencias significativas entre estos dos tratamientos con el restos de los mismos (12, 24 y 48 h, ANOVA, $P < 0.05$), aunque solo llegaron a ser de una magnitud de alrededor de 0,20 mm.

TABLA 4. Supervivencia post emersión de la ostra *C. rhizophorae* y del gasterópodo *L. caudata*.

Tiempo en emersión.	Ostras	Nº de Individuos inicial	Nº de Individuos muertos		Nº de Individuos muertos	
			Final Emersión	Muertos	Final re-inmersión	Muertos
0	20	1	0	0	*	*
0	20	1	0	0	*	*
0	20	1	0	0	*	*
6	20	1	0	0	0	0
6	20	1	0	0	0	0
6	20	1	0	0	0	0
12	20	1	0	1	0	1
12	20	1	0	1	0	1
12	20	1	0	1	0	1
24	20	1	0	1	0	1
24	20	1	0	1	0	1
24	20	1	0	1	0	1
48	20	1	12	1	12	1
48	20	1	8	1	2	1
48	20	1	9	1	9	1

* Sin reinmersión

TABLA 5. Incremento de la talla observada en la ostra *C. rhizophorae* luego de los diferentes tiempos de emersión.

Tiempo emersión	Talla inicial (mm)	Talla final (mm)	Media del incremento	Grupos
0	54.03 ± 7.95	55.48 ± 6.97	1,45	I
0	59.48 ± 7.16	60.95 ± 6.81	1,48	
0	57.48 ± 6.14	58.93 ± 4.48	1,45	
6	62.05 ± 5.61	63.53 ± 5.36	1,48	
6	65.25 ± 6.17	66.58 ± 5.65	1,33	
6	63.58 ± 5.13	65.00 ± 4.73	1,43	
12	57.98 ± 7.04	59.25 ± 7.24	1,28	
12	55.34 ± 6.41	56.71 ± 6.69	1,37	
12	59.05 ± 8.46	60.20 ± 8.97	1,15	
24	62.75 ± 6.16	64.08 ± 7.14	1,33	
24	58.75 ± 7.61	60.08 ± 5.67	1,33	II
24	56.83 ± 7.18	58.08 ± 6.43	1,25	
48	58.06 ± 9.05	59.31 ± 8.80	1,25	
48	65.92 ± 7.82	67.04 ± 7.69	1,13	
48	59.82 ± 9.56	61.14 ± 9.41	1,32	

DISCUSIÓN

Los tres individuos estudiados de *L. caudata* mostraron similares patrones de crecimiento, puesto que no fueron observadas diferencias significativas. Además, el patrón de crecimiento observado de *L. caudata* (0,48 - 0,53 mm/d) resultó más alto que lo reportados para gasterópodos carnívoros de la Isla de Hawai, pertenecientes a las familias Naticidae, Muricidae y Columbidae, cuyas tasas oscilaron entre 0,02 y 0,05 mm/d (TAYLOR 1977), mientras que en Hong Kong se reportó que juveniles de *Hemifusus tuba* Gmelin 1781 crecieron a una tasa de aproximadamente 0,33 mm/d, a 21°C, durante la fase de crecimiento inicial (MORTON 1986). Además, los datos presentados por LAXTON (1970A) sobre *Cabestana spengleri* PERRY 1811 de Nueva Zelanda sugieren que los juveniles crecieron hasta 0,30 mm/d, mientras que, la curva de crecimiento calculada por PERRON *et al.* (1985) para *C. muricinum*, mostró una tasa de crecimiento inicial de los juveniles de 0,3-0,4 mm/d.

Muchas de las especies que pertenecen al género *Cymatium* han mostrado periodos de rápido crecimiento, seguido de pausas originadas por la formación del labio varical. Estas variaciones han sido señaladas en las Familias Bursidae y Cassidae, siendo descritas en detalle para *Cymatium parthenopeum* VON SALIS 1793, en Nueva Zelanda (LAXTON 1970b). No obstante, en la familia Muricidae es donde estas estructuras están más desarrolladas y, por tanto, se han notado claras pausas de crecimiento durante la formación de las mismas (LINSLEY & JAVIDPOUR 1980; CAREFOOT & DONOVAN 1995). Por otro lado, PERRON *et al.* (1985) mostraron que *C. muricinum* alimentado *ad libitum* con *Tridacna gigas* LINNAEUS 1758 alcanzó una longitud máxima de 50 mm, con un rápido crecimiento inicial y posteriormente mostró una pausa en la cual se observó la formación de una várice. VERMEIJ & SIGNOR (1992) propusieron que la formación de un labio o várices proporciona resistencia a los depredadores (borde del peristoma o boca más gruesa y difícil de romper) y pueden desempeñar un papel en el reconocimiento de compañeros maduros y en el mantenimiento de la estabilidad en el sustrato.

Es probable que las mayores tasas de crecimiento observadas en los individuos estudiados de *L. caudata* se deba, en parte, a que esta especie no presenta várices marcadas en la superficie de su concha, a diferencia de especies como *C. muricinum*, *C. pileare* o *C. nicobaricum* RÖDING 1798, y las mismas sólo son evidentes en *L. caudata*

cuando son alcanzadas tallas cercanas a su máximo crecimiento (60-80 mm). Además, la concha de *L. caudata* es relativamente más delgada, frágil, globosa y con una abertura o boca amplia, siendo esta característica evidencia de un crecimiento más rápido en los moluscos marinos (HUTCHINSON 1990).

En la presente investigación fue observada una pausa en el crecimiento de los 3 ejemplares de *L. caudata* entre 70 y 80 días (ver figura 1) que resultó más tardía si la comparamos con la de especies del mismo género, tales como: *C. muricinum* con una pausa de crecimiento a los 33 días (20-30 mm Lt), mientras que en *C. pileare* y *C. aquatile* REEVE 1844 esta pausa ocurrió a los 50 y 57 días, respectivamente (GOVAN 1995).

En cuanto a las tasa de depredación, los resultados mostraron una gran variabilidad en la respuesta depredadora, a pesar de que la oferta alimenticia fue constante. Además, se observó que la tasa de depredación aumentaba a medida que estos organismos incrementaban su talla hasta la quinta semana y luego disminuye hasta el final del bioensayo. Estos resultados concuerdan, al menos parcialmente, con los mostrados por PERRON *et al.* (1985) que reportaron que el potencial de depredación de *C. muricinum* se veía incrementado a medida que aumentaba su tamaño. Por otro lado, las tasas medias de depredación más altas estuvieron cercanas al 0,85 ind./d y las más bajas a razón de 0,35 indiv./d. Estas tasas promedio máximas se corresponden con la reportada por FREITES *et al.* (2000) para *L. caudata* de 0,83 ind./d, a pesar de que estas fueron obtenidas bajo condiciones de cultivo y sin mantener la oferta de presas de manera constante. Esto sugeriría que la tasa de depredación de esta especie no dependería, hasta cierto punto, de la disponibilidad de presas, sino más bien de otros factores, tales como: su movilidad, método de ataque, tasa de consumo del alimento, "satisfacción alimentaria", etc.

Durante el bioensayo de depredación se observó un incremento casi sostenido en las tasas de depredación hasta la quinta semana, tendencia que luego disminuyó y se estabilizó alrededor de los 0,5 ind./d, hasta finalizar el bioensayo, a pesar de que la tasa de crecimiento de los gasterópodos no disminuyó. Las diferencias observadas en las tasas de consumo de los tres individuos estudiados probablemente se deban a diversos factores. Entre ellos se pueden mencionar: 1) diferencia genética intraespecífica y 2) la calidad del alimento. Con respecto

al primer factor no se puede descartar la posibilidad de que exista una alta variabilidad dentro de los individuos de *L. caudata*; sin embargo, para demostrar esta condición y así dar una respuesta es necesario la realización de estudios de mayor profundidad que hagan énfasis en los aspectos genéticos de estos moluscos. La influencia de la variabilidad genética en este aspecto ya ha sido demostrada para el género *Drupella* por JOHNSON & CUMMING (1995). En cuanto al segundo aspecto, la oferta alimenticia fue mantenida mediante reposición de los bivalvos ya depredados, de tal manera que los individuos tuvieron una disposición casi constante de presas, aunque esta fue uniespecífica; no obstante, esta condición es la que normalmente sucede en las cestas de un cultivo comercial, y en las que han sido reportadas devastaciones por parte de estos depredadores.

Los resultados obtenidos muestran que el método empleado para el control de los depredadores por emersión por un mínimo de entre 6 y 12 h resultó ser efectivo para la eliminación de los juveniles de *L. caudata*. Además no causa mortalidad en las ostras y aunque afecte de manera significativa el crecimiento de las mismas, siempre es preferible una disminución de la biomasa por un menor crecimiento, que las devastaciones que llegan a producir estos gasterópodos en el cultivo, que en algunos casos llegan a ser del 100% en un mes (FREITES *et al.* 2000). Por último, si tomamos en cuenta que este depredador alcanza más de 5 cm en sólo 3 meses, en las que fueron observadas tasas máximas de depredación (0,89 ostras/d), es evidente que es necesario seguir estudiando aspectos de la biología de este depredador y otros métodos alternativos para su control, que nos permitan desarrollar estrategias efectivas y económicas para disminuir su acción negativa sobre los cultivos de bivalvos marinos.

AGRADECIMIENTO

Los autores agradecen al Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente (Proyecto CI-6-030603-1401-08) por el financiamiento del presente estudio. También agradecen al personal técnico de La Fundación La Salle, Isla de Margarita, por su asistencia técnica.

REFERENCIAS

- BROOM, M. J. 1982. Size selection, consumption rates and growth of the gastropods *Natica maculosa* (Lamarck) and *Thais carinifera* (Lamarck) preying on the bivalve *Anadara granosa* (Linné). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 56: 213-233.
- CAREFOOT, T. H. & D. A. DONOVAN. 1995. Functional significance of varices in the Muricid gastropod *Ceratostoma foliatum*. *Biol. Bull.* 189: 59-68.
- CHEN, Y., D. JAKSON & H. H. HARVEY. 1992. A comparison for von Bertalanffy and polynomial functions in modeling fish growth data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1228-1235.
- CLARKE, B. 2001. UK Biodiversity action plan for the native oyster. Shellfish News. CEFAS. Ian Laing (Ed.). Number 11: 7-9.
- FREITES, L.; C. LODEIROS & J. H. HIMMELMAN. 2000. Impact of predation by gastropods and decapods recruiting onto culture enclosures on the survival of the scallop *Euvola* (= *Pecten*) *ziczac* (L.) in suspended culture. *J. Expe. Mar. Biol. Ecol.* 244: 297-303.
- GOVAN, H. 1995. Reproduction and recruitment of *Cymatium* spp. In: *Cymatium muricinum* and other Ranellid gastropods: Major Predators of cultured tridacnid clams. Chapter 4. *ICLARM Tech. Rep.* 136 p.
- HICKMAN, C. 2001. Evolution and development of gastropod larval shell morphology: experimental evidence for mechanical defense repair. *Evol. Develop.* 3: 18-23.
- HUGHES, R. N. 1986. A functional biology of marine gastropods. Croom Helm, London.
- HUTCHINSON, J. M. C. 1990. Control of gastropod shell form via apertural Growth Rates. *J. Morphol.* 206: 259-264.
- JOHNSON, M. S. & R. L. CUMMING. 1995. Genetic distinctness of three widespread and morphologically variable species of *Drupella* (Gastropoda, Muricidae). *Coral Reefs*, 4: 71-78.
- JORY, D., M. CARRIKER & E. IVERSEN. 1984. Preventing predation in molluscan mariculture: an overview. *J. World Maricult. Soc.* 15: 421-432.
- KIMURA, D. K. 1980. Likelihood methods for the von

- Bertalanffy growth curve. *Fish. Bull.* 77, 765-776.
- LAXTON, J. H. 1970a. Shell growth in some New Zealand Cymatiidae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 4: 250-260.
- LAXTON, J. H. 1970b. The relationship between the number of varices and total shell length in some New Zealand Cymatiidae (Gastropoda: Prosobranchia) and its ecological significance. *Veliger*, 13: 127-134.
- LINSLEY, R. M. & M. JAVIDPOUR. 1980. Episodic growth in gastropoda. *Malacologia*, 20: 153-160.
- LITTLEWOOD, D. T. J. 1989. Predation on cultivated *Crassostrea rhizophorae* (Guilding) by the gastropod *Cymatium pileare* (Linnaeus). *J. Moll. Stud.* 55: 125-127.
- LITTLEWOOD, D. T. J. 1991. Pests and predators of cultivated mangrove oysters, p. 109-146. In G.F. Newkirk and B.A. Field (eds.) *Oyster culture in the Caribbean*. Mollusc Culture Network, International Development Research Centre, Halifax, Canada.
- MATTHIESSEN, G. C. 2001. *Oyster culture*. Fishing News Books. Blackwell Sciences. USA. 162 pp.
- MORTON, B. 1986. Reproduction, juvenile growth, consumption and the effects of starvation upon the South China Sea whelk *Hemifusus tuba* (Gmelin) (Prosobranchia: Melongenidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 102: 257-280.
- MORTON, B. 1990. Prey capture, preference and consumption by *Linatella caudata* (Gastropoda: Tonnoidea: Ranellidae) in Hong Kong. *J. Moll. Stud.* 56: 477-486.
- PALMER, A. 1983. Growth rate as a measure of food value in Thaidid gastropods: assumptions and implications from prey morphology and distribution. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 73: 95-124.
- PAYNE, R. T. 1974. Intertidal community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Ecology*, 15: 93-120.
- PERRON, F. E., G. A. HESLINGA & J. O. FAGOLIMUL. 1985. The gastropod *Cymatium muricinum*, a predator on juvenile tridacnid clams. *Aquaculture*, 48: 211-221.
- SCHNUTE, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 38: 1128-1140.
- SEED, R. & T. H. SUCHANEK. 1992. Population and community ecology of *Mytilus*. In: *The mussel Mytilus: Ecology, Physiology, Genetics and Culture*. E. Gosling (Ed.). Elsevier, New York. USA. 87-169.
- SUCHANEK, T. H. 1978. The ecology of *Mytilus edulis* L., in exposed rocky intertidal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 31: 105-120.
- TAYLOR, J. B. 1977. Growth rates in juvenile carnivorous prosobranchs (Mollusca: Gastropoda) of Kaneohe Bay, Oahu (Hawaii). *Proc. 3rd Int. Coral Reef Symp.* 253-259.
- THANGAVELU, R. & P. MUTHIAH. 1983. Predation of oyster *Crassostrea madrasensis* by gastropod in the oyster farm at Tuticorin. *Proc. Symp. Coastal Aquaculture*, 2: 488-494.
- VERMEIJ, G. J. & P. W. SIGNOR. 1992. The geographic, taxonomic and temporal distribution of determinate growth in marine gastropods. *Biol. J. Linn. Soc.* 47: 233-247.
- VON BERTALANFFY, L. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *Q. Rev. Biol.* 32: 217-231.
- WALTERS, C. J. & J. S. COLLIE. 1988. Is research on environmental factors useful to fisheries management?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1848-1854.
- Zhou, Y., G. Chen. & J. Pan. 2000. Study on the *Cymatium pileare*. II. Feeding behavior and habits. *Acta Oceanol. Sinica*, 22: 137-143.
- ZAR, J. H. (1984) *Biostatistical Analysis*, 2nd edn., Prentice-Hall, New Jersey. USA. pp.
- RECIBIDO: Marzo 2012
ACEPTADO: Noviembre 2012

CONDICIONES HIDROGRÁFICAS (2007-2009) AL SUR DE ISLA MARGARITA Y PENÍNSULA DE ARAYA COMO INDICIO DE DISMINUCIÓN DE LA FERTILIDAD REGIONAL Y POSIBLE AFECTACIÓN DEL RECURSO SARDINERO VENEZOLANO

ALFREDO GÓMEZ GASPAR¹, AMALIA BARCELO² & ERNESTO MATA²

¹Museo Marino de Margarita y Universidad de Oriente, Boca del Río, Isla de Margarita, Venezuela.
agomezgaspar@yahoo.com

²Universidad de Oriente Núcleo de Nueva Esparta, Boca del Río, Isla de Margarita, Venezuela.

RESUMEN: Durante 18 meses (octubre/2007 a marzo/2009) se estudiaron variables ecológicas en estaciones al sur de isla Margarita (Coche, Cubagua y Macanao) y la Península de Araya (Guaca, Chacopata y Araya). Se colectaron 216 muestras de agua (1 y 25 m profundidad) para determinar temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nutrientes (nitrito, nitrato, amonio y fosfato) y biomasa del fitoplancton (Clorofila *a*). Se calcularon promedios totales y estacionales, considerando periodos de surgencia (enero-mayo) y de relajación (junio-diciembre). La temperatura (°C) promedio en superficie (26,5) y 25 m (24,9) fue más alta que en años precedentes. Durante la surgencia el promedio de temperatura y salinidad no indican afloramiento de agua subtropical. En las estaciones no se verificó diferencia en la concentración ($\mu\text{mol l}^{-1}$) de nitrato, amonio y fosfato en superficie y 25 m, pero en ésta la concentración de nitrito es hasta 3 veces el valor en superficie. En la surgencia y la relajación se determinaron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de nitrito y amonio, pero no en el fosfato y nitrato. Durante la surgencia la Cl. *a* (mg/m^3) es mayor (1,82) que en la relajación (0,91), pero en años previos fue hasta 5 veces más alta. La concentración de los nutrientes (excepto el nitrato) y en especial de la Cl. *a* fueron *Sardinella aurita* marcadamente menores en comparación con el 2004 (1,72 vs. 4,77 mg/m^3) año cuando ocurrieron las capturas de sardina históricamente más cuantiosas. La disminución de la fertilidad acuática regional puede relacionarse con la dramática crisis de la pesca de sardina que persiste luego de 6 años de iniciada.

Palabras clave: hidrografía, nutrientes, clorofila *a*, sardina, Venezuela

ABSTRACT: With the purpose of studying ecological variables, 216 water samples were collected at stations in Coche, Cubagua, and Macanao, to the south of Margarita Island; and in Guaca, Chacopata, and Araya, on the Araya Peninsula, from October 2007 to March 2009. The samples were collected at 1 and 25 m depths to determine temperature, salinity, dissolved oxygen, nutrients (nitrite, nitrate, ammonia, and phosphate), and phytoplankton biomass (chlorophyll *a*). Total and seasonal averages were calculated for periods of upwelling (January – May) and relaxation (June – December). Mean temperatures at surface (26.5 °C) and 25 m (24.9 °C) were higher than those of previous years. Average temperature and salinity are no indication of subtropical water surge during upwelling. Although no difference was found between the respective concentrations ($\mu\text{mol l}^{-1}$) of nitrate, ammonia, and phosphate at surface and those at 25 m, the nitrite concentration was 3 times higher at the latter depth than at the surface. Statistically significant differences were found in both nitrite and ammonia concentrations during upwelling and relaxation, but not in those of phosphate and nitrate. Chlorophyll *a* (mg/m^3) was higher at upwelling (1.82) than at relaxation (0.91) although it had reached values up to 5 times higher in previous years. Also, nutrient concentrations, excepting that of nitrates, were exceptionally lower than those of 2004, especially chlorophyll *a* (1.72 versus 4.77) when sardine catches were historically larger, a dwindling phenomenon that is no doubt related to the region's diminished aquatic fertility, which heralded diminishing stocks of *Sardinella aurita*, an ongoing crisis 6 years after its onset.

Keywords: hydrography, nutrients, chlorophyll *a*, sardine, Venezuela

INTRODUCCIÓN

El nororiente de Venezuela es la región pesquera más importante de Venezuela y del mar Caribe. La fertilidad acuática tiene variadas causas (GÓMEZ 1996), la principal es la surgencia de aguas subsuperficiales especialmente

notable durante los primeros meses del año, pero tiene marcadas variaciones interanuales que se observan en la producción primaria (MULLER-KARGER *et al.* 2004) y en la biomasa del fitoplancton. El estudio de la variación temporal y espacial de las condiciones hidrográficas, la concentración de sales inorgánicas y de la clorofila permite

tener una idea de la fertilidad de las aguas, la cual parece tener cambios acusados en años recientes, lo que de manera indirecta, teóricamente puede reflejarse en la disminución de la abundancia de especies filtradoras como la sardina (*Sardinella aurita*) que constituye el principal recurso pesquero de Venezuela, el cual se captura principalmente en áreas cercanas a la costa de los estados Sucre y Nueva Esparta (GUZMÁN *et al.* 2003). En este último las mayores capturas se realizan en el sureste y sur de la isla de Margarita (GÓMEZ *et al.* 2008).

