

.....
Año 2006 - Volumen 35
.....