En Venezuela, desde mediados del año 2005, se presenta una grave crisis sardinera la cual se ha mantenido inclusive hasta el año 2012 y parece continuar. El objetivo del presente trabajo fue evaluar las condiciones hidroquímicas y la abundancia de clorofila *a* en las aguas superficiales (0 a 25 m) de la Península de Araya y el sur de la isla Margarita, porque en esta área marina se extrae gran parte de la sardina nacional. Se estimó conveniente analizar la información obtenida en periodos semestrales o estacionales, es decir, de enero a mayo y de junio a diciembre, tal como se realizó hace pocos años al sur de Margarita, por lo cual se pueden comparar las condiciones hidrológicas en 2007-2009 con las obtenidas en 2004 cuando ocurrieron cuantiosas capturas de sardina (Fig. 1). A diferencia de trabajos que consideran parte de un año o muestreos discontinuos en el tiempo, con esta contribución pretendemos aportar información que permita una aproximación ecológica para explicar la disminución de la sardina a nivel nacional y determinar las causas de la actual crisis.

AREA ESTUDIO

El estado Nueva Esparta está constituido por las islas de Margarita, Coche y Cubagua, que con el estado Sucre

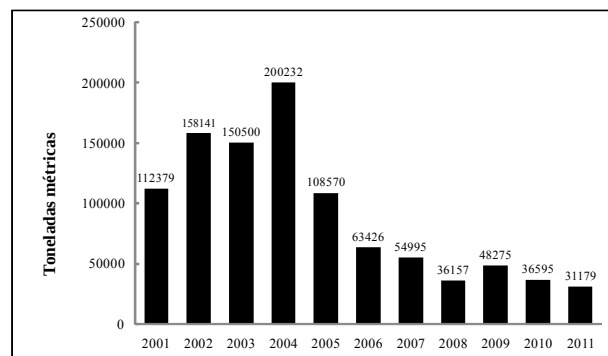


Fig. 1. Captura nacional (toneladas) de sardina *Sardinella aurita* en Venezuela. (Fuente INSOPESCA, Caracas).

conforma la región nororiental del país (Fig. 2), la cual tradicionalmente tiene gran importancia pesquera y objeto de numerosas investigaciones oceanográficas. En referencia a la hidrología y la producción primaria se conocen muchos trabajos RICHARDS & VACCARO 1956; HEEZEN *et al.* 1959; CURL 1960; MARGALEF *et al.* 1960; RICHARDS 1960; GADE 1961a, 1961b; KATO 1961; FUKUOKA 1962, 1963, 1964, 1965a, 1965b, 1965c, 1966; FUKUOKA & BALLESTER 1963; HULBURT 1966; BALLESTER 1965; LJOEN & HERRERA 1965; MARGALEF 1969; FRAGA & BALLESTER 1965; HAMMER 1967; OKUDA *et al.* 1968, 1969a, 1969b, 1974; LIDZ *et al.* 1969; SIMPSON & GRIFFITHS 1971; FANNING & PILSON 1972; OKUDA & BENITEZ 1974; HERRERA & FEBRES 1975; OKUDA 1975, 1978, 1981, 1983; RICHARDS 1975; FERRAZ 1987, 1989; MANDELLI & FERRAZ 1982; GARCIA *et al.* 1983; MOIGIS 1986; JACOBS *et al.* 1987; SCRANTON *et al.* 1987; GÓMEZ & CHANUT 1988, 1993; MOIGIS & BONILLA 1989; BONELLS *et al.* 1990; GÓMEZ 1991, 1996; BONILLA *et al.* 1993; ZHANG & MILLERO 1993; ASTOR *et al.* 1998; WALSH *et al.* 1999; CASTELLANOS *et al.* 2002; APARICIO 2003; ASTOR *et al.* 2003, 2004; MULLER-KARGER *et al.* 2004; QUINTERO *et al.* 2004; GÓMEZ 2006a, 2007; GÓMEZ *et al.* 2006, 2008; RINCÓN *et al.* 2007.

MATERIALES Y METODOS

Entre octubre/2007 y marzo/2009 se hicieron 18 expediciones y se recolectaron 216 muestras de agua en seis estaciones (Fig. 2), tres localizadas en la Península de Araya: 1. Guaca (Lat. N 10° 47' 000 - Long. W 63° 25' 000) 2. Chacopata (Lat. N 10° 49' 6'' - Long. W 63° 48' 30'') 4. Araya (Lat. N 10° 41' 53'' - Long. W 64° 15' 27'') y tres al sur de Margarita: 3. Coche (Lat. N 10° 46' 38' -

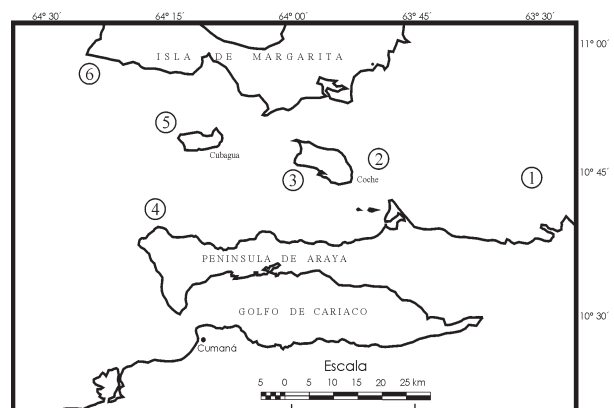


Fig. 2. Estaciones de muestreo al Norte de la Península de Araya (1, 2 y 4) y sur de isla Margarita (3, 5 y 6) (Venezuela).

Long. W 63° 59' 37'') 4. Cubagua (Lat. N 10° 52' 28'' - Long. W 64° 16' 54'') y 6. Macanao (Lat. N 10° 56' 55'' - Long. W 64° 22' 10''). Mensualmente, utilizando una lancha rápida, se visitaron todas las estaciones la misma noche. Con botella tipo Van Dorn se obtuvieron muestras (1 y 25 m) para determinar la temperatura con termómetro digital; la salinidad con salinómetro de inducción, el oxígeno disuelto, los nutrientes (nitrito, nitrato, amonio y fosfato) y los pigmentos (clorofila *a*) determinados de acuerdo a STRICKLAND & PARSONS (1972) y APHA (2005). Se calcularon promedios totales y estacionales, considerando el periodo de surgencia (enero-mayo) con intensidad fuerte (OKUDA 1975; GÓMEZ 1987; GÓMEZ & CHANUT 1993; GÓMEZ *et al.* 2008) y periodo de relajación (junio-diciembre) (ASTOR *et al.* 2003; MULLER-KARGER *et al.* 2004), los cuales fueron comparados estadísticamente (ANOVA) utilizando el programa Statgraphics versión 16.1.15.

RESULTADOS

1. Península de Araya (Tablas 1 y 2)

En la columna de agua, la temperatura varió entre 21,5 y 30,0 °C; en la superficie (1 m) el promedio fluctuó entre 26,1 y 27,1 °C, mientras que a 25 m fue de 24,7 a 25,4 °C. La salinidad osciló entre 32,10 y 37,65 unidades; en superficie el promedio varió entre 35,99 y 36,47 y a los 25 m, entre 36,31 y 36,53 unidades. El oxígeno disuelto varió entre 1,64 y 5,10 ml/l; en superficie el promedio fluctuó entre 4,51 y 4,62 ml/l y de 3,26 a 3,62 ml/l a 25 m.

En cuanto a los nutrientes, el nitrito varió entre no detectado y 2,01 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio (0,12 a 0,16 $\mu\text{mol l}^{-1}$) fue inferior que a 25 m (0,25 a 0,37 $\mu\text{mol l}^{-1}$). El nitrato fluctuó entre 0 y 5,32 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio (0,67 a 0,88 $\mu\text{mol l}^{-1}$) fue menor que a 25 m (0,95 a 1,61 $\mu\text{mol l}^{-1}$). El amonio osciló entre no detectado y 4,68 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio varió entre 0,73 y 0,98 $\mu\text{mol l}^{-1}$ y de 1,13 a 1,25 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m. El fosfato varió entre no detectado y 2,09 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio varió entre 0,42 y 0,48 $\mu\text{mol l}^{-1}$ y entre 0,43 y 0,63 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m. La clorofila *a* osciló entre no detectado y 7,78 mg/m^3 ; en superficie, el promedio varió entre 1,03 y 2,0 mg/m^3 y de 1,06 a 1,43 mg/m^3 a los 25 m. Comparando ambas profundidades se encontró diferencia estadística ($p < 0,01$) en la temperatura, el oxígeno disuelto y el nitrito, pero no en la salinidad, el nitrato, el amonio, el fosfato y la clorofila *a* (Tabla 1).

Durante el periodo enero-mayo (surgencia) (Tabla 2) fueron menores los promedios de la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto (23,8 a 25,2 °C; 35,93 a 36,36 unids.; 3,85 a 4,20 ml/l) que durante el periodo julio-diciembre (relajación) cuando fueron más elevados (27,0 a 27,3 °C; 36,48 a 36,77 unids.; 3,94 a 4,12 ml/l). En cuanto a los nutrientes durante el periodo de surgencia el nitrito, el nitrato, el amonio y el fosfato tuvieron mayor concentración (0,21 a 0,47; 0,87 a 1,47; 1,22 a 1,39 y 0,45 a 0,57, respectivamente) mientras que fueron menores en el periodo de relajación (0,12 a 0,18; 0,74 a 1,04; 0,64 a 0,82 y 0,39 a 0,49). La clorofila *a* (mg/m^3) durante la surgencia varió entre 1,40 y 2,84 y entre 0,55 y 0,90 durante la relajación. Sin embargo, al comparar ambos periodos se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,01$) en la temperatura, la salinidad (excepto Araya) y el nitrito (excepto Guaca), pero no hubo diferencia significativa en el oxígeno disuelto, el nitrato, el fosfato, el amonio y la clorofila *a* (excepto Araya).

2. Sur de Margarita (Tablas 1 y 2).

En la columna de agua la temperatura varió entre 21,1 y 30,0 °C; en la superficie el promedio anual fluctuó entre 26,1 y 26,7 y de 24,3 a 25,0 °C a los 25 m. La salinidad osciló entre 32,53 y 37,74 unids.; en superficie, el promedio varió entre 36,31 y 36,68 unids. y a los 25 m entre 36,49 y 36,80 unids. El oxígeno disuelto varió entre 1,65 y 5,12 ml/l; en superficie, el promedio fluctuó entre 4,08 y 4,38 ml/l y de 2,74 a 3,56 ml/l a los 25 m. En cuanto a los nutrientes el nitrito varió entre 0 y 3,69 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio (0,10 a 0,29 $\mu\text{mol l}^{-1}$) fue inferior que a 25 m (0,36 a 0,89 $\mu\text{mol l}^{-1}$). El nitrato fluctuó entre 0,13 y 8,02 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio (0,45 a 0,13 $\mu\text{mol l}^{-1}$) fue menor que a 25 m (1,29 a 2,90 $\mu\text{mol l}^{-1}$). El amonio osciló entre 0 y 8,03 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio varió entre 0,67 y 1,40 $\mu\text{mol l}^{-1}$ y de 0,79 a 1,56 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m. El fosfato fluctuó entre 0 y 2,36 $\mu\text{mol l}^{-1}$; en superficie, el promedio varió entre 0,48 y 0,57 $\mu\text{mol l}^{-1}$ y entre 0,53 y 0,73 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m. La clorofila *a* osciló entre no detectada y 10,32 mg/m^3 ; en superficie, el promedio varió entre 0,63 y 1,55 mg/m^3 y de 0,73 a 3,46 mg/m^3 a los 25 m. Al comparar los valores promedio en la superficie y 25 m de profundidad, se encontró diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,01$) en la temperatura, el oxígeno disuelto y el nitrito (excepto Cubagua), pero no en la salinidad, el nitrato, el amonio, el fosfato y la clorofila *a* (excepto Coche).

Durante el periodo enero-mayo (surgencia) los promedios de la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (23,6 a 24,5 °C; 35,99 a 36,53 unids.; 3,34 a 3,97 ml/l) fueron menores que durante el periodo junio-diciembre (relajación) cuando fueron más elevados (26,9 a 27,3 °C; 36,71 a 36,95 unids.; 3,47 a 3,96 ml/l) (Tabla 2). En cuanto a los nutrientes ($\mu\text{mol l}^{-1}$) durante el periodo de surgencia el nitrito, nitrato, amonio y fosfato tuvieron mayor concentración (0,31 a 0,71; 0,97 a 2,22; 0,82 a 2,31 y 0,51 a 0,61 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivamente), mientras que en el periodo de relajación las concentraciones fueron menores (0,15 a 0,47; 0,76 a 1,81; 0,64 a 0,65 y 0,37 a 0,56 $\mu\text{mol l}^{-1}$). En la surgencia, la clorofila *a* varió entre 1,14 y 2,50 mg/m^3 y entre 0,22 y 2,46 mg/m^3 durante el periodo de relajación. Sin embargo, al comparar ambos periodos se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,01$) en la temperatura y la salinidad (excepto Macanao) al sur de Margarita, pero no hubo diferencias significativas en oxígeno disuelto, nitrito, nitrato, amonio, fosfato y clorofila *a* (excepto Macanao).

Considerando el conjunto de estaciones, al final de la Tabla 1 se muestra el valor promedio obtenido en la superficie y 25 m, el promedio de la columna de agua y la prueba estadística (ANOVA) entre ambas profundidades, donde se encontraron diferencias significativas en temperatura, oxígeno disuelto, nitrito y nitrato, mientras que en la salinidad, amonio, fosfato y clorofila *a* no se obtuvieron diferencias. Asimismo, al final de Tabla 2 se observan los valores promedios en los periodos de surgencia y de relajación, donde se observaron diferencias estadísticas en temperatura, salinidad, nitrito, amonio y clorofila *a*, pero no en los valores promedios de oxígeno disuelto, nitrato y fosfato.

DISCUSIÓN

En temperatura, salinidad y oxígeno disuelto; en todas las estaciones, se obtuvieron diferencias significativas entre los valores promedios de la temperatura en superficie y 25 m; considerando el conjunto de estaciones en el área de estudio, la temperatura promedio en superficie fue 26,5 y 24,9°C a los 25 m (promedio para columna de agua: 25,7°C) (Tabla 1). Estos valores son acusadamente más elevados que el promedio anual en 1990 al sur de Margarita (24,42 a 25,47°C en superficie y 23,14 a 23,52°C a los 25 m) (GÓMEZ & CHANUT 1993) y ligeramente más altos que los promedios (2004-2005) determinados al sur de Margarita (GÓMEZ *et al.* 2008). También debe recordarse que durante 2004-2005, la

temperatura en el sureste de Margarita fue 2°C más elevada que en el 2002-2003 (GÓMEZ 2006a, 2006b), por lo cual debe considerarse que el aumento de temperatura fue más notorio desde mediados de 2005.

Al comparar la temperatura de la columna de agua en los periodos enero-mayo y junio-diciembre (Tabla 2) se observa que durante la surgencia fue 24,3 y de 27,1°C durante la relajación; la temperatura 24,3°C indica indirectamente que el ascenso de aguas subsuperficiales fue débil, en consideración a que la isobata de 21°C es indicadora del ascenso de agua subtropical, como es bien conocido (OKUDA 1978, 1981). En este estudio, durante el periodo de surgencia las temperaturas promedio más bajas (23,6 y 23,8 °C) se determinaron únicamente en Coche y Araya. Así, puede considerarse que el fenómeno de surgencia fue moderado y localizado a estas áreas.

La temperatura mínima en superficie (22,6°C) fue determinada en la isla de Coche y el máximo de 30,0°C en Macanao y Guaca (Tabla 1), en las otras estaciones superó los 29,5°C; los valores del intervalo (22,6 a 30 °C) son mayores que los citados previamente en la región (Tabla 3). Además debe tenerse en cuenta que las estaciones fueron visitadas durante la misma noche, por lo cual la temperatura diurna debe ser más alta; en las estaciones Coche y Cubagua la temperatura se determinó entre las 2 - 3 de la madrugada, mientras que en el estudio de 2004-2005 fue entre 10 y 11 de la mañana. Se menciona que la diferencia de los promedios mensuales entre día y noche es $< 1,4^\circ\text{C}$ durante el primer semestre del año (surgencia) y 1,0 a 2,8 °C en el segundo semestre, según mediciones desde satélites (CASTELLANOS *et al.* 2002). Sin embargo, lecturas directas tienen mayor variación; por ejemplo, en Araya (-3m) registros cada 10 minutos de la temperatura superficial tienen mayor intervalo que la recopilada con datos históricos. Así, en agosto y septiembre se registran fluctuaciones hasta de 5°C en intervalos de 3 días y diarias de 2 - 3°C; mientras que en noviembre y diciembre la amplitud es entre 0,25 y 0,5°C (APARICIO 2003). Valores de temperatura en superficie medidas con mareógrafos (1968 a 1974) tuvieron intervalo entre 22,5 a 26,4°C en Carúpano y entre 21 y 29,3°C en Cumaná (HERRERA & FEBRES 1975); intervalo desde 21 a 29,5°C también en Cumaná (SIMPSON & GRIFFITHS 1971); en el sur de Margarita (Punta de Piedras 1962-1963) varió entre 25,0 y 28,9°C (FUKUOKA 1965a). Otros valores puntuales se muestran en la Tabla 3 donde se aprecia que en años previos la temperatura fue notablemente inferior al rango del presente trabajo.

TABLA 1. Promedio e intervalo de valores (en paréntesis) de la hidrografía, la concentración de nutrientes y clorofila *a* en estaciones del sur de Isla Margarita y Península de Araya (octubre/2007 a marzo/2009) (Venezuela). * $p < 0,01$ ANOVA NS: No significativo

Estación	temperatura °C	salinidad	oxígeno ml/l	nitrito $\mu\text{mol l}^{-1}$	nitrato $\mu\text{mol l}^{-1}$	amonio $\mu\text{mol l}^{-1}$	fosfato $\mu\text{mol l}^{-1}$	clorofila <i>a</i> mg/m^3
Península Araya								
Guaca								
superficie	27,1 (25,4 - 30,0) *	35,99 (32,10 - 37,50) NS	4,56 (3,58 - 5,10) *	0,12 (0,00 - 0,55) *	0,67 (0,13 - 2,34) NS	0,76 (0,24 - 2,08) NS	0,42 (0,00 - 1,56) NS	1,03 (0,00 - 4,34) NS
25 m	25,4 (23,4 - 27,7)	36,31 (34,91 - 37,24)	3,62 (2,12 - 4,80)	0,26 (0,00 - 0,56)	0,95 (0,00 - 2,54)	1,25 (0,00 - 4,06)	0,43 (0,00 - 1,83)	1,43 (0,00 - 4,29)
Chacopata								
superficie	26,4 (23,3 - 29,6) *	36,33 (32,63 - 37,44) NS	4,62 (3,60 - 5,10) *	0,15 (0,00 - 0,46) *	0,88 (0,40 - 3,01) NS	0,98 (0,00 - 4,02) NS	0,42 (0,00 - 1,06) NS	1,17 (0,00 - 2,91) NS
25 m	25,1 (22,7 - 28,4)	36,50 (34,53 - 37,65)	3,26 (1,64 - 4,45)	0,25 (0,13 - 2,01)	1,61 (0,13 - 5,19)	1,23 (0,24 - 4,68)	0,47 (0,00 - 1,56)	1,06 (0,00 - 3,06)
Araya								
superficie	26,1 (23,8 - 29,8) *	36,47 (35,42 - 37,51) NS	4,51 (3,80 - 5,10) *	0,16 (0,00 - 1,22) *	0,71 (0,10 - 3,08) NS	0,73 (0,30 - 2,46) NS	0,48 (0,00 - 1,63) NS	2,00 (0,00 - 7,78) NS
25 m	24,7 (21,5 - 29,1)	36,53 (35,46 - 37,64)	3,46 (2,50 - 4,70)	0,37 (0,00 - 1,35)	1,31 (0,30 - 5,32)	1,13 (0,00 - 3,01)	0,63 (0,00 - 2,09)	1,39 (0,00 - 7,45)
Sur de Margarita								
Coche								
superficie	26,1 (22,6 - 29,5) *	36,68 (35,75 - 37,41) NS	4,08 (3,58 - 4,80) *	0,29 (0,00 - 1,12) *	1,13 (0,60 - 8,02) NS	0,73 (0,00 - 2,34) NS	0,57 (0,00 - 1,53) NS	1,55 (0,00 - 4,73) *
25 m	24,3 (21,1 - 28,2)	36,80 (35,26 - 37,74)	2,74 (1,65 - 4,20)	0,89 (0,00 - 3,69)	2,90 (0,23 - 3,54)	0,97 (0,00 - 2,38)	0,73 (0,00 - 1,93)	3,46 (0,00 - 10,32)
Cubagua								
superficie	26,4 (24,2 - 29,6) *	36,31 (32,53 - 37,46) NS	4,30 (3,79 - 5,10) *	0,15 (0,00 - 0,40) NS	0,89 (0,27 - 2,98) NS	1,40 (0,00 - 6,29) NS	0,48 (0,00 - 1,90) NS	0,97 (0,00 - 3,77) NS
25 m	24,9 (21,4 - 29,3)	36,49 (34,11 - 37,52)	3,55 (2,18 - 4,60)	0,39 (0,08 - 2,28)	1,50 (0,30 - 5,39)	1,56 (0,00 - 8,03)	0,53 (0,00 - 2,36)	0,90 (0,00 - 3,21)
Macanao								
superficie	26,7 (24,0 - 30,0) *	36,62 (35,58 - 37,38) NS	4,38 (3,79 - 5,12) *	0,10 (0,02 - 0,38) *	0,45 (0,13 - 1,20) NS	0,67 (0,00 - 1,78) NS	0,51 (0,00 - 1,56) NS	0,63 (0,00 - 2,59) NS
25 m	25,0 (21,1 - 28,2)	36,59 (35,54 - 37,62)	3,56 (2,44 - 5,01)	0,36 (0,02 - 1,00)	1,29 (0,13 - 4,45)	0,79 (0,00 - 2,08)	0,60 (0,00 - 1,93)	0,73 (0,00 - 2,35)
Promedio total								
superficie	26,5 *	36,40 NS	4,40 *	0,16 *	0,79 *	1,01 NS	0,48 NS	1,23 NS
25 m	24,9	36,54	3,36	0,47	1,59	1,03	0,56	1,50
Columna agua	25,7	36,47	3,88	0,31	1,19	1,02	0,52	1,37

En la salinidad no hubo diferencia estadística entre los promedios en superficie y 25 m (Tabla 1), en cambio se encontró diferencia según el periodo; así, durante la surgencia fue 36,21 y de 36,73 unids. en la relajación (Tabla 2). En consecuencia, de acuerdo a los valores promedios de temperatura y salinidad (24,3°C y 36,21 unids.), durante el periodo de surgencia (Tabla 2) el agua no puede adscribirse a la denominada tipo B (21 a 24°C y >36,7 unids.) (OKUDA 1978, 1981), por lo cual en 2008 y 2009 la surgencia fue débil porque no ascendieron hasta la superficie aguas subtropicales. En referencia al oxígeno disuelto es de notar que en el área de estudio el promedio en superficie (4,40 ml/l) fue elevado comparado con los promedios al sur de Margarita en años previos (BALLESTER 1965; GÓMEZ & CHANUT 1988, 1993; GÓMEZ *et al.* 2008). Además, durante la surgencia y la relajación (Tabla 2), el promedio es igual (3,87 y 3,90 ml/l), siendo más altos que valores de años previos (GÓMEZ & CHANUT 1993).

En relación a los nutrientes, en las estaciones no se verificaron diferencias estadísticamente significativas en los promedios del nitrato, el amonio y el fosfato obtenidos en superficie y 25 m, a diferencia del nitrito que generalmente su concentración a los 25 m es de 2 a 3 veces superior al valor en superficie. Solamente en Cubagua no fue significativa la diferencia. Sin embargo, al analizar todas las estaciones en conjunto las concentraciones de nitrito y nitrato tienen significancias estadísticas con la profundidad, lo cual no se observó para el amonio y el fosfato (Tabla 1). En cuanto a las concentraciones, durante la surgencia y la relajación se evidenció que no existieron diferencias estadísticamente significativas en el fosfato y el nitrato, mientras que en el amonio y el nitrito se verificó diferencia en Cubagua, Araya y Chacopata; no obstante, al considerar el conjunto de estaciones se determina que en las concentraciones de nitrato y fosfato no hay diferencia significativa durante los periodos de surgencia y relajación, mientras que sí la hay en las del nitrito y el amonio (Tabla 2).

En este estudio realizado durante 18 meses (octubre/2007 a marzo/2009), las concentraciones de los nutrientes fueron marcadamente menores que los valores mencionados previamente en el área; así, los promedios de nitrito, nitrato, amonio y fosfato en superficie (0,16, 0,79, 1,01 y 0,48 $\mu\text{mol l}^{-1}$ respectivamente) fueron inferiores a las concentraciones mencionadas para Cubagua (0,37, 0,84, 2,89, 0,86) (GÓMEZ & CHANUT 1988) y sur de Margarita (GÓMEZ & CHANUT 1993; GÓMEZ *et al.* 2008).

En la columna de agua la concentración promedio del nitrito (0,31 $\mu\text{mol l}^{-1}$) fue baja comparada con valores durante 2004-2005 en Coche, Cubagua y el sur de Margarita (0,59 a 1,74 $\mu\text{mol l}^{-1}$); (GÓMEZ *et al.* 2008). En el golfo de Cariaco se cita de 0,53 a 1 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (KATO 1961; MANDELLI & FERRAZ 1982); en superficie de la fosa de Cariaco, el nitrito fue indetectable (ASTOR *et al.* 2003, 2004). En este estudio, durante la surgencia la concentración del nitrito (0,42 $\mu\text{mol l}^{-1}$) dobla a la determinada en el periodo de relajación (Tabla 2).

En relación al nitrato, es de notar que no hubo diferencia entre la superficie y los 25 m de cada estación (Tabla 1); sin embargo, al considerarlas en conjunto se encuentra diferencias en las concentraciones, y los valores más altos se presentan al sur de Margarita (0,45 a 1,13 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en superficie y 1,5 a 2,9 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m) (Tabla 1). Estos valores son más elevados que las concentraciones obtenidas en 1990 al sur de Margarita (0,66 a 0,88 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en superficie y 0,80 a 1,58 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a 25 m) (GÓMEZ & CHANUT 1993) y también superan los promedios de 2004-2005 al sureste y sur de Margarita, donde variaron entre 0,19 y 1,91 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (GÓMEZ *et al.* 2008) y entre 0,79 y 0,97 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en el 2003 (GÓMEZ 2006a). Asimismo es de notar que no se verificó diferencia significativa durante la surgencia (1,34 $\mu\text{mol l}^{-1}$) y la relajación (1,04 $\mu\text{mol l}^{-1}$), lo cual también ocurrió con el fosfato (Tabla 2). Numerosos estudios previos mencionan concentraciones elevadas de nitrato: 4,0 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (RICHARDS 1960); 14,8 $\mu\text{mol l}^{-1}$ entre Margarita y Araya (BALLESTER 1965); 1,2 $\mu\text{mol l}^{-1}$, en la fosa y el golfo de Cariaco (OKUDA 1978; MANDELLI & FERRAZ 1982), lo cual contrasta con la estación Cariaco donde citan que los nitratos son mínimos y el amonio no detectable en la superficie (ASTOR *et al.* 2004). Sin embargo durante la surgencia el agua que aflora tiene concentración de 6 $\mu\text{mol l}^{-1}$ de nitrato (RICHARDS 1960).

En referencia al amonio, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la concentración en superficie y 25 m de profundidad en las estaciones, pero consideradas en conjunto la concentración es igual (1,0 $\mu\text{mol l}^{-1}$) (Tabla 1). Al comparar las concentraciones en los periodos (Tabla 2), durante la surgencia es el doble que en la relajación (1,34 vs 0,69 $\mu\text{mol l}^{-1}$). Estas concentraciones son menores que las determinadas en años previos (2,89 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en superficie y 2,21 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a 20 m) en Cubagua (GÓMEZ & CHANUT 1988) y durante 1990 al sur y sureste de Margarita (GÓMEZ & CHANUT 1993; GÓMEZ *et al.* 2008). Para la región, otros autores mencionan entre 6 y 17 $\mu\text{mol l}^{-1}$ en los primeros 50 m del golfo y fosa

TABLA 2. Comparación de la hidrografía, la concentración de nutrientes y clorofila *a* durante el periodo enero-mayo (surgencia) y junio-diciembre (relajación) en estaciones del sur de Isla Margarita y Península de Araya (Venezuela). Promedio y rango (en paréntesis) * p < 0,01 ANOVA NS: No significativo

Estación	temperatura °C	salinidad unidades	oxígeno ml/l	nitrito μmol l ⁻¹	nitrato μmol l ⁻¹	amonio μmol l ⁻¹	fósforo μmol l ⁻¹	clorofila a mg/m ³
Península Araya								
Guaca								
surgencia	25,2 (23,4 - 26,9) *	35,93 (34,10 - 37,07) *	4,20 (2,85 - 5,10) NS	0,21 (0,02 - 0,55) NS	0,87 (0,17 - 2,54) NS	1,27 (0,30 - 4,06) NS	0,45 (0,00 - 1,83) NS	1,57 (0,00 - 4,34) NS
relajación	27,3 (24,1 - 30,0)	36,48 (34,99 - 37,50)	3,96 (2,12 - 5,02)	0,18 (0,00 - 0,57)	0,74 (0,00 - 1,70)	0,74 (0,00 - 1,60)	0,39 (0,00 - 1,56)	0,90 (0,00 - 4,23)
Chacopata								
surgencia	24,4 (22,7 - 26,2) *	36,06 (32,63 - 37,03) *	3,92 (1,98 - 5,10) NS	0,47 (0,06 - 1,37) *	1,47 (0,27 - 5,42) NS	1,39 (0,24 - 4,68) NS	0,46 (0,00 - 1,18) NS	1,40 (0,00 - 2,91) NS
relajación	27,0 (24,1 - 29,6)	36,77 (35,74 - 37,65)	3,94 (1,64 - 5,10)	0,16 (0,00 - 0,59)	1,04 (0,13 - 3,44)	0,82 (0,00 - 3,39)	0,41 (0,00 - 1,06)	0,79 (0,00 - 2,18)
Araya								
surgencia	23,8 (21,5 - 25,6) *	36,36 (35,42 - 36,92) NS	3,85 (2,50 - 5,10) NS	0,41 (0,02 - 1,35) *	1,27 (0,10 - 5,32) NS	1,22 (0,18 - 3,01) *	0,57 (0,00 - 1,83) NS	2,84 (0,00 - 7,78) *
relajación	27,1 (23,4 - 29,8)	36,64 (36,02 - 37,64)	4,12 (2,87 - 5,00)	0,12 (0,00 - 0,46)	0,75 (0,13 - 2,44)	0,64 (0,00 - 1,47)	0,49 (0,00 - 1,93)	0,55 (0,00 - 3,60)
Sur de Margarita								
Coche								
surgencia	23,6 (21,1 - 25,6) *	36,53 (35,26 - 37,29) *	3,34 (1,65 - 4,90) NS	0,71 (0,06 - 3,79) NS	2,22 (0,23 - 7,36) NS	1,05 (0,18 - 3,38) NS	0,61 (0,00 - 1,83) NS	2,50 (0,00 - 10,32) NS
relajación	26,9 (23,3 - 29,5)	36,95 (36,42 - 37,74)	3,47 (1,67 - 4,77)	0,47 (0,02 - 2,38)	1,81 (0,40 - 8,02)	0,64 (0,00 - 2,71)	0,56 (0,00 - 1,53)	2,46 (0,00 - 6,80)
Cubagua								
surgencia	24,3 (21,4 - 25,9) *	35,99 (32,53 - 37,01) *	3,91 (2,18 - 5,10) NS	0,37 (0,06 - 2,28) NS	1,27 (0,27 - 5,39) NS	2,31 (0,42 - 8,03) *	0,51 (0,00 - 1,86) NS	1,44 (0,00 - 3,85) NS
relajación	27,1 (23,4 - 29,7)	36,81 (36,02 - 37,52)	3,94 (2,77 - 4,77)	0,17 (0,00 - 0,97)	1,12 (0,30 - 5,06)	0,65 (0,00 - 2,09)	0,37 (0,00 - 1,07)	0,43 (0,00 - 3,77)
Macanao								
surgencia	24,5 (21,1 - 26,0) *	36,50 (35,54 - 37,20) NS	3,97 (2,51 - 5,05) NS	0,31 (0,02 - 1,00) NS	0,97 (0,13 - 2,74) NS	0,82 (0,00 - 2,03) NS	0,58 (0,00 - 1,93) NS	1,14 (0,00 - 2,59) *
relajación	27,3 (23,3 - 30,0)	36,71 (36,01 - 37,62)	3,96 (2,44 - 5,10)	0,15 (0,00 - 0,88)	0,76 (0,13 - 4,45)	0,65 (0,00 - 2,09)	0,51 (0,00 - 1,52)	0,22 (0,00 - 1,40)
Promedio total								
surgencia	24,3 *	36,21 *	3,87 NS	0,42 *	1,34 NS	1,34 *	0,53 NS	1,82 *
relajación	27,1	36,73	3,90	0,21	1,04	0,69	0,51	0,91
Columna agua	25,7	36,47	3,88	0,31	1,19	1,02	0,52	1,37

TABLA 3. Comparación entre intervalo de temperatura en la superficie de localidades próximas a la Península de Araya y sur de Margarita, Venezuela.

Localidad	Rango temperatura °C	Autor
Margarita- La Tortuga	21,2 - 28,6	RICHARDS (1960)
Suroeste Margarita	20,7 - 28,0	BALLESTER (1965)
Punta Piedras (Margarita)	25,0 - 28,9	FUKUOKA (1965C)
Cumaná	21,0 - 29,5	GRIFFITHS & SIMPSON (1967)
Cumaná	21,0 - 29,3	HERRERA & FEBRES (1975)
Fosa de Cariaco	23,0 - 28,0	OKUDA <i>et al.</i> (1969A)
Golfo de Cariaco	24,4 - 28,2	MANDELLI & FERRAZ (1982)
Golfo de Cariaco	22,8 - 29,3	GÓMEZ (1987)
Cubagua	21,2 - 26,6	GÓMEZ & CHANUT (1988)
Fosa de Cariaco	21,8 - 28,8	ASTOR <i>et al.</i> (1998)
Oriente de Venezuela	21,0 - 29,0	CASTELLANOS <i>et al.</i> (2000)
Fosa de Cariaco	21,8 - 29,1	ASTOR <i>et al.</i> (2004)
Fosa de Cariaco	21,0 - >28	MULLER-KARGER <i>et al.</i> (2004)
P. Araya y sur Margarita	22,6 - 30,0	Este trabajo (nocturno)

de Cariaco (KATO 1961), pero se citan valores menores, hasta $2,4 \mu\text{mol l}^{-1}$ (RICHARDS & VACCARO 1956; MANDELLI & FERRAZ 1982) y de $3,0$ a $5,5 \mu\text{mol l}^{-1}$ entre Araya y Margarita (BALLESTER 1965). En la superficie de la estación Cariaco no se detecta amonio y en ocasiones es menor a $0,1 \mu\text{mol l}^{-1}$ (ASTOR *et al.* 2004), pero se reporta concentración de $1,0 \mu\text{mol l}^{-1}$ (ZHANG & MILLERO 1993) y que es inferior a $2 \mu\text{mol l}^{-1}$ (RICHARDS & VACCARO 1956). En el sur de Margarita, los valores de amonio son bajos cuando el nitrito y el nitrato son altos (GÓMEZ & CHANUT 1993), lo cual es interesante porque en esta área es posible que el nutriente más importante para las microalgas podría ser el amonio como sugieren estudios (SALAZAR GÓMEZ *et al.* 2011).

En relación al fosfato, en las estaciones no se determinó diferencia estadística significativa en la concentración en superficie y 25 m, aunque fueron ligeramente superiores al sur de Margarita; el promedio total fue $0,48 \mu\text{mol l}^{-1}$ en superficie y $0,56 \mu\text{mol l}^{-1}$ a los 25 m (Tabla 1). Es notable que la concentración de fosfato durante la surgencia y relajación fue similar ($0,53$ vs. $0,51 \mu\text{mol l}^{-1}$), que contrasta con los trabajos previos porque durante la surgencia la concentración es tres veces mayor (GÓMEZ & CHANUT 1993; GÓMEZ *et al.* 2008). En este trabajo las concentraciones de fosfato fueron menores que las determinadas en años precedentes; así, en Cubagua (octubre/82 a mayo/84) en superficie fue $0,86$ y $0,48 \mu\text{mol l}^{-1}$ a los 15 m (GÓMEZ & CHANUT 1988), pero en 2004-2005 la concentración promedio en superficie fueron $>1,0 \mu\text{mol l}^{-1}$ (GÓMEZ *et al.* 2008). Para la región, en la superficie el intervalo es de $0,15$ a $0,53 \mu\text{mol l}^{-1}$ (RICHARDS 1969; HULBURT 1966; OKUDA *et al.* 1969; OKUDA 1981; FERRAZ 1983); pero también se menciona 1 a

$1,5 \mu\text{mol l}^{-1}$ (KATO 1961) y $1,63$ a $3,37 \mu\text{mol l}^{-1}$ (BALLESTER 1965). En la estación Cariaco, los fosfatos están por debajo de $0,3 \mu\text{mol l}^{-1}$ e indetectable (ASTOR *et al.* 2004).

En referencia a la biomasa del fitoplancton (Cl *a*), en la mayoría de las estaciones (excepto Coche) no hubo diferencias estadísticamente significativas entre la concentración en superficie y 25 m. Aunque analizando las estaciones en conjunto (Tabla 1), a los 25 m la concentración fue mayor que en superficie ($1,50$ vs. $1,23 \text{ mg/m}^3$). Durante la surgencia, la concentración de Cl *a* es significativamente mayor ($1,82 \text{ mg/m}^3$) que en la relajación ($0,91 \text{ mg/m}^3$) (Tabla 2). Estas cifras de Cl *a* son comparables a las determinadas en 1982-1984 (GÓMEZ & CHANUT 1988) y en 1990 (GÓMEZ & CHANUT 1993), pero en estos estudios, durante la surgencia la Cl *a* fue hasta 5 veces más alta que en la relajación, mientras que en la actual investigación escasamente se dobla la concentración. Al comparar con los promedios obtenidos al sur de Margarita en 2004-2005, éstos varían entre $2,09$ y $3,20 \text{ mg/m}^3$ (superficie) y entre $2,8$ y $11,1 \text{ mg/m}^3$ (25 m) siendo acusadamente más altos que los obtenidos en el presente estudio. Para el área se mencionan diversas cifras, de $0,25$ a $4,5 \text{ mg/m}^3$ (PINEDA & AGUADO 1980) de $0,11$ a $8,17 \text{ mg/m}^3$ (FERRAZ 1987) y entre $9,74$ y $1,64 \text{ mg/m}^3$ (MOIGIS 1986).

Los resultados discutidos permiten inferir que la fertilidad acuática ha sido menor en los años del presente estudio (octubre/2007 a marzo/2009) y puede relacionarse con la disminución de las capturas de la sardina, cuya pesquería pasa por una crisis iniciada a mediados de 2005 (GÓMEZ 2006a, 2006b, 2008) y que persiste luego de seis años (Fig. 1). En el año 2004, la captura de sardina superó las 200.000 toneladas, disminuyó a 108.570 en 2005, a 63.426 en 2006, a 54.995 toneladas en 2007, y en los años subsiguientes (2008-2011), la pesca del recurso fluctuó alrededor de 38.000 toneladas. Debido al desconocimiento de trabajos hidrológicos recientes y a la ausencia de datos sobre la concentración de nutrientes y de clorofila *a* en la península de Araya, se procedió a comparar los resultados en el presente estudio con aquellos obtenidos para las islas de Coche y Cubagua por GÓMEZ *et al.* (2008), quienes estudiaron la ecología de los caladeros de sardina del estado Nueva Esparta, durante 2004-2005. Además se estudió la abundancia de huevos y larvas del recurso sardinero en el plancton (MUSEO MARINO DE MARGARITA 2009). Estas investigaciones tienen por objeto intentar buscar posibles causas ecológicas de la crisis sardinera en Venezuela.

TABLA 4. Comparación del promedio y rango de valores (en paréntesis) de la hidrografía, la concentración de nutrientes y clorofila *a* en estaciones Coche y Cubagua al sur de Isla Margarita (Venezuela) durante los años 2004-2005 y 2007-2009.

Período estudio	Temperatura °C	Salinidad	Oxígeno ml/l	Nitrato $\mu\text{mol l}^{-1}$	Nitrito $\mu\text{mol l}^{-1}$	Amonio $\mu\text{mol l}^{-1}$	Fosfato $\mu\text{mol l}^{-1}$	clorofila <i>a</i> mg m^{-3}
abril/2004 - 2005								
Coche								
superficie	26,1 (23,6 - 28,8)	36,94 (33,89 - 37,70)	4,16 (3,60 - 5,07)	0,65 (0,00 - 12,4)	1,06 (0,00 - 12,4)	1,46 (0,28 - 4,61)	1,01 (0,00 - 19,7)	2,86 (0,00 - 19,7)
20 m	24,9 (22,2 - 28,0)	37,13 (35,63 - 37,89)	3,80 (2,92 - 4,96)	0,95 (0,00 - 11,9)	0,95 (0,00 - 11,9)	2,25 (0,28 - 12,3)	1,21 (0,00 - 20,0)	11,1 (1,57 - 43,5)
Cubagua								
superficie	26,2 (23,9 - 28,8)	36,80 (29,55 - 37,89)	4,34 (3,49 - 5,16)	0,36 (0,00 - 15,5)	1,38 (0,00 - 15,5)	1,47 (0,00 - 3,29)	0,79 (0,00 - 9,74)	2,09 (0,00 - 9,74)
20 m	25,1 (22,5 - 28,2)	37,28 (36,30 - 38,13)	4,05 (2,30 - 5,08)	0,75 (0,00 - 13,6)	0,75 (0,00 - 13,6)	1,39 (0,09 - 2,26)	0,25 (0,00 - 3,36)	3,03 (0,17 - 12,0)
COLUMNA	25,6	37,03	4,08	1,03	1,04	1,64	0,82	4,77
oct/2007-marzo/2009								
Coche								
superficie	26,1 (22,6 - 29,5)	36,68 (35,75 - 37,41)	4,08 (3,58 - 4,80)	0,29 (0,00 - 1,12)	1,13 (0,60 - 8,02)	0,73 (0,00 - 2,34)	0,57 (0,00 - 1,53)	1,55 (0,00 - 4,73)
25 m	24,3 (21,1 - 28,2)	36,80 (35,26 - 37,74)	2,74 (1,65 - 4,20)	0,89 (0,00 - 3,69)	2,90 (0,23 - 3,54)	0,97 (0,00 - 2,38)	0,73 (0,00 - 1,93)	3,46 (0,00 - 10,32)
Cubagua								
superficie	26,4 (24,2 - 29,6)	36,31 (32,53 - 37,46)	4,30 (3,79 - 5,10)	0,15 (0,00 - 0,40)	0,89 (0,27 - 2,98)	1,40 (0,00 - 6,29)	0,48 (0,00 - 1,90)	0,97 (0,00 - 3,77)
25 m	24,9 (21,4 - 29,3)	36,49 (34,11 - 37,52)	3,55 (2,18 - 4,60)	0,39 (0,08 - 2,28)	1,50 (0,30 - 5,39)	1,56 (0,00 - 8,03)	0,53 (0,00 - 2,36)	0,90 (0,00 - 3,21)
COLUMNA	25,4	36,57	3,67	0,43	1,60	1,16	0,58	1,72

TABLA 5. Comparación del valor promedio de la hidrografía, la concentración de nutrientes y clorofila *a* durante periodos enero-mayo (surgencia) y junio-diciembre (relajación) en columna de agua de Coche y Cubagua al sur de Isla Margarita (Venezuela) durante años 2004-2005 y 2007-2009.

Estación	Temperatura °C	Salinidad	Oxígeno ml/l	Nitrato $\mu\text{mol l}^{-1}$	Nitrito $\mu\text{mol l}^{-1}$	Amonio $\mu\text{mol l}^{-1}$	Fosfato $\mu\text{mol l}^{-1}$	Clorofila <i>a</i> mg m^{-3}
abril/2004-2005								
Sur Margarita								
Coche	24,9	36,96	3,85	1,70	0,85	2,26	2,09	8,57
Cubagua	24,9	36,67	4,02	1,02	0,54	1,34	0,98	3,18
Promedio	25,3	36,84	4,06	0,82	0,48	1,89	1,17	3,92
oct/2007-marzo/2009								
Este trabajo								
Coche	23,7	36,53	3,34	2,22	1,81	1,05	0,61	2,50
Cubagua	24,3	35,99	3,91	1,27	1,12	2,31	0,65	1,44
Promedio	24,0	36,26	3,62	1,74	1,46	1,68	0,64	1,97

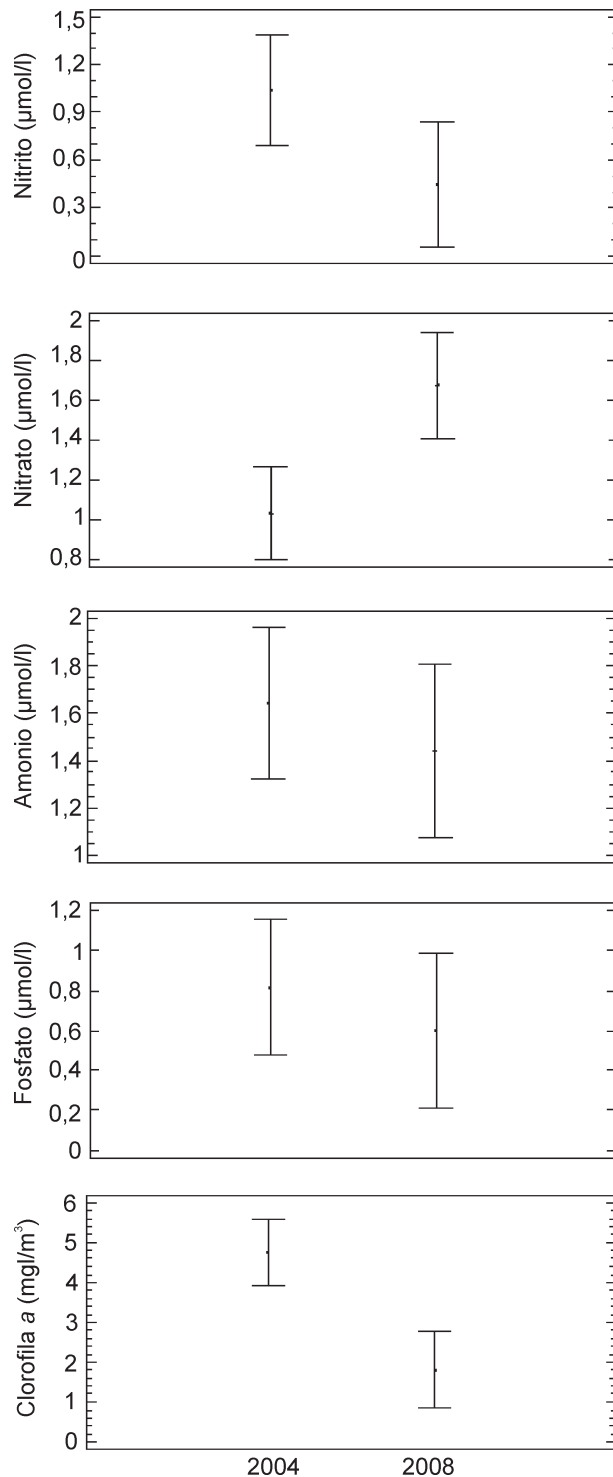


Fig. 3. Comparación de la concentración promedio de nutrientes ($\mu\text{mol l}^{-1}$) y biomasa de fitoplancton (Cl. a mg/m^3) en años 2004 y 2008-2009 al sur de isla Margarita, Venezuela.

En la Tabla 4 se observa que en la columna de agua (superficie a 25 m) los nutrientes (excepto el nitrato) fueron notablemente más elevados durante el periodo 2004-2005 (GÓMEZ *et al.* 2008) que durante el periodo 2007-2009; igual tendencia se muestra cuando se comparan los periodos de surgencia y relajación, porque durante la surgencia la concentración de nutrientes y la clorofila a fueron acusadamente más elevados (2 a 3 veces) que durante la relajación (Tabla 5), lo que reafirmaría que en los últimos años la fertilidad marina regional ha tenido un descenso importante, en comparación con el año 2004-2005 cuando se lograron cuantiosas capturas de sardina (Fig. 1). Comentario especial merece la concentración del nitrato que a diferencia de los otros nutrientes inorgánicos, fue el único que tuvo mayor concentración durante los años de crisis sardinera. La explicación no es sencilla, pero es lícito considerar que este nutriente podría no ser altamente limitante para el fitoplancton en esta región marina, que no había condiciones para la proliferación de masiva de productores primarios basada indirectamente en la menor concentración de clorofila a , y/o por la menor concentración de otros nutrientes. Es un tema a investigar con detenimiento porque ya se mencionó que es posible que en esta área el amonio pueda ser el nutriente más importante para los productores primarios.

En la Fig. 3 se compara el promedio e intervalos de la concentración de los nutrientes y clorofila a en la columna de agua al sur de Margarita (estaciones Coche y Cubagua) durante los años 2004 y 2008: nitrito ($1,03$ vs $0,43 \mu\text{mol l}^{-1}$; $p < 0,05$), nitrato ($1,04$ vs $1,60 \mu\text{mol l}^{-1}$; $p < 0,01$), amonio ($1,64$ vs $1,16 \mu\text{mol l}^{-1}$), fosfato ($0,82$ vs $0,58 \mu\text{mol l}^{-1}$) y clorofila a ($4,77$ vs $1,71 \text{ mg/m}^3$; $p < 0,01$). En 2004, la concentración de Cl. a fue notablemente mayor comparada con el presente estudio (2008-2009), cuando fue ostensiblemente menor la biomasa del fitoplancton a disposición de los peces filtradores, como la sardina que se alimenta principalmente de fitoplancton (CELLAMARE & GÓMEZ 2007) recurso pesquero que generalmente vive en las aguas superficiales. Así, la menor fertilidad acuática debe tener relación con la disminución de las capturas de sardina, además de otros factores (GÓMEZ 2007; GÓMEZ *et al.* 2008) que pueden ayudar a explicar la crisis en la pesquería sardinera de Venezuela.

CONCLUSIONES

1. La temperatura promedio de la columna de agua (superficie a 25 m) fue más elevada que en años previos al sur de Margarita. En el periodo de surgencia de 2008 y 2009, los valores promedios de temperatura y salinidad (24,3°C y 36,21) indican que no afloraron aguas subtropicales.

2. En la columna de agua (hasta 25 m) del sur de Margarita (Coche y Cubagua), las concentraciones de los nutrientes (excepto el nitrato) fueron notablemente menores en comparación con el año 2004. De igual manera, la biomasa del fitoplancton (Cl. *a*) fue 2,8 veces menor.

3. La disminución de la fertilidad acuática regional en 2008 y 2009 tiene relación con la escasez de sardina cuya pesquería está en crisis desde mediados de 2005.

AGRADECIMIENTO

A los pescadores PERUCHO, JULIÁN y DAVID VÁSQUEZ, por su ayuda en los muestreos con el peñero "Don Fernando". Investigación parcialmente financiada por aporte LOCTI-2008 de empresa Temaca y Almacenes Best de Margarita. El Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente (CI-3604-166710) facilitó concluir la investigación. Se agradece sugerencias de evaluadores.

REFERENCIAS

- APARICIO, R. 2003. *Revisión de las características oceanográficas de la plataforma nororiental de Venezuela*. En, Freón, P. & J. Mendoza (Eds.). *La sardina (Sardinella aurita), su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela*. IRD Editions, Paris. 171-206.
- APHA, 2005. Standard methods for the examination of water & wastewater. 21st Edition. American Public Health Association. American water works association and water environment federation. Washington, D.C. 1298 pp.
- ASTOR, Y., J. MERI & F. MULLER-KARGER. 1998. Variabilidad estacional hidrográfica de la Fosa de Cariaco. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*, 158 (149): 61-72.
- _____, F. MULLER-KARGER & M. SCRANTON. 2003. Seasonal and interannual variation in the hydrography of the Cariaco basin. Venezuela: implications for the basin ventilation. *Cont. Shelf Res.* 23: 125-144.
- _____, F. MULLER-KARGER., R. BOHRER., L. TROCCOLI & J. GARCÍA. 2004. Variabilidad estacional e interanual del carbono inorgánico disuelto y nutrientes en la fosa de Cariaco. *Mem. Soc. Cien. Naturales La Salle* 161-162: 235-252.
- BALLESTER, A. 1965. Tablas hidrográficas. En, Estudios sobre el ecosistema pelágico del N.E. de Venezuela. *Mem. Soc. Cien. Naturales La Salle* 25 (70, 71, 72): 39-137.
- BONELLS, D., T. OKUDA, J. BONILLA, B. GAMBOA & G. CEDEÑO. 1990. Algunas características hidrográficas en la región circunvecina a la Isla de Margarita. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 29 (1 y 2): 27-41.
- BONILLA, J., W. SENIOR, J. JUGDEN, O. ZAFIRIOU & R. JONES. 1993. Seasonal distribution of nutrients and primary productivity on the Eastern continental shelf of Venezuela as influenced by the Orinoco River. *J. Geophys. Res.* 98 (2C): 2245-2257.
- CASTELLANOS, P., R. VARELA & F. MULLER-KARGER. 2002. Descripción de las áreas de surgencia al sur del Mar Caribe examinadas con el sensor infrarrojo AVHRR. *Mem. Soc. Cien. Naturales La Salle* 164: 55-76.
- CELLAMARE, M. & A. GÓMEZ. 2007. Alimentación de la sardina *Sardinella aurita* (Clupeidae) en el sureste de la Isla de Margarita, Venezuela. *Boletín Instituto Oceanográfico de Venezuela* 46(1): 23-36.
- CURL, H. 1960. Primary production measurements in the north coastal water of South America. *Deep Sea Research* 7: 183-189.
- FANNING, K. & M. PILSON. 1972. A model for the anoxic zone of the Cariaco trench of the Cariaco trench. *Deep Sea Res.* 19: 847-863.
- FERRAZ, E. 1987. Productividad primaria en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 26 (1 y 2): 87-110.

- _____. 1989. Influencia de los factores físicos en la distribución vertical de la biomasa fitoplanctónica en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 28 (1 y 2): 47-56.
- FRAGA, F. & A. BALLESTER. 1965. Distribución vertical del nitrógeno en la fosa de Cariaco y su relación con el Fósforo total. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 26 (75): 274-282.
- FUKUOKA, J. 1962. Características de las condiciones hidrográficas del Mar Caribe. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 22 (63): 192-205.
- _____. 1963. Un análisis de las condiciones hidrográficas del Mar Caribe. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 23 (64): 43-55.
- _____. 1964. Análisis de las condiciones hidrográficas del Mar Caribe. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 24 (69): 277-307.
- _____. 1965a. Coastal upwelling near Venezuela. (I). Year to year change of upwelling. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 4 (2): 223-233.
- _____. 1965b. Hydrography of the adjacent sea (II). Some characteristics of oceanographical conditions in the Caribbean Sea, specially in the region adjacent to Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 4 (2): 234-245.
- _____. 1965c. Meteorología e hidrografía. En: Estudios sobre el ecosistema pelágico del N.E. de Venezuela, *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 25 (70, 71, 72): 9-38.
- _____. 1966. Coastal upwelling near Venezuela (II). Certain periodicities of hydrographical conditions. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 5 (1 y 2): 84-95.
- _____. & A. BALLESTER. 1963. Un análisis de las condiciones hidrográficas del Mar Caribe (III). *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 23 (65): 132-142.
- GADE, G. 1961a. On the hydrography conditions in the Gulf of Cariaco during the months May-November 1960. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 1 (1): 21-46.
- _____. 1961b. Further hydrography observations in the Gulf of Cariaco, Venezuela. The circulation and the water exchange. *Boletín Instituto Oceanográfico de Venezuela* 1 (2): 21-46.
- GARCÍA, A., J. BONILLA & A. BENÍTEZ. 1983. Condiciones hidroquímicas en las aguas superficiales de la Cuenca Tuy-Cariaco. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 22 (1 y 2): 87-102.
- GÓMEZ, A. 1987. Ensayo de cultivo de pámpano *Trachinotus carolinus* en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 26 (1-2): 45-52.
- _____. 1991. Interacción entre un estuario negativo (Laguna de la Restinga, isla de Margarita) y el Mar Caribe adyacente. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 30 (1 y 2): 47-55.
- _____. 1996. Causas de la fertilidad marina en el nororiente de Venezuela. *Interciencia* 21(3): 140-146.
- _____. 2006 a. *Caracterización ecológica del caladero de pesca más importante de Venezuela (Pampatar a La Isleta – Isla de Margarita)*. Museo Marino de Margarita Informe Final al Fondo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Venezuela (FONACIT Proy. 2000001372). Ministerio de Ciencia y Tecnología, Caracas. 648 pp.
- _____. 2006 b. Margalef, el sabio de Cataluña. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 45(2):161-174.
- _____. 2007. Producción primaria en el sureste de la isla de Margarita (Venezuela). *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 46 (2): 97-105.
- _____. & J. P. CHANUT. 1988. Variación estacional de variables ecológicas en la Bahía de Charagato, Isla de Cubagua, Venezuela. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 48 (Suplemento 3): 73-104.
- _____. & J. P. CHANUT. 1993. Hidrografía, producción y abundancia planctónica al Sur de la Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 32 (1 y 2): 27-44.
- _____. M. CELLAMARE., O. GÓMEZ., I. HERNANDEZ., E. IZAGUIRRE., M. JACOME & W.J. GONZALEZ. 2006.

- Ecología costera y pesca de sardina en el sureste de Margarita, Venezuela. En, S. Salas., M.A. Cabrera., J. Ramos., D. Flores & J. Sánchez (Eds.). Memorias 1ª Conferencia Pesquerías Costeras América Latina y el Caribe. Evaluando, Manejando y Balanceando Acciones. Mérida, Yucatán, México. Octubre 4-8, 2004., pp: 91-106.
- _____, E. IZAGUIRRE & O. GÓMEZ. 2008. Ecología de caladeros, aspectos biológicos y pesca (2003-2006) de sardina *Sardinella aurita* (Pisces: Clupeidae) en Nueva Esparta, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 47 (2): 113-128.
- GUZMÁN, R., P. FREON & J. MENDOZA. 2003. La pesquería de sardina en el Oriente de Venezuela, su variabilidad espacio-temporal: periodo 1973-1989. En, Freón, P. & J. Mendoza (Ed.). La sardina (*Sardinella aurita*), su medio ambiente y explotación en el oriente de Venezuela. IRD Editions, Paris, France., 427-450.
- HAMMER, L. 1967. Die primärproduktion im Golf von Cariaco (Ost Venezuela). *Inst. Rev. Hydrobiol.* 52 (5): 757-768.
- HEEZEN, B., R. MENZIES, W. BROECKER & M. EWING. 1959. Stagnation of the Trench. In, Preprint Int. Ocean. Cong. M. Sears (Ed.). *Am. Ass. Adv. Sc. Washington D.C.*, pp. 99-102.
- HERRERA, L. & G. FEBRES. 1975. Procesos de surgencia y de renovación de aguas en la Fosa de Cariaco, Mar Caribe. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 14 (1): 31-44.
- HULBURT, E. 1966. The distribution of phytoplankton and its relationships to hydrography between southern New England and Venezuela. *J. Mar. Res.* 24: 67-81.
- JACOBS, L., S. EMERSON & S. HUESTED. 1987. Trace metal geochemistry in the Cariaco Trench. *Deep-Sea Res.* 34 (5 y 6): 965-981.
- KATO, K. 1961. Oceanochemical studies on the Gulf of Cariaco. I Chemical and hydrographical observations in January 1961. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 1 (1): 49-73.
- LIDZ, L., W. CHARM, M. BALL & S. VALDEZ. 1969. Marine basins off the coast of Venezuela. *Bulletin Marine Science* 19: 1-17.
- LJOEN, R. & L. HERRERA. 1965. Some oceanographic conditions of the coastal water of Eastern Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 4 (1): 7-50.
- MANDELLI, E. & E. FERRAZ. 1982. Primary production and phytoplankton dynamics in a tropical inlet, Gulf of Cariaco, Venezuela. *Inst. Rev. Hydrobiol.* 67(1): 65-85.
- MARGALEF, R. 1969. El ecosistema pelágico del Mar Caribe. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 32: 5-31.
- _____, F. CERVIGÓN & G. YÉPEZ. 1960. Exploración preliminar de las características hidrográficas y de la distribución del fitoplancton en el área de la Isla de Margarita (Venezuela). *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 20: 211-221.
- MOIGIS, A. 1986. Variación de la productividad primaria del fitoplancton en el Golfo y en la Fosa de Cariaco. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 25 (1 y 2): 115-126.
- _____, & J. BONILLA. 1989. La productividad primaria del fitoplancton e hidrografía del Golfo de Paria, Venezuela, durante la estación de sequía. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 27 (1 y 2): 105-116.
- MULLER-KARGER, F., R. VARELA, R. THUNELL, M. SCANTRON, G. TAYLOR, J. CAPELO, Y. ASTOR, E. TAPPA, J. AKL & H. TUNG-YUAN. 2004. Características de la fosa de Cariaco y su importancia desde el punto de vista oceanográfico. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle* 161-162: 215-234.
- MUSEO MARINO DE MARGARITA. 2009. Abundancia de huevos y larvas de sardina *Sardinella aurita* y del zooplancton al este de Margarita, la Península de Araya y el sur de Nueva Esparta. Fundación Museo del Mar Museo Marino de Margarita. Informe Final al Fondo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Venezuela (FONACIT Proyecto LOCTI 2008). Ministerio de Ciencia y Tecnología, Caracas. 85 pp.
- OKUDA, T. 1975. Características hidroquímicas del golfo de Santa Fe y áreas adyacentes. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*. 14 (2): 251-268.
- _____. 1978. Condiciones hidroquímicas de las aguas superficiales de la Fosa de Cariaco y áreas adyacentes. *FAO Fish. Rep.* No. 200: 349-362.

- _____. 1981. Análisis hidroquímicos de la Bahía de Pozuelo y sus áreas adyacentes, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 20 (1 y 2): 11-22.
- _____. 1983. Rate of water renewal and phosphate input in the Gulf of Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 20 (1 y 2): 11-22.
- _____. & J. BENÍTEZ. 1974. Condiciones hidrográficas de las capas superiores en la Fosa de Cariaco y áreas adyacentes durante la época lluviosa. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 13 (1 y 2): 147-162.
- _____. J. BENÍTEZ, A. GARCÍA & E. FERNÁNDEZ. 1968. Condiciones hidrográficas y químicas en la Bahía de Mochima y la Laguna Grande del Obispo. *Bol. Inst. Oceanogr.* 7 (1 y 2): 7-37.
- _____. B. GAMBOA & A. GARCÍA. 1969a. Seasonal variation of hydrographic conditions in the Cariaco Trench. *Bol. Inst. Oceanogr.* 8 (1 y 2): 21-27.
- _____. J. BENÍTEZ & E. FERNÁNDEZ. 1969b. Vertical distributions of inorganic nitrogen in the Cariaco Trench. *Bol. Inst. Oceanogr.* 8 (1 y 2): 28-34.
- _____. J. BENÍTEZ, J. SELLIER, J. FUKUOKA & B. GAMBOA. 1974. Revisión de los datos oceanográficos en el Mar caribe Suroccidental, especialmente el margen continental de Venezuela. Publicado en: III Conferencia Naciones Unidas Sobre Derecho del Mar. *Cuadernos Azules* 15: 3-179.
- PINEDA, J. & A. AGUADO. 1980. Variación mensual de la composición química del mejillón *Perna perna* (L.) cultivado y las condiciones ambientales en la Bahía El Guamache, Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Sao Paulo* 29(2): 305-311.
- QUINTERO, A., J. BONILLA, L. SERRANO, M. AMARO, B. RODRIGUEZ, 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 y 2): 49-64.
- RICHARDS, F. 1960. Some chemical and hydrographic observations along the North coast of South America. I. Cabo Tres Punta to Curaçao, including the Cariaco Trench. *Deep-Sea Res.* 7: 163-182.
- _____. & R. VACCARO. 1956. The Cariaco Trench, an anaerobic basin in the Caribbean Sea. *Deep-Sea Res.* 3(3): 214-228.
- _____. 1975. The Cariaco Basin (Trench). *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 13: 11-67.
- RINCÓN, F., Y. ASTOR, F. MULLER-KARGER, R. VARELA & A. ODRIÓZOLA. 2007. Características oceanográficas del flujo en Boca Dragón, Venezuela. *Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle*, 168: 7-24.
- SALAZAR GÓMEZ, I., J. DÍAZ RAMOS, K. RINCONES, L. CHAZERDDINE, S. SUBERO, L. TROCCOLI, B. MÁRQUEZ, B. MARIN, 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): 69-78.
- SCRANTON, M., F. SAYLES, M. BACON & P. BREWER. 1987. Temporal changes in the hydrography and chemistry of the Cariaco Trench. *Deep-Sea Res.* 34 (5 y 6): 945-963.
- SIMPSON, J. & R. GRIFFITHS. 1971. Afloramiento y producción biológica en el golfo de Cariaco, Venezuela. *Ministerio de Agricultura, Serie Recursos y Explotación Pesqueros* 2 (1): 1-23.
- STRICKLAND, J. & R. PARSONS. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Fish. Res. Board Can. Bull.* (Second edition). 310 pp.
- WALSH, J., D. DIETERLE, F. MULLER-KARGER, R. BOHRER, W. PAUL, R. VARELA, R. APARICIO, R. DIAZ, R. THUNELL, G. TAYLOR, M. SCRANTON, K. FANNING & E. PELTZER. 1999. Simulation of carbon-nitrogen cycling during spring upwelling in the Cariaco Basin. *J. Geophys. Res.* 104(C4): 7807-7825.
- ZHANG, J. & F. MILLERO. 1993. The chemistry of the anoxic waters in the Cariaco Trench. *Deep-Sea Res.* 40: 1023-1041.

RECIBIDO: Mayo 2012
 ACEPTADO: Noviembre 2012

VULNERABILIDAD DE LAS PLAYAS ARENOSAS DEL CARIBE DE PANAMÁ ALA ELEVACIÓN EN EL NIVEL DEL MAR

LUIS MIGUEL GONZÁLEZ¹, LUÍS D' CROZ & JUAN ANTONIO GÓMEZ²

¹*Departamento de Física, Universidad de Panamá. Apartado 0838-01237, Panamá.
mreal9@yahoo.es*

^{2,3}*Departamento de Biología Marina, Universidad de Panamá, Panamá.*

RESUMEN: En el marco del cambio climático debido al calentamiento global, en el presente estudio se recurre al programa (software) MAGICC-SCENGEN para determinar las consecuencias en el nivel del mar (elevación) de dos escenarios de emisión (A1B y A1F1). Las proyecciones de la elevación del nivel del mar así obtenidas son utilizadas para valorar el impacto que puedan tener sobre el litoral arenoso en el Caribe de Panamá. Para ello consideramos en detalle una playa arenosa en la Costa Arriba de la Provincia de Colón, Panamá. La Figura 3 presenta las proyecciones para el nivel medio del mar, en el intervalo 1990 a 2010, calculadas con MAGICC utilizando los escenarios: A1F1, que se caracteriza por el uso intensivo de combustibles fósiles; y A1B, que se caracteriza por un balance entre todas las fuentes de energía. Vemos aquí que el mejor estimado de la elevación del nivel del mar, utilizando el escenario extremo A1F1, alcanza los 48 cm para el año 2100. En la Figura 4 se muestra el nivel de erosión que puede esperarse en María Chiquita en el año 2100 con el escenario extremo A1F1. De manera que podemos concluir que las playas arenosas del Caribe de Panamá son vulnerables al aumento en el nivel medio del mar.

Palabras claves: María Chiquita, cambio climático, playas, MAGICC

ABSTRACT: We projected two rising sea level scenarios, A1B and A1F1, using MAGICC-SCENGEN software to depict the impact of greenhouse gas emissions on María Chiquita, a sandy beach on the Costa Arriba area of Panama's Colon Province. Mean sea level rise for both A1B, characterized by a balanced use of energy sources, and A1F1, characterized by an intensive use of fossil fuels, for the period 1990-2010 is depicted. A depiction of A1F1 is also presented, a rise of 48 cm in sea level representing the best estimate for 2100. The erosion expected on María Chiquita by 2100 in the extreme A1F1 scenario also points to the vulnerability of Panama's Caribbean coast to rising sea levels.

Keywords: María Chiquita, climate change, beaches

INTRODUCCIÓN

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), en su Cuarto Reporte de Evaluación, establece que el nivel promedio del mar, a escala global, ha aumentado (BINDOFF *et al.* 2007). Además, en todos los escenarios de emisiones proyectados por el IPCC se prevé que durante el siglo XXI aumenten las concentraciones de dióxido de carbono, la temperatura media de la superficie del planeta y el nivel del mar. El aumento en el nivel del mar tendrá impactos sobre los ecosistemas costeros. Estos impactos pueden incluir un aumento en la erosión costera así como un aumento en la frecuencia y la intensidad de las inundaciones que ocurren en el área (McCARTHY *et al.* 2001). Los efectos que la elevación en el nivel del mar puedan tener sobre las playas arenosas (erosión) han sido previamente investigados (DAVIDSON-ARNOT 2005).

En el año 2000 IPCC publicó un conjunto de escenarios de emisión de gases de invernadero (SRES; Special Report on Emissions Scenarios), los cuales son imágenes alternativas de lo que puede suceder en el futuro en relación con diferentes vías de desarrollo global y diferentes niveles de emisión de gases de invernadero (CO₂, CH₄, etc.). Estos escenarios son herramientas apropiadas para apoyar el análisis del cambio climático (NAKICENOVIC 2000).

En el presente estudio se consideran los siguientes escenarios: A1F1 que implica el uso intensivo de combustibles fósiles y A1B condición basada en un uso balanceado entre varias fuentes de energía. Los escenarios SRES han mostrados ser consistentes con los datos disponibles a nivel global. Aunque al comparar los SRES con proyecciones a corto plazo, a nivel regional, se

encuentran algunas diferencias para Latinoamérica, África y el Medio Oriente (VAN VUUREN & O'NEILL 2006).

El programa (software) MAGICC-SCENGEN es un conjunto de modelos climáticos que permiten, de manera amigable, determinar la temperatura promedio global y las consecuencias en el nivel del mar (elevación) de los diferentes escenarios de emisión (SRES) especificados por el usuario (WIGLEY 1994). Las proyecciones de la elevación del nivel del mar han sido utilizadas en la literatura científica para valorar el impacto potencial que pueda esperarse en la costa (WALSH *et al* 2004).

En el Caribe de Panamá el intervalo intermareal es pequeño (30 cm), y los asentamientos costeros se ubican relativamente cerca del nivel medio del mar. Por tanto consideramos relevante el evaluar los cambios potenciales que la elevación del nivel del mar debido al cambio climático pueda tener sobre el litoral arenoso en el Caribe de Panamá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. Se consideró en detalle una playa arenosa en la Costa Arriba de la Provincia de Colón, en la costa Caribe de Panamá. Esta zona se ubica entre la ciudad de Colón y la Comarca de Kuna Yala, específicamente en María Chiquita. Se evaluó el retroceso de la línea de la orilla (erosión) que puede esperarse con la elevación en el nivel del mar en dicha playa. Esta área se escogió por su condición de playa arenosa y por el potencial turístico de las playas de esta zona. Se utilizó un sistema de información geográfica (SIG) para representar en un mapa las áreas con riesgo de erosión.



Fig. 1. Costa Arriba de Colón. Localización regional de María Chiquita

El Archivo Conjunto para Nivel del Mar (JASL) es una colaboración entre el Centro del Nivel del Mar de la Universidad de Hawai (UHSLC) y el Centro Mundial de Datos-Silver Spring (WDC-SS) para Oceanografía y está localizado en el Centro Nacional de Datos Oceanográficos de los Estados Unidos. El objetivo principal de JASL es el de preparar un archivo bien documentado y científicamente válido de valores de nivel del mar en formatos estandarizados, que esté disponible para la comunidad internacional de investigadores. El JASL ofrece acceso a varios tipos de datos, entre ellos, el Conjunto de Datos de Calidad de Investigación. Estos datos pasan por un proceso de control de calidad que incluye una revisión del nivel de referencia local.

Más de 70 países han contribuido con esta iniciativa; entre ellos Panamá por medio de la antigua Comisión del Canal de Panamá (PCC) y la actual Autoridad del Canal de Panamá (ACP). De manera que el JASL cuenta con datos del nivel del mar, de calidad de investigación, para Cristóbal en la Provincia de Colon (9.35 N, 79.917 W) para el período de 1907 a 1979. Posterior a esta fecha el mareógrafo fue movido a Coco Solo y luego a Bahía de Limón. Los datos para el periodo indicado fueron obtenidos del sitio de Internet de JASL.

Para obtener las consecuencias en el nivel del mar de varios escenarios de emisión (SRES) se utilizó el software MAGICC-SCENGEN, el cual es un modelo que acopla ciclos de gases y clima (MAGICC; Model for the Assessment of Greenhouse-gas Induced Climate Change), que alimenta a un generador de escenarios de cambio climático (SCENGEN; SCenario GENerator). MAGICC ha sido uno de los modelos primarios utilizados por IPCC desde 1990 para producir proyecciones de futura elevación del nivel del mar y temperatura. La versión 5.3 del software tiene los modelos de circulación general (AOGCM) del Cuarto Reporte de Evaluación de IPCC, Grupo de Trabajo 1 (AR4). Con este modelo climático realizamos proyecciones del aumento global del nivel del mar que se espera en los años de 2020 a 2100 para dos escenarios SRES: A1B y A1F1. Se obtuvieron también las tasas de elevación del nivel del mar para este periodo.

Con la finalidad de evaluar el impacto de la elevación del nivel del mar (ENM) en playas arenosas, se utiliza el modelo MAGICC-SCENGEN para estimar los valores máximos que pueda alcanzar dicha ENM.

RESULTADOS

Los datos que utilizamos para evaluar la elevación del nivel del mar en el Caribe de Panamá consisten de promedios anuales del nivel del mar medidos en Cristóbal entre los años de 1907 a 1979. En 1980 la estación mareográfica de Cristóbal fue movida a Coco Solo y el Servicio Permanente para el Nivel Medio del Mar (PSMSL) recomienda que la serie extendida con valores posteriores a 1980 debe usarse con extrema cautela por razones de la trazabilidad del cero de la regla o mareógrafo (<http://www.psmsl.org/data/obtaining/stations/169.php>).

Los promedios anuales de las elevaciones del nivel del mar son presentados en la Figura 2. En los datos se observa una tendencia a la elevación en el nivel medio del mar, con un valor de 1.45 mm por año. Para cuantificar el aumento en el nivel medio del mar notamos que la diferencia entre el valor máximo y el mínimo es de 187 mm.

DEAN & DALRYMPLE (2004) establecen que en muchas localizaciones alrededor del mundo, de acuerdo con la regla de BRUUN, las tasas de retroceso de las playas se ubican entre 50 y 100 veces la tasa de elevación del nivel del mar observada para la respectiva área geográfica.

El escenario de emisiones SRES A1F1 conduce a una tasa de elevación en el nivel del mar del 0,28 cm por año en el periodo 2010 – 2040 y de 0,64 cm por año en el

periodo 2050 – 2100. Mientras que el escenario de emisiones SRES A1B conduce a una tasa de elevación en el nivel del mar del 0,26 cm por año en el periodo 2010 – 2040 y de 0,44 cm por año en el periodo 2050 – 2100. De manera que si multiplicamos dichas tasas de elevación por el número correspondiente de años en que actúan; y el resultado que obtenemos con este producto lo multiplicamos por 100, obtenemos que bajo el escenario de emisiones SRES A1F1 el retroceso en el perfil de la playa puede estimarse en 40 metros para el año 2100, mientras que bajo el escenario de emisiones SRES A1B el retroceso en el perfil será de 30 metros.

La Figura 3 presenta las proyecciones para el nivel medio del mar, en el intervalo 1990 a 2100, calculadas con MAGICC utilizando los escenarios: A1F1, que se caracteriza por el uso intensivo de combustibles fósiles; y A1B, que se caracteriza por un balance entre todas las fuentes de energía. Vemos aquí que el mejor estimado de la elevación del nivel del mar, utilizando el escenario A1F1, alcanza los 48 cm para el año 2100. Por su parte, el mejor estimado para el año 2100 del escenario A1B es de 37 cm. Se observa un aumento en la pendiente de las líneas que representan los mejores estimados, hacia el año 2040. La Figura 4 muestra el nivel de erosión esperado en María Chiquita para el año 2100 con el escenario extremo A1F1, calculado con el programa MAGICC-SCENGEN. Se observa aproximadamente 40 metros de erosión para A1F1.

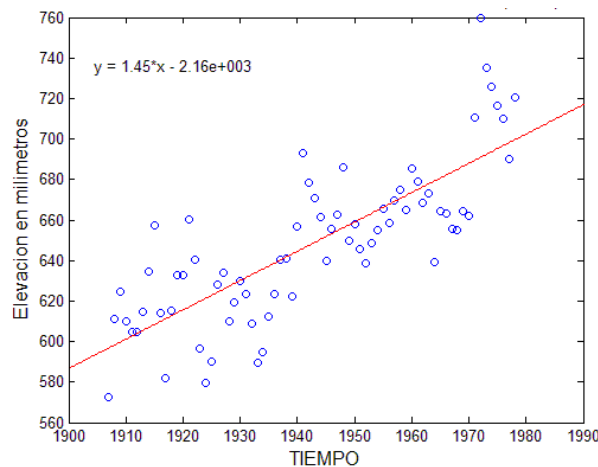


Fig. 2. Grafica de los promedios anuales del nivel del mar obtenidos del Archivo Conjunto para Nivel del Mar (JASL).

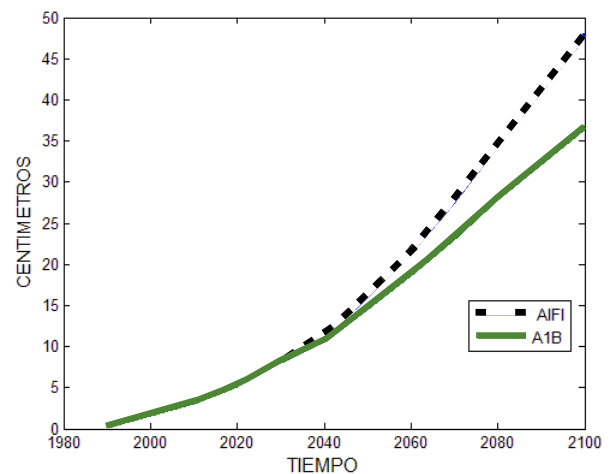


Fig. 3. Grafica del mejor estimado de las proyecciones para la elevación del nivel del mar calculadas con MAGICC utilizando los escenarios SRES A1F1 y A1B.



Fig. 4. Vista esquemática del nivel de erosión (línea) que puede esperarse en María Chiquita en el año 2100, utilizando el escenario SRES A1F1. Imagen base obtenida con Google Earth.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El nivel del mar a nivel global se está elevando. Desde 1961 hasta 1993, la tasa promedio anual de elevación del nivel del mar fue de 1.8 ± 0.5 mm/año y de 3.1 ± 0.7 mm/año para el intervalo de años que va desde 1993 hasta 2003 (BINDOFF *et al.* 2007).

La tendencia de aumento del nivel del mar observada en la Figura 2 es cónsona con lo que ocurrió en esa época en otras latitudes, tal como en Galveston, Texas, EUA (<http://www.psmsl.org/data/obtaining/stations/828.php>).

El cambio climático y el aumento en el nivel del mar afectarán los asentamientos costeros y la infraestructura de varias maneras. La degradación de los sistemas costeros debido al cambio climático, tales como las playas elimina las defensas naturales de la costa (IPCC, 2007). En las costas del Caribe existen muchas áreas que son muy susceptibles a la erosión, y en algunas playas se han registrado eventos erosivos en décadas recientes. Un aumento en el nivel del mar se traducirá en una erosión acelerada en estas áreas debido a un aumento en el ataque de las olas (SIMPSON *et al.* 2010).

La primera relación entre un incremento en el nivel del agua y la respuesta del perfil de una playa a este aumento fue presentada por BRUUN (1962) y es conocida como la regla de BRUUN. En este modelo la respuesta de la playa se considera en términos de un retroceso horizontal del perfil y de la elevación del nivel del mar. Debido a su sencillez, la Regla de BRUUN ha sido utilizada ampliamente en el estudio de los impactos de la erosión que resultan de la elevación en el nivel del mar.

La playa de María Chiquita ha sido clasificada como zona marino-costera vulnerable al cambio climático (ANAM 2010). De acuerdo con las predicciones del alcance de la erosión costera realizadas el escenario A1F1, una parte significativa del poblado será afectado con inundación costera.

Los hallazgos del presente estudio coinciden con lo que ha sido planteado previamente por otros investigadores para los litorales arenosos del Caribe (SIMPSON *et al.* 2010).

El corregimiento de María Chiquita, con una superficie de 90.5 km², contaba con 2 415 personas en el año 2010 (Censos Nacionales 2010). La parte del poblado que se ubica frente al mar consiste de viviendas sencillas de bajo costo. Por lo que, como medida de adaptación a los procesos erosivos que ocurrirán en el futuro recomendamos aplicar el retroceso, que es la política de abandonar las tierras y las estructuras en la zona costera y permitir que los ecosistemas marinos se muevan hacia tierra (McCARTHY *et al.* 2001). Este es el caso debido a que, si se opta por la protección, que involucra el utilizar medidas estructurales y defensivas para proteger la tierra del mar, se incurrirían en grandes costos. Agregamos como conclusión que las playas arenosas del Caribe de Panamá son vulnerables ante el aumento en el nivel medio del mar.

REFERENCIAS

- ANAM. 2010. *Atlas Ambiental de la Republica de Panamá*. Autoridad Nacional del Ambiente.
- BINDOFF, N.L., J. WILLEBRAND, V. ARTALE, A. CAZENAVE, J. GREGORY, S. GULEV, K. HANAWA, C. LE QUÉRE, S. LEVITUS, Y. NOJIRI, C. K. SHUM, L. D. TALLEY & A. UNNIKRISHNAN. 2007. *Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level*. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- BRUUN, P. 1962, Sea-level rise as a cause of shore erosion, *J. Waterw. Harb. Div.*, 88(1-3): 117-130.

- CONTRALORÍA GENERAL DE LA REPUBLICA. 2010. *Censos Nacionales*. República de Panamá.
- DAVIDSON-ARNOT, R. 2005. Conceptual Model of the Effects of Sea Level Rise on Sandy Coasts. *J. Coast. Res.*, 21 (6): 166-172.
- DEAN, R. & R. DALRYMPLE. 2004. *Coastal Processes with Engineering Applications*. Cambridge University Press.
- IPCC, 2007: *Summary for Policymakers*. In: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 7-22.
- MCCARTHY, J., O. CANZIANI, N. LEARY, D. DOKKEN & K. WHITE (eds) (2001). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- NAKICENOVIC N. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios (SRES)*. Cambridge University Press.
- SIMPSON, M.C., D. SCOTT, M. HARRISON, R. SIM, N. SILVER, E. O'KEEFE, S. HARRISON, M. TAYLOR, G. LIZCANO, M. RUTTY, H. STAGER, J. OLDHAM, M. WILSON, M. NEW, J. CLARKE, O.J DAY, N. FIELDS, J. GEORGES, R. WAITHE & P. MCSHARRY. 2010. Quantification and Magnitude of Losses and Damages Resulting from the Impacts of Climate Change: *Modelling the Transformational Impacts and Costs of Sea Level Rise in the Caribbean* (Full Document). United Nations Development Programme (UNDP), Barbados, West Indies.
- VAN VUUREN D. & B. O'NEILL. 2006. The Consistency of IPCC'S SRES Scenarios to Recent Literature and Recent Projections. *Climatic Change*, 75: 9-46.
- WALSH, K., H. BETTS, J. CHURCH, A. PITTOCK, K. MCINNES, D. JACKETT & T. MCDUGALL. 2004. Using Sea Level Rise Projections for Urban Planning. *J. Coast. Res.*, 202: 586-598.
- WIGLEY, T.M.L. 1994. *MAGICC (Model for the Assessment of Greenhouse-gas Induced Climate Change): User's Guide and Scientific Reference Manual*. National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado.

RECIBIDO: Abril 2012

ACEPTADO: Noviembre 2012

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA ENSENADA DE PLAYA GRANDE, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

GREGORIO MARTÍNEZ, JULIÁN CASTAÑEDA, WILLIAM SENIOR, ARÍSTIDE MÁRQUEZ & ÁNGEL GONZÁLEZ*

*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
gmartine@sucr.udo.edu.ve*

* *Instituto Limnológico, Universidad de Oriente. Caicara de Orinoco, Estado Bolívar, Venezuela.*

RESUMEN: Se estudiaron las condiciones hidrográficas y de calidad de las aguas de la región marino-costera de la ensenada de Playa Grande, estado Sucre, Venezuela, para el mes de mayo de 2003. Para tal fin, se establecieron 21 estaciones para la toma de muestras líquidas, superficie y fondo, y tres anclajes correntométricos, uno con un perfilador acústico “mirando hacia arriba” y dos con un correntímetro doppler puntual operando durante 14 días. Las muestras líquidas se tomaron con botellas Niskin de 5 l, manejada mediante el sistema guaya-mensajero. Las muestras se analizaron utilizando las metodologías establecidas para agua de mar. Los valores de pH oscilaron entre 7,93 y 8,31 unidades; la temperatura entre 22,0-24,0 °C, la salinidad entre 36,56-37,17 unidades; el color entre 15 y 30 unid. Pt-Co; la demanda bioquímica de oxígeno varió entre 4,05-68,98 mg/L; el nitrógeno total entre 0,53-1,27 mg/L. El fósforo total fluctuó entre 0,02 y 0,16 mg/L; los aceites y grasas entre 0,08 y 0,39 mg/L; los hidrocarburos alifáticos entre 0,01-0,12 mg/L; los detergentes no superaron el valor de 0,02 mg/L. En algunos casos los coliformes totales y fecales alcanzaron valores muy superiores al límite de 1000 NMP/100 ml para coliformes totales establecido por el Ministerio del Ambiente para aguas tipo 4 (contacto humano parcial y total). La calidad de estas aguas refleja el impacto de las descargas de aguas superficiales residuales en el sector de Campo Ajuro, que son transportadas por la corriente media superficial que fluye predominantemente de este a oeste. Las condiciones físico-químicas de las aguas de esta ensenada pueden variar durante todo el año, como consecuencia de las condiciones hidrodinámicas que predominan en la región. Se recomienda realizar estos estudios, al menos dos veces al año, durante el período de sequía (diciembre a mayo), cuando se incrementan los vientos alisios, y durante el período lluvioso (junio-noviembre).

Palabras clave: Playa Grande, calidad del agua, contaminación marina

ABSTRACT: The hydrographic conditions and sanitary quality of the waters of the coastal region of Playa Grande Bay were studied during May 2003. We set up 21 stations to collect surface and bottom samples and three current meters – an upward-mounted hydroacoustic profiler and two single-point Doppler current sensors that operated for 14 days. Samples were collected in 5-L Niskin bottles equipped with a lid-closing device operated through a cable. The samples were studied according to established methods for seawater analysis. The pH ranged between 7.93 and 8.31; the temperature, between 22.0 and 24.0 °C; the salinity, between 36.56 and 37.17 units; the color, between 15 and 30 Pt-Co units. The biochemical oxygen demand ranged between 4.05 and 68.96 mg/L; and total nitrogen, between 0.53 and 1.27 mg/L. Total phosphate fluctuated between 0.02 and 0.16 mg/L; lipids, between 0.08 and 0.39 mg/L; aliphatic hydrocarbons, between 0.01 and 0.12 mg/L. Detergents did not exceed the value of 0.02 mg/L. In some cases, total and fecal coliforms reached values beyond the limit of 1000 NMP/100ml for total coliforms set by the Ministry of the Environment for type 4 waters (partial and total human contact). The quality of these waters shows the impact of effluents, running mostly from east to west, in the sector of Campo Ajuro. The physical and chemical conditions of the waters of this bay may vary throughout the year as a consequence of the dynamic conditions prevailing in the region. It is recommended that these studies be carried out at least twice a year: during the dry season (December to May), when the trade winds increase, and during the rainy season (June to November).

Key words: Playa Grande, water quality, marine contamination.

INTRODUCCION

Los cuerpos de aguas tanto marinos como de agua dulce han sido considerados por mucho tiempo como receptáculos convenientes para la eliminación de desechos domésticos, urbanos e industriales, debido a que la dilución

y la actividad bacteriana pueden, hasta cierto punto, ser proporcionales a la capacidad asimiladora del cuerpo de agua para disminuir al mínimo el potencial de impactos adversos contra la salud humana y el ambiente. Esta práctica es particularmente común en áreas costeras,

debido en parte, al hecho de que existen grandes cuerpos de agua cercanos y a que las formas alternativas de tratamiento de desechos pueden no estar disponibles o ser efectivas en términos de costos (SNEDAKER & GETTER, 1985).

Para las aguas servidas, los componentes nutritivos proveen un estímulo para el crecimiento de plantas, los cuales son contraproducentes si los volúmenes son altos en relación con la extensión territorial del cuerpo de agua y la habilidad del sistema para asimilar estos componentes. Tal exceso de enriquecimiento, denominado eutrofización, puede producir una variedad de impactos biológicos, económicos y para la salud. La presencia de otros componentes en las descargas, tales como patógenos humanos, y una variedad de materiales tóxicos permanentes (tales como metales pesados), es un fuerte argumento para el saneamiento de las aguas marinas cerca de la costa (SNEDAKER & GETTER, 1985; NEMEROW Y DASGUPTA, 1991). Las aguas servidas domésticas e industriales deben ser tratadas antes de su descarga para reducir al mínimo la fertilización excesiva de las aguas marinas, particularmente en zonas con un reducido intercambio de aguas y en lagunas costeras, y controlar, en la mayor medida posible, la introducción de patógenos humanos.

Este estudio tiene como objetivo principal establecer los parámetros de línea base que caracterizan el ecosistema marino-costero de la ensenada de Playa Grande. Actualmente, la ciudad de Carúpano, 10,39°N – 63,15°O, ubicada sobre la línea de costa de la plataforma continental nororiental del país, en el estado Sucre, con una población de 786.483 habitantes según el último censo del año 2001, descarga directamente al mar los efluentes provenientes de su colapsado sistema de aguas servidas. Esta descarga opera a través de tres localidades (Puente Hotel Victoria, Sector Campo Ajuro y Estación de Bombeo Playa Grande) y alcanza un valor promedio de 0,32 m³/s. El nocivo efecto de la descarga es evidenciado en la acumulación de todo tipo de contaminantes (hidrocarburos, pesticidas, metales trazas, material flotante, etc.) en los sedimentos superficiales de la zona costera inmediata a la ciudad. Como respuesta a esta situación, las autoridades oficiales (MinPPAmb) y de la ciudad (Alcaldía) han iniciado un proyecto para la construcción de una planta de tratamiento primario de desechos líquidos. Parte esencial de tal proyecto lo constituye un emisario submarino, para lo cual se ha propuesto como área de recepción a la EPG, pequeña bahía localizada al oeste de Carúpano, a 1,5 km de la ciudad.

En la actualidad, se conoce muy poco acerca las características hidroquímicas y biológicas de este sector marino costero así como de las corrientes marinas que predominan en el área. En el presente estudio se evaluó la calidad ambiental de las aguas de la ensenada de Playa Grande para el establecimiento de la línea base ambiental para futuras investigaciones y proyectos de desarrollo en esta margen costera.

AREA DE ESTUDIO

El área de estudio para la realización de esta evaluación ambiental es la región marino-costera conocida como la ensenada de Playa Grande (EPG) localizada al oeste de la ciudad de Carúpano, municipio Bermúdez del estado Sucre (Figura 1). Consiste en una zona de aproximadamente de 5,0 km distribuidos a cada lado del eje propuesto del emisario submarino a partir de Punta Jarra hasta el morro de Copey. Teóricamente, esta zona corresponde al área potencial de influencia del proyecto de instalación del emisario submarino de la planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Carúpano.

MATERIALES Y MÉTODOS

RECOLECCIÓN DE LAS MUESTRAS

Se tomaron muestras de aguas superficiales en 21 estaciones y en 16 de fondo que abarcaron toda el área de estudio para el mes de mayo de 2003. Las 5 estaciones adicionales para el muestreo de aguas superficiales, se hicieron para representar con mayor detalle la variabilidad natural de las variables y de mejorar la interpolación espacial de las mismas.

La captación de las muestras se llevó a cabo con una botella Niskin de 5 l de capacidad. Posteriormente se transfirió una parte de la muestra en envases plásticos de 3,5 l para los análisis fisicoquímicos (salinidad, detergentes, nitrógeno total, fósforo total, aceite y grasas, hidrocarburos y demanda bioquímica de oxígeno) y en envases plásticos estériles especiales las muestras destinadas al análisis bacteriológico. Todas las muestras fueron refrigeradas en cava con hielo para su traslado hasta el laboratorio.

Los siguientes procedimientos se usaron para coleccionar y analizar las muestras líquidas y de sedimentos en cada uno de los parámetros de interés:

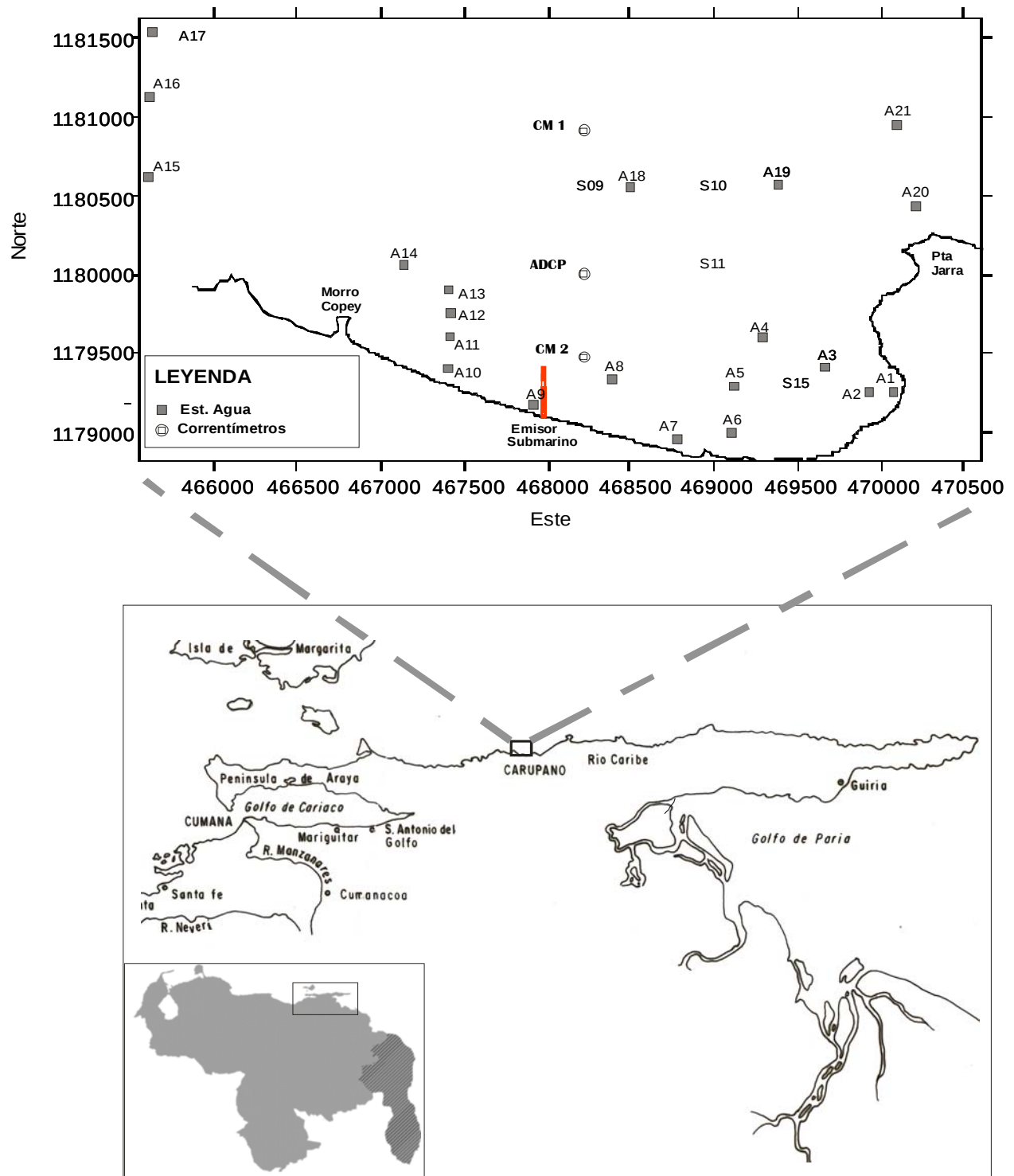


Fig. 1. Ensenada de Playa Grande mostrando las estaciones para el muestreo de aguas de mar.

La temperatura se midió *in situ*, mediante un termómetro de mercurio de 0,1 °C de resolución.

La salinidad se calculó a partir de las mediciones de conductividad (UNESCO, 1981), para ello se utilizó un salinómetro inductivo Kalhsico 118WC200 (foto 8). La precisión sobre la medida efectuada fue de $\pm 0,001$.

El pH del agua de mar se determinó *in situ* mediante la utilización de un pH-metro WTW, modelo inoLab pH/ION Level 2, el cual tiene incorporado un termistor para la compensación automática de temperatura (ATC). La precisión sobre la medida es de $\pm 0,02$ unidades de pH.

El nitrógeno y el fósforo total se determinaron simultáneamente mediante la utilización del método descrito por VALDERRAMA (1981), el cual consiste en la oxidación simultánea de los compuestos orgánicos nitrogenados y fosforados, bajo presión. La precisión del método es de $\pm 2\%$ en el caso del nitrógeno, el cual fue determinado automáticamente con un equipo Technicon II, y de 1% en el caso del fósforo, el cual fue determinado espectrofotométricamente en un equipo Genesys 8.

Para la determinación de los aceites y grasas, las muestras fueron extraídas con una mezcla de solventes de 80% n-hexano y 20% éter de petróleo. La cuantificación de los mismos se realizó por espectroscopia infrarroja a 2930 nm, una vez evaporada la mezcla solvente, utilizando un analizador de hidrocarburos Buck Scientific modelo 404.

En el caso de los hidrocarburos, el método consiste en una extracción líquido-líquido. Los extractos son particionados por cromatografía de columna con hexano como eluyente. Luego el hexano es evaporado y el residuo disuelto en tetracloruro de carbono y analizado en un espectrofotómetro infrarrojo a 2930 nm, utilizando un analizador de hidrocarburos Buck Scientific modelo 404.

Los detergentes se determinaron por espectrofotometría visible utilizando la técnica para determinar sustancias activas al azul de metileno y tiocianato de cobalto. Aquí se aplican las técnicas propuestas en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA 1998), utilizando un equipo Prolabo SQ10.

El método para la determinación del color del agua consiste en la comparación del color del agua de mar contra

un disco de vidrio apropiadamente calibrado con una escala de color en unidades Pt-Co, utilizando un equipo Hellige Agua tester modelo 611A. Los resultados obtenidos se compararon con el color que presenta el agua destilada, agua de chorro y las aguas del efluente que actualmente sale de la planta de tratamiento de la planta de aguas servidas ubicada en el Sector La Llanada en Cumaná.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) representa la cantidad de oxígeno consumido por las bacterias aerobias para asegurar la descomposición, dentro de condiciones bien especificadas, de la materia orgánica contenidas en el agua a analizar. El método se fundamenta en medir la cantidad de oxígeno en un medio de incubación al comienzo y al final de un período de 5 días, durante el cual la muestra es mantenida al abrigo del aire, a 20 °C y en la oscuridad para inhibir la eventual formación de oxígeno por las algas (APHA 1998).

La densidad de bacterias “coliformes” se determinó mediante la técnica del número más probable o técnica de fermentación de tubos múltiples (APHA 1998). Para ello, se sembró, por triplicado, 1 ml de cada dilución en tubos con caldo lauril triptosa (Difco, Laboratories, Detroit) y se incubó a 35°C durante 48 horas para la prueba presuntiva de coliformes. Los tubos positivos (con formación de gas) se replicaron en tubos con bilis verde brillante (Difco, Laboratories, Detroit, Michigan) y se incubaron a 35°C y 44,5°C en baño María durante 48 h, para la prueba confirmatoria de totales y fecales, respectivamente. La densidad de los coliformes se expresó como: NMP/100 ml, la cual se determinó mediante la tabla propuesta por McCrady (APHA 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Temperatura

Las aguas superficiales de la EPG son relativamente bajas, con temperaturas que fluctúan entre 23,0 y 24,0°C. En esta temporada, las temperaturas más altas se ubican fuera de la costa, mientras que la región central presenta núcleos con temperaturas entre 23,0 y 23,5 °C (Figura 2A). Como es usual, toda la zona norte de la península de Paría, durante la temporada de sequía, está afectada por los afloramientos de aguas frías inducidas por el fenómeno de surgencia. Este fenómeno, inducido primordialmente por la intensificación de los vientos alisios del noreste, lleva a la superficie aguas subsuperficiales más frías que

la del entorno, siendo fácilmente observable en la distribución de la temperatura superficial (GADE 1961; OKUDA *et al.* 1978; ASTOR *et al.* 1998; WALSH *et al.* 1999; THUNELL *et al.* 2000; MULLER-KARGE *et al.* 2004; MARTÍNEZ *et al.* 2011). En la figura 2, se observa claramente como estos dos núcleos de aguas con temperaturas entre 23,10 y 23,75 °C reflejan el afloramiento de aguas desde el fondo.

Las aguas de fondo presentan temperaturas más bajas con fluctuaciones entre 22,0-24,0 °C (Figura 2B). La temperatura de 24,0 °C se determinó en la estación 2 hacia el extremo oriental de la ensenada, la cual es una zona muy somera, facilitando la mezcla de la columna. En la cercanía del morro de Copey se encuentra la temperatura de fondo más baja.

pH

El pH de las aguas superficiales varió entre 7,93 en la estación 1, en el extremo más oriental de la ensenada, y 8,31 en la estación 10, hacia el oeste, cerca del Morro de Copey (Figura 2C). Toda la región oriental presenta variaciones de pH inferiores a 8,22, una región norcentral con pH entre 8,24 y 8,22 y la región occidental con pH superiores a 8,24. El pH del agua de esta ensenada se encuentra dentro de los límites establecidos en la legislación ambiental vigente para las aguas para contacto humano parcial y total (aguas tipo 4: destinadas a balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia, Decreto 883, año 1995; MARN, 1996). El pH determinado, tanto para las aguas superficiales como de fondo, son típicos de aguas bien oxigenadas como consecuencia de la agitación provocada por el oleaje inducido por el viento reinante para el momento del muestreo.

El pH de las aguas de fondo varió entre 8,14 unidades en la estación 2, en el extremo más oriental de la ensenada y 8,26 unidades en la estación 11 hacia el oeste, cerca del Morro de Copey (Figura 2). El comportamiento del pH hacia el fondo es muy similar al observado en las aguas superficiales. Toda la región oriental presenta variaciones de pH inferiores a 8,10 unidades, una región norcentral con pH entre 8,23 y 8,22 y la región suroccidental con pH superiores a 8,23 unidades.

Salinidad

La salinidad de las aguas superficiales de la EPG presentó variaciones en un intervalo de 36,564 a 36,758 unidades con un valor promedio de 36,629 unidades. La figura 2 muestra, de igual manera, la distribución espacial de la salinidad de las aguas superficiales en dicha ensenada,

observándose las menores salinidades hacia la costa con valores entre 36,564 y 36,630 y la penetración hacia el ecosistema de aguas más salinas (36,700 a 37,100) desde el norte y este del área de estudio.

La distribución de la salinidad de las aguas de fondo de la región (Figura 2) muestra valores que fluctuaron entre 36,616 y 37,166 unidades y un valor medio de 36,683 unidades. Se observa la inclusión de aguas con salinidades entre 36,700 y 37,100 unidades desde el norte. Las salinidades de las aguas, tanto superficiales como de fondo, son típicas de las aguas marinas de toda la región marino-costera nororiental de Venezuela.

Color

El color en las aguas superficiales de la región estudiada presentó un valor máximo de 30 unid. Pt-Co y un mínimo de 15 unid. Pt-Co y un valor una media de 18,57 Unid. Pt-Co. La figura 2 muestra la distribución espacial de dicho parámetro con los valores más altos hacia la costa en la zona oriental y central, posiblemente influenciada por las actividades desarrolladas por los pobladores de la zona y a la resuspensión de los sedimentos por efectos del oleaje que imperaba en la zona para el momento del muestreo. Los valores de color determinados para las aguas de la región objeto del presente estudio son valores normales para aguas de mar de regiones costeras. Las aguas de las bahías de Guanta-Pertigalete para el mes de marzo de 1999 presentaron un intervalo de color entre 5-20 unid. Pt-Co, las aguas superficiales de la región marino costera frente a la ciudad de Güiria era 10-20 para abril de 1999, mientras que el río Orinoco para abril de 1999 se encontraba entre 50-400 unid. Pt-Co (IOV, 1999). Este parámetro puede ser afectado por los eventos de surgencia y productividad de las aguas, la batimetría y características texturales de los sedimentos superficiales así como por las condiciones climáticas que afecta la región.

En cuanto a la distribución del parámetro color en las aguas de fondo (Figura 2), el mismo presentó un valor máximo de 25 unid. Pt-Co y un mínimo de 15 unid. Pt-Co y un valor medio de 19,2 unid. Pt-Co. Los máximos valores del color estuvieron distribuidos hacia la parte oriental de la ensenada, en la parte interna y hacia el norte y oeste de Punta Jarra, así como hacia el occidente en la zona donde se encuentran los islotes cerca del Morro de Copey. Estos valores son posiblemente debido a efectos del oleaje imperante en la zona para el momento del muestreo, el cual produce la resuspensión del sedimento, así como a

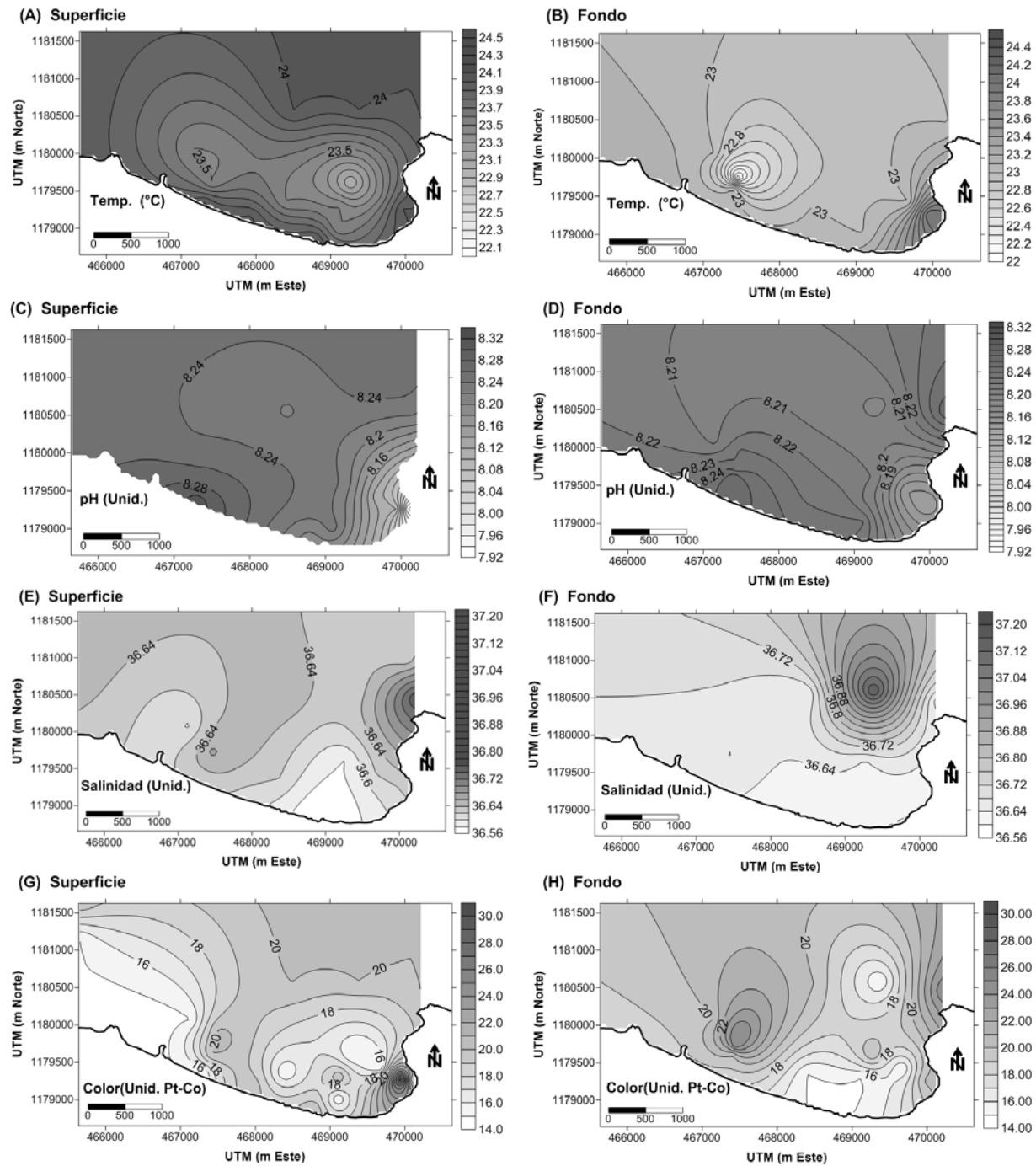


Fig. 2. Distribución espacial de la temperatura, pH, salinidad y color de las aguas superficiales y de fondo de la Ensenada de Playa Grande.

las descargas en esa zona de efluentes domésticos que contienen cantidades apreciables de detergentes y aceites

y grasas e hidrocarburos, los cuales enturbian el agua y producen un aumento en el color para estas aguas.

Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno en las aguas superficiales osciló entre 11,55 y 68,98 mg/l con un promedio de 25,71 mg/l. Los máximos valores cercanos a la costa se distribuyeron en la región central del área estudiada (Figura 3), en la zona donde posiblemente será ubicado el emisario submarino de los efluentes del sistema de tratamiento de las aguas servidas de la ciudad de Carúpano y al norte de la ensenada. De igual manera se observa la penetración de aguas cargadas con materia orgánica con una DBO entre 35,0 y 40,0 mg/l, posiblemente relacionadas con las descargas de las aguas servidas del emisario costero de Campo Ajuro. El valor promedio de la DBO para las aguas superficiales de esta ensenada son comparables a las determinadas para las bahías de Guanta y Pertigalete (estado Anzoátegui), con un valor medio de 26,0 mg/l y un margen de variación entre 18,0 y 47,0 mg/l, mientras que en la región marino-costera frente a la ciudad de Cumaná se detectaron valores en un margen de 5,5-37,8 mg/l y un valor medio de 15,2 mg/l (IOV, 1999).

En cuanto a la DBO de las aguas de fondo (Figura 3), se observaron variaciones en un margen entre 4,1 y 51,5 mg/l y una media de 22,5 mg/l. En este caso, la ensenada presentó valores inferiores a 35,0 mg/l, mientras que los valores más elevados se observaron hacia el norte y al occidente de la ensenada. La distribución espacial de la DBO en esta zona se encuentra afectada por las descargas de las aguas servidas de la ciudad de Carúpano en la localidad de Campo Ajuro al este y por las provenientes de las lagunas, balnearios y centros poblados ubicados al oeste del área estudiada.

Nitrógeno total

Las concentraciones del nitrógeno total en las aguas superficiales fluctuaron entre 37,86 y 90,71 $\mu\text{mol/l}$ con un valor promedio de 47,72 $\mu\text{mol/l}$. El valor máximo se presentó en la estación 1 en el interior de la zona oriental de la ensenada y el mínimo en la estación 13 o noreste del morro de Copey cerca de los islotes ubicados en esa zona. La Figura 3 muestra la distribución espacial de las concentraciones de nitrógeno total donde se observa que la isolínea de 44 $\mu\text{mol/l}$ divide el área en dos zonas, la región marino costera de la ensenada de Playa Grande con concentraciones superiores a dicho valor y la parte externa con concentraciones menores a este valor. Las mayores concentraciones para este parámetro se ubican en la zona interna, hacia el sector oriental de la ensenada, posiblemente debido a las actividades antrópicas que se

desarrollan en la zona, así como a la descarga de efluentes domésticos en la zona.

La aguas de fondo presentaron concentraciones de nitrógeno total entre un margen de 42,86 $\mu\text{mol/l}$, en la estación 6, y 57,14 $\mu\text{mol/l}$, en la estación 2, y un valor promedio de 49,73 $\mu\text{mol/l}$. La Figura 3 muestra la distribución de las concentraciones para este parámetro, observándose los mayores valores, al igual que para las aguas superficiales, en la zona oriental de la ensenada. Por otro lado se observaron concentraciones entre 48,00 y 56,00 $\mu\text{mol/l}$ en la región norcentral de la zona estudiada.

Las concentraciones de nitrógeno total tanto para las aguas superficiales como de fondo de la EPG son comparables a las determinadas en otras áreas de la costa nororiental con concentraciones inferiores a 70,00 $\mu\text{mol/l}$. SENIOR (1993) reportó concentraciones entre 2,86 y 40,00 $\mu\text{mol/l}$ para la bahía de Barcelona. En la costa de Jose y Píritu se encontraron valores que fluctuaron entre 10,00 y 35,71 $\mu\text{mol/l}$ para los meses de marzo a junio de 1991 (SENIOR, 2001), mientras que en febrero de 1999 la concentraciones variaron entre 14,28 y 46,43 $\mu\text{mol/l}$ (IOV, 1999). En dicho estudio, el nitrógeno total en las bahías de Guanta y Pertigalete oscilaron entre 14,28-54,29 $\mu\text{mol/l}$, observándose la influencia de las descarga de aguas negras de la ciudad de la región de Guanta. Sin embargo, para la región marino costera frente a la ciudad de Cumaná, se presentaron variaciones en las concentraciones de nitrógeno total entre 15,00 y 142,86 $\mu\text{mol/l}$ con un promedio de 25,71 $\mu\text{mol/l}$ (IOV, 1999), donde los valores altos están asociados a las descargas del emisario submarino del Guapo y a las empresas conserveras de productos marinos de la región de Puerto Sucre. IOV (2011) determinó concentraciones de nitrógeno total que variaron entre 8,50 y 31,74 mmol/L para las aguas del sector marino-costero de la localidad de Araya, al oeste de la península de Araya, indicando que son aguas con poca influencia antrópica. De igual manera, MÁRQUEZ *et al.* (2011) registraron concentraciones entre 5,00 y 140,00 $\mu\text{mol/l}$, con un promedio de 25,71 $\mu\text{mol/l}$ para el sector oriental de golfo de Cariaco, indicando que estas aguas se encuentran fuertemente impactadas por la surgencia costera en esta margen costera. Para las aguas de la EPG, los niveles de nitrógeno total se encuentran principalmente afectados por las descargas de efluentes domésticos y las diferentes actividades antrópicas que se desarrollan en dicha margen costera.

Fósforo total

El fósforo total mostró fluctuaciones en un margen comprendido entre 0,02 y 0,16 mg/l y un promedio de 0,05 mg/l. El valor máximo se determinó en la estación 1, ubicada hacia la región interna oriental de la ensenada y el mínimo en la estación 14 al noreste del morro de Copey. La distribución espacial del fósforo total (Figura 3) muestra un comportamiento muy similar al presentado para el nitrógeno total en las aguas superficiales de la zona estudiada. En esta zona se observa una isolínea de 0,04 mg/l que divide el área en dos, una interna que abarca toda la ensenada y la otra costa afuera. Se observa en esta distribución la influencia de los habitantes de la zona en las concentraciones de este parámetro, como consecuencia de los vertidos de aguas residuales que contienen detergentes ricos en fósforo.

Las variaciones del fósforo total en las aguas profundas presentó un valor máximo de 2,90 $\mu\text{mol/l}$ en la estación 13, un mínimo de 1,29 $\mu\text{mol/l}$ en la estación 8 y un valor promedio de 2,16 $\mu\text{mol/l}$. En este caso, el comportamiento del fósforo total (Figura 3) fue muy similar al presentado por el nitrógeno total en las aguas de fondo, con los máximos que van desde la región interna oriental en Punta Jarra y se extienden hasta la isleta ubicada al este del morro de Copey.

Estos valores en las aguas superficiales y de fondo, al igual que para el nitrógeno total, son comparables a los determinados en las bahía de Guanta y Pertigalete con valores inferiores a 4,52 $\mu\text{mol/l}$, la región costera frente a la ciudad de Cumaná con valores menores a 8,06 $\mu\text{mol/l}$, las costas frente a la ciudad de Guiría con valores menores a 1,61 $\mu\text{mol/l}$ y el área de Jose con menos de 4,84 $\mu\text{mol/l}$ (IOV, 1999), mientras que la bahía de Pozuelos presentaron valores que no superaron los 5,16 $\mu\text{mol/l}$ para el mes de abril de 1997 (SENIOR, 2001). Por otro lado, IOV (2011) reportó valores de PT entre 0,14 y 1,04 $\mu\text{mol/l}$ en las aguas del sector marino-costero frente a la localidad de Araya, donde los valores altos se ubican hacia el sector marino costero con mayor influencia antrópica. Las variaciones de las concentraciones del nitrógeno total y del fósforo total se ven fuertemente influenciadas por las descargas de los efluentes tanto industriales como domésticos, las descargas de los ríos y los regímenes de viento y circulación de las aguas, entre otros.

Detergentes

Las concentraciones de los detergentes en las aguas superficiales de la región marino-costera de la EPG

oscilaron en un margen de variación entre N.D. y 0,02 mg/l y con un valor promedio de 0,01 mg/l. Los valores por debajo del límite de detección se ubicaron en las estaciones 4, 6, 17 y 20 y el máximo en las estaciones 1, 2, 3, 9 y 11. La distribución espacial (Figura 3) muestra que las mayores concentraciones se ubican hacia la margen costera en la parte interna de la ensenada al sur de Punta Jarra en el centro y alrededor del morro de Copey. Aquí se muestra, de igual manera, que en la distribución del fósforo total, la influencia de las actividades humanas en las variaciones de este parámetro en la región estudiada.

En el caso de las aguas de fondo, se encontraron valores que fluctuaron entre 0,00-0,02 mg/l, con las menores concentraciones (0,00) en las estaciones 3, 4 y 20, y las mayores en las estaciones 5, 11 y 18. El valor promedio para los detergentes fue de 0,01. La distribución de los detergentes en las aguas de fondo (Figura 3) es un tanto similar a la observada para el fósforo total en las aguas de fondo de esta zona, observándose la influencia antropogénica en la distribución de este parámetro.

Estos valores, tanto para las aguas superficiales como de fondo, son inferiores al límite establecido por la legislación vigente para las aguas tipo 4 ($< 1,0 \text{ mg/l}$). Las aguas de la bahía de Guanta y Pertigalete para el año de 1999 presentaron niveles de detergentes entre 0,01 y 0,19 mg/l, mientras que las aguas frente a la ciudad de Cumaná con 0,23 y 1,90 mg/l (IOV, 1999), los cuales son inferiores a los determinados en este estudio.

Aceites y grasas

La Figura 4 muestra la distribución de los aceites y grasas en las aguas superficiales de la EPG, con valores que oscilaron entre 0,083 y 0,392 mg/l. El mínimo se registró en la estación 3 (parte oriental de la ensenada) y el máximo en la estación 19 al noroeste de Punta Jarra. Se observa la penetración, desde el norte y el este, hacia la ensenada, de aguas que contienen aceites y que se dispersan en todo el área de estudio. De igual manera se observan vertidos de estos aceites y grasas en el extremo oriental y occidental de la ensenada relacionadas con las actividades de atraque y resguardo de embarcaciones pesqueras de los pobladores de la zona.

Las estaciones 5, 18 y 19 superan el límite establecido en la legislación ambiental venezolana (Decreto 883, 11 de octubre de 1995) de 0,30 mg/l de aceites y grasas para las aguas tipo 4. Estos valores son mucho más bajos que los

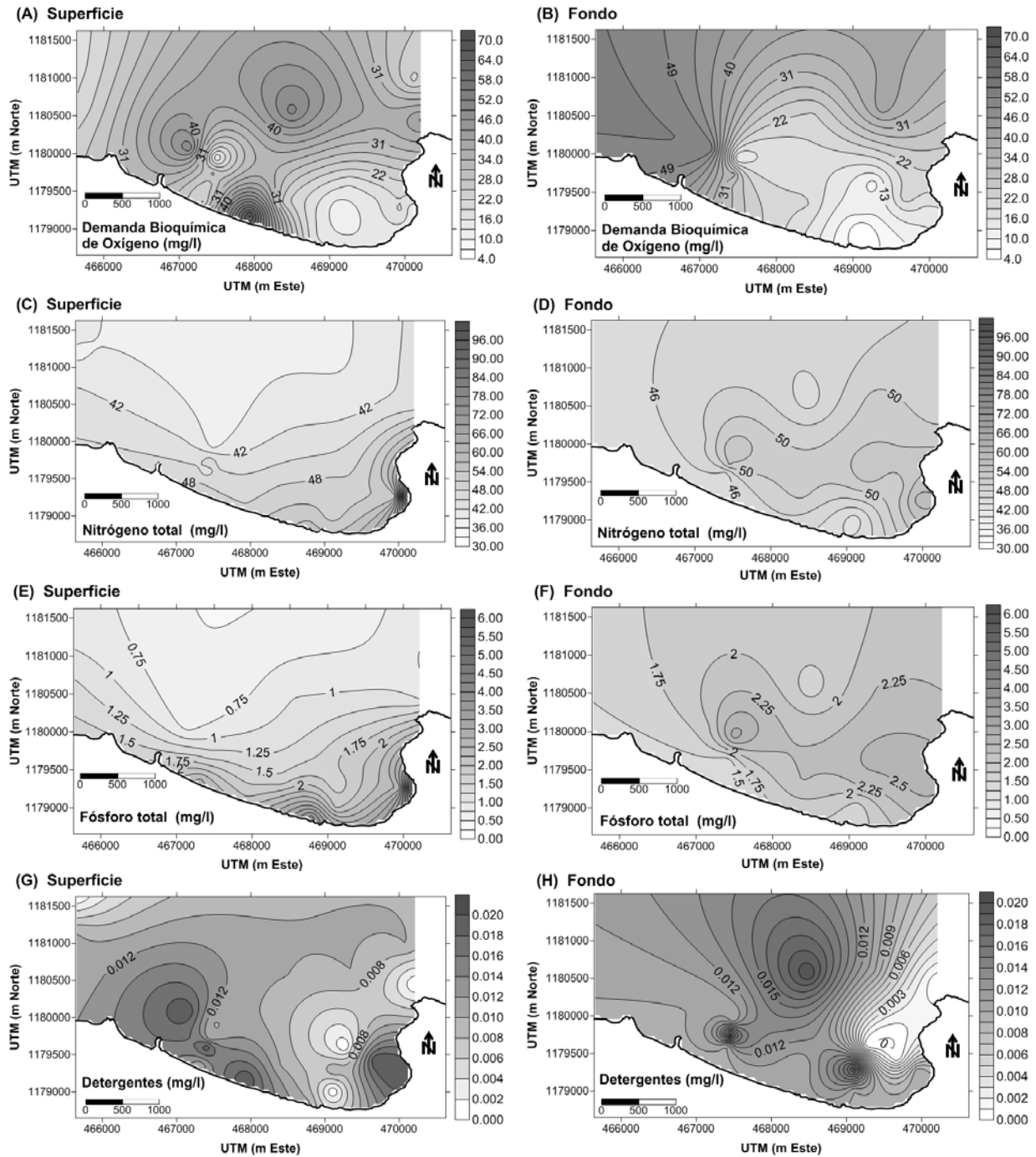


Fig. 3. Distribución espacial de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total, fósforo total y detergentes de las aguas superficiales y de fondo de la Ensenada de Playa Grande.

obtenidos para las bahías de Pozuelos y Bergantín con concentraciones hasta de 3,09 mg/l y 3,65 mg/l, respectivamente, para el mes de febrero de 1997 (SENIOR,

2001), área de Jose con valores de hasta 13,27 mg/l, Guanta y Pertigalete con concentraciones menores de 0,70 mg/l y las costas frente a Cumaná con niveles que alcanzaron

hasta los 2,5 mg/l. Estos valores sugieren que la dispersión de los contaminantes en la EPG es mucho mayor a excepción de la región oriental más resguardada de las condiciones climáticas que afectan la zona.

Los aceites y grasas hacia el fondo oscilaron entre 0,099 y 0,294 mg/l. La Figura 4 muestra la distribución de los aceites y grasas en las aguas de fondo, observándose el mismo comportamiento que en la superficie, con penetración de aguas ricas en este parámetro desde el este dispersándose por toda la zona.

Hidrocarburos

Los aceites y grasas en la región estudiada fluctuaron en un margen entre 0,028 y 0,122 mg/l y un promedio de 0,068 mg/l. La figura 4 muestra las mayores concentraciones distribuidas hacia la zona mas oriental y occidental, así como hacia la pequeña playa ubicada en Punta Jarra, muy cercana a la línea costera, posiblemente relacionadas con los centros poblados establecidos en este margen costero las cuales vierten o derraman gasolina y gasoil cuando cargan combustibles en sus embarcaciones pesqueras.

En el caso de los niveles de hidrocarburos hacia el fondo (Figura 4), los mismos estuvieron comprendidos entre 0,012 y 0,110 mg/l y un valor medio de 0,055 mg/l, observándose una distribución espacial muy similar a la distribución de los aceites y grasa en la superficie y fondo de esta misma área.

Estos valores son comparables a los determinados para la costa de Jose en el estado Anzoátegui ($> 0,15$ mg/l), y menores a algunos valores detectados en la bahía de Bergantín (0,03-0,51 mg/l), costa frente a Cumaná (0,00-1,22 mg/l) y frente a la ciudad de Güiría (0,22-0,76 mg/l), IOV (1999). La distribución espacial de los hidrocarburos alifáticos en la EPG puede indicar, al igual que para los aceites y grasas, una alta dispersión de los contaminantes orgánicos en esta región marino costera.

Coliformes totales

Las variaciones en los niveles de coliformes totales en la EPG presentaron un máximo de 24000 NMP/100 ml en la estaciones 6 y 20, y un mínimo de 40 NMP/100 ml en las estaciones 12 y 13, con un valor promedio de 3369 NMP/100 ml. La distribución espacial de los coliformes totales en las aguas superficiales (Figura 4) muestra los máximos valores en la margen costera de la ensenada hacia el este, en los alrededores de los espigones ubicados en esta

margen, posiblemente debido a una descarga de aguas servidas o de lluvia ubicada en esta zona. Al mismo tiempo se observa la penetración de aguas hacia el ecosistema estudiado desde el este y oeste. La inclusión de agua cargada de coliformes totales desde el este posiblemente se deba al vertimiento de aguas servidas no tratadas en la zona de Campo Ajuro al este del área de estudio. Al oeste también se observa la penetración de aguas con niveles de coliformes mayores a los encontrados en la zona central de la ensenada que pueden provenir de las aguas que salen de las lagunas y salinas fuertemente contaminadas con aguas servidas de las comunidades ubicadas en sus márgenes y del complejo recreacional de SIDOR.

Las aguas de fondo del área de estudio presentaron variaciones entre 40-2400 NMP/100 ml y un valor promedio de 439 NMP/100 ml. La distribución espacial (Figura 4) muestra que el interior de la ensenada muestra la penetración de aguas cargadas con coliformes fecales desde el este, mientras que las aguas de fondo de la ensenada de Playa Grande presentó concentraciones inferiores a 700 NMP/100 ml.

La legislación venezolana (Decreto 883, 11 de octubre de 1995) establece un límite de 1000 NMP/100 ml en el 90 % de una serie de muestras consecutivas (aguas tipo 4A: aguas para contacto humano total). Las est. 6, 15 y 20 superaron abiertamente este valor. El resto de las estaciones presentaron valores dentro de este límite. Valores de hasta 11×10^7 NMP/100 ml fueron determinados en diciembre de 1998 en las costas frente a la ciudad de Cumaná, producto de las descargas cloacales y del río Manzanares y su aliviadero (IOV, 1999).

Coliformes Fecales

Los coliformes fecales en la EPG presentaron valores ubicados entre 40-24000 NMP/100 ml y un valor promedio de 2028 NMP/100 ml (Figura 4). Este parámetro presentó una distribución muy similar a la observada para los coliformes totales, aplicándose las mismas inferencias para este parámetro.

Los coliformes fecales en las aguas de fondo de la EPG, mostraron fluctuaciones entre 40 y 2400 NMP/100 ml y un valor promedio de 365 NMP/100 ml. La Figura 4 muestra la distribución de los coliformes fecales en las aguas de fondo de esta área. El patrón de distribución coincide con la distribución de los coliformes totales en esta agua,

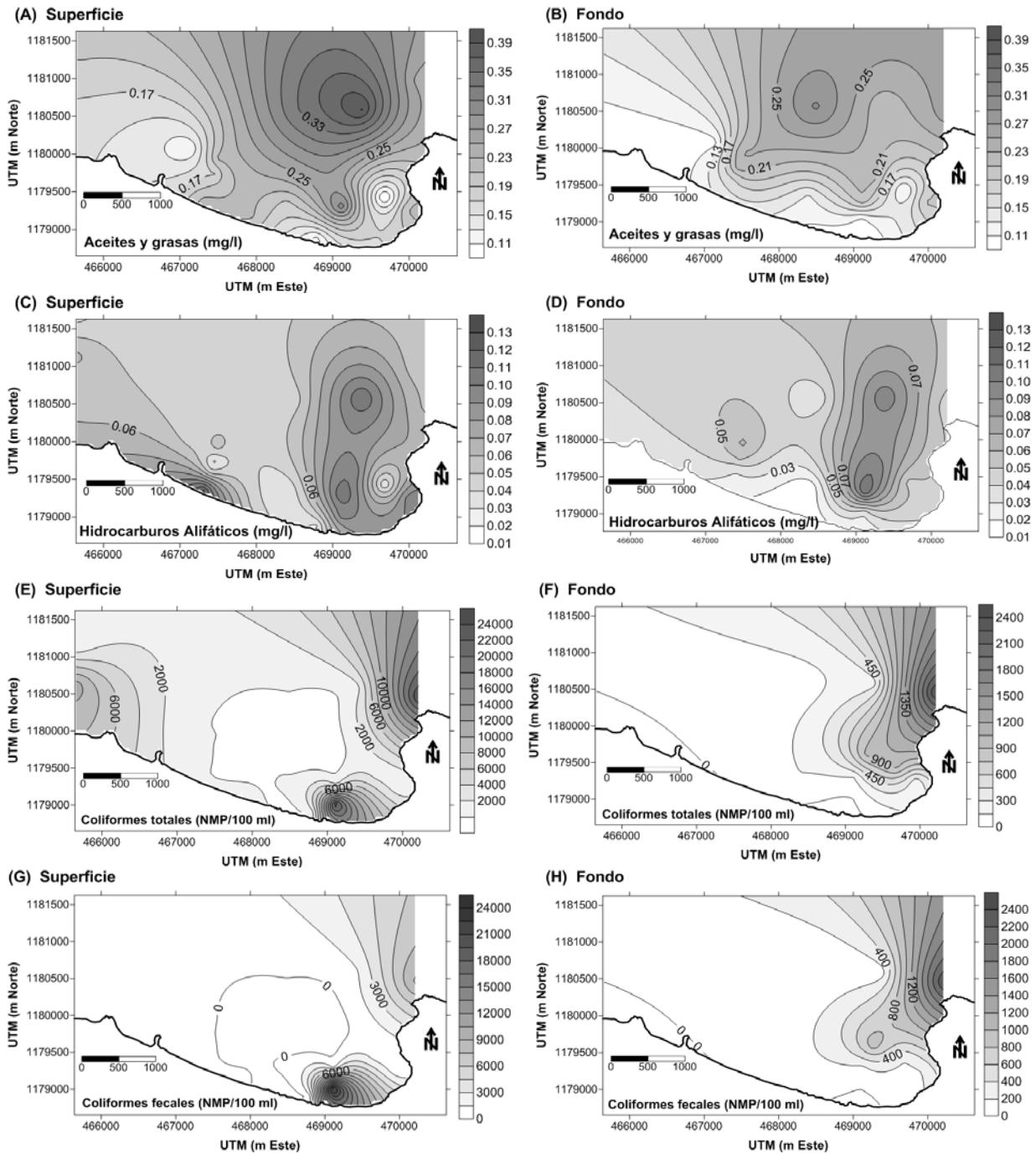


Fig. 4. Distribución espacial de los aceites y grasas, hidrocarburos, coliformes totales y fecales, de las aguas superficiales y de fondo de la Ensenada de Playa Grande.

observándose que estos dos parámetros tienen el mismo origen y comportamiento.

La legislación venezolana (Decreto 883, 11 de octubre de 1995) establece un límite de 200 NMP/100 ml en el 90 %

de una serie de muestras consecutivas (aguas tipo 4A: aguas para contacto humano total. El 50 % aproximadamente de las estaciones establecidas en esta región superan dicho límite. La región marino-costera frente a la ciudad de Cumaná presentó valores de hasta 3×10^6 NMP/100 ml, mientras que las aguas de las bahías de Guanta y Pertigalete no superaron los 2400 NMP/100 ml (IOV, 1999). Las aguas de la región marino-costera frente a Jose presentaron valores inferiores a 36 NMP/100 ml. Los resultados determinados para las aguas de la EPG reflejan un claro deterioro de sus condiciones sanitarias, producto de las actividades antrópicas que se desarrollan en esta margen costera y a los vertidos de efluentes industriales y domésticos no tratados.

Corrientes

Para una visualización de la estructura del campo de corriente se colocaron tres anclajes, ADCP, CM1 y CM2 (Figura 1). Lamentablemente todo el anclaje CM1 fue perdido debido a las actividades pesqueras que se realizan en la zona. El anclaje con el ADCP incluía un perfilador acústico de corrientes SONTEK, fijado al fondo, permitiendo examinar la columna en 6 capas de 1 m. El anclaje CM2 incluía un correntímetro puntual doppler 2D-FALMOUTH. Estos anclajes almacenaron datos por espacio de 14 días.

El sistema de corrientes en la zona responde primordialmente al estrés de los vientos alisios que soplan principalmente desde los sectores E-NE, induciendo un flujo cuya dirección media es de este a oeste. Sin embargo, este efecto se ve alterado a medida que se profundiza en la columna. La figura 5 muestra un perfil promedio de corrientes obtenidos en la posición del correntímetro tipo ADCP (Figura 1). Se observa que a nivel superficial, las corrientes son vigorosas alcanzando valores de 0,45 m/s, en dirección oeste (Tabla 1). Sin embargo, tanto la dirección como la intensidad del flujo varían a medida que nos aproximamos a las aguas de fondo, con una marcada tendencia de las corrientes a girar en sentido contrario a las agujas del reloj. La corriente media obtenida de los registros del anclaje CM2 (Figura 1) muestra un flujo en dirección ENE, tal reversión podría ser parte de algún remolino costero; sin embargo, la data no es suficiente para dilucidar este aspecto. Este comportamiento medio puede tener influencia a largo plazo en la dispersión diferencial de elementos en la

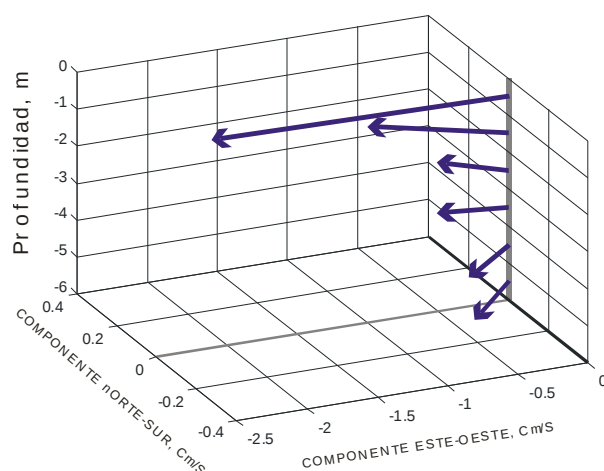


Fig. 5. Perfil promedio de las corrientes en la posición del ADCP en la ensenada de Playa Grande

columna de agua. De particular preocupación son las corrientes medias de fondo, que aunque débiles ($\sim 0,08$ m/s), se orientan progresivamente hacia la zona costera

CONCLUSIONES

La temperatura de las aguas superficiales y de fondo de la EPG, para el momento del muestreo, son típicas de las aguas de surgencia o afloramiento que se producen durante la temporada de sequía (enero – marzo) y están asociadas a la intensidad de los vientos alisios del noreste, los cuales producen una columna de agua mezclada, con poca variación vertical en los parámetros físico-químicos. La aparición de núcleos de acumulación en el interior de la ensenada sugiere una posible relación entre los remolinos que se forman por la interacción del flujo dominante en el promontorio de Punta Jarra. Estas estructuras dinámicas favorecen la captación de masas de aguas y sus constituyentes.

El nitrógeno total y el fósforo total presentaron valores típicos y comparables a los resultados obtenidos en las aguas de otras localidades de la región marino-costera del oriente de Venezuela con variaciones que indican aportes antropogénicos, muy posiblemente de las aguas negras vertidas a pocos kilómetros aguas arriba, y que son llevadas al área de estudio por las corrientes superficiales que fluyen de este a oeste.

Los aceites y grasas presentaron valores bajos a excepción de las estaciones 5, 18 y 19 cuyos valores

TABLA 1. Estadísticas básicas para los anclajes CM1 y ADCP. Ensenada Playa Grande-Carúpano. Ensenada de Playa Grande, del 30 de abril al 13 de mayo 2003.

Anclaje	Prof. Celda (m)	Vector Velocidad media		R (m/s)	Min (R) (m/s)	Max(R) (m/s)	Rango (m/s)
		R (m/s)	Dir (°N)				
ADCP	0,5	0,1932	271	0,0687	0,0164	0,4550	0,4387
ADCP	1,5	0,1004	281	0,0555	0,0020	0,2671	0,2651
ADCP	2,5	0,0856	285	0,0477	0,0057	0,2649	0,2592
ADCP	3,5	0,0851	274	0,0469	0,0022	0,2164	0,2143
ADCP	4,5	0,0853	254	0,0498	0,0060	0,2497	0,2434
ADCP	5,5	0,0883	250	0,0541	0,0062	0,2858	0,2796
CM2	2,0	0,0632	066	0,0338	0,0016	0,1595	0,1579

superaron el valor de 0,3 mg/l establecidos para aguas de contacto humano parcial y total. Por otro lado, las concentraciones de aceites y grasas en esta ensenada son muy inferiores a los determinados en otras regiones marino-costeras del oriente de Venezuela. Los hidrocarburos en las aguas de esta ensenada son igualmente bajos.

Los detergentes en las aguas de la ensenada de Playa Grande son muy bajos y no representan riesgo para el ecosistema estudiado.

La distribución espacial, tanto para las aguas superficiales como de fondo, de las bacterias coliformes totales y fecales presentaron valores desde no detectado hasta valores de 24000 NMP/100 ml, valor muy superior al límite de 1000 NMP/100 ml establecido en la legislación ambiental vigente (Decreto 883, 11 de octubre de 1995) para las aguas destinadas a balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva y de subsistencia. De igual manera se evidencia la influencia de las descargas de las aguas servidas del emisario de Campo Ajuro, así como de los centros poblados ubicados en esta margen costera.

Las condiciones físico-químicas de las aguas de esta ensenada pueden variar durante todo el año, como consecuencia de las condiciones climáticas que predominan en la región. Es por ello que se recomienda realizar estos estudios, al menos dos veces al año, durante el periodo de sequía (diciembre a mayo), donde se incrementan los vientos alisios, y durante el período lluvioso (junio-noviembre).

REFERENCIAS

- APHA, 1998. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. Greenber, A. E., L.S. Clesceri & A. D. Eaton (Eds.). American Public Health Association, 20 th. Edition. Washington.
- ASTOR Y, J. MERI & F. MÜLLER- KARGER. 1998. Variabilidad estacional hidrográfica en la Fosa de Cariaco. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle* 58: 61-72.
- GADE, H. (1961.) Further hydrographic observations in the Gulf of Cariaco, Venezuela. The circulation and water exchange. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 1: 359-395.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *Journal of Geochemical Exploration*, 52: 183-192.
- IOV, 1999. Estudio oceanográfico y de calidad de las aguas y sedimentos del Oriente Venezolano. Proyecto UDO-PDVSA-PALMAVEN. 328p.
- _____. 2011. Levantamiento de Información Físico-natural Marino y Sociocultural en el Área de Influencia del Terminal Marino de Araya (SACOSAL). Aspectos Abióticos. Proyecto U.D.O.- PDVSA-CAMUDOCA. 109 p.
- MARN. 1996. *Rumbo a una Gestión ambiental* – Marco Legal. SAGCN, Caracas: 169 p.

- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, A. BENÍTEZ, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, A. GONZÁLEZ, J. CASTAÑEDA, L. ALCALÁ & R. DE LA CRUZ. 2011. Sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. Una descripción de su dinámica hidroquímica, procesos, y del rol de la surgencia costera estacional. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 50 (2): 202-211.
- MARTÍNEZ, G., D. HERNÁNDEZ, A. QUINTERO, A. MÁRQUEZ, W. SENIOR & A. GONZÁLEZ. 2011. Estudio físico-químico de las aguas del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 50 (2): 273-287.
- MULLER-KARGER, F., R. VARELA, R. THUNELL, Y. ASTOR, H. ZHANG, R. LUERSSSEN & C. HU. 2004. Processes of coastal upwelling and carbon flux in the Cariaco Basin. *Deep-Sea Research II*, 51: 927-943.
- NEMEROW, N. & J. DASGUPTA. 1991. Industrial water pollution: Origin, Characteristics and treatment. *Reading Mass*. 529 - 599 pp.
- OKUDA T., E. FERNÁNDEZ & J. BONILLA. 1978. Variación estacional del fósforo y nitrógeno inorgánico en el Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 17: 89- 104.
- SENIOR, W. 2001. Planificación y manejo ambiental de la zona costera del Estado Anzoátegui, Venezuela. Trabajo de Ascenso para Profesor Titular. Instituto Oceanog. Univ. Oriente: 244 p.
- SNEDAKER, S. & G. GETTER. 1985. Pautas para el manejo de los recursos costeros. Serie e Información sobre Recursos Renovable. No. 2 sobre Manejo de Costas. Research Planning Institute, Inc. Columbia, South Carolina. 286 p.
- THUNELL, R., R. VARELA, M. LLANO, J. COLLISTER, F. MÜLLER-KARGER & R. BOHRER. 2000. Organic carbon flux in an anoxic water column: sediment trap results from the Cariaco Basin. *Limnol. Oceanogr.* 45: 300-308.
- UNESCO, 1981. Tenth Report of the joint panel on oceanographic tables and standards. UNESCO technical papers in marine science (36).
- VALDERRAMA, J. 1981. The simultaneous analysis of total Nitrogen and total Phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122.
- WALSH, J., D. DIETERLE, F. MÜLLER-KARGER, R. BOHRER, W. BISSETT, R. APARICIO, R. VARELA, H. HOCHMAN, C. SCHILLER, R. DIAZ, R. THUNELL, G. TAYLOR, M. SCRANTON, K. FANNING & E. PELZER. 1999. Simulation of carbon/nitrogen cycling during spring upwelling in the Cariaco Basin". *J. Geophys. Res.* 104 (C4): 7807-7825.

RECIBIDO: Mayo 2012
 ACEPTADO: Enero 2013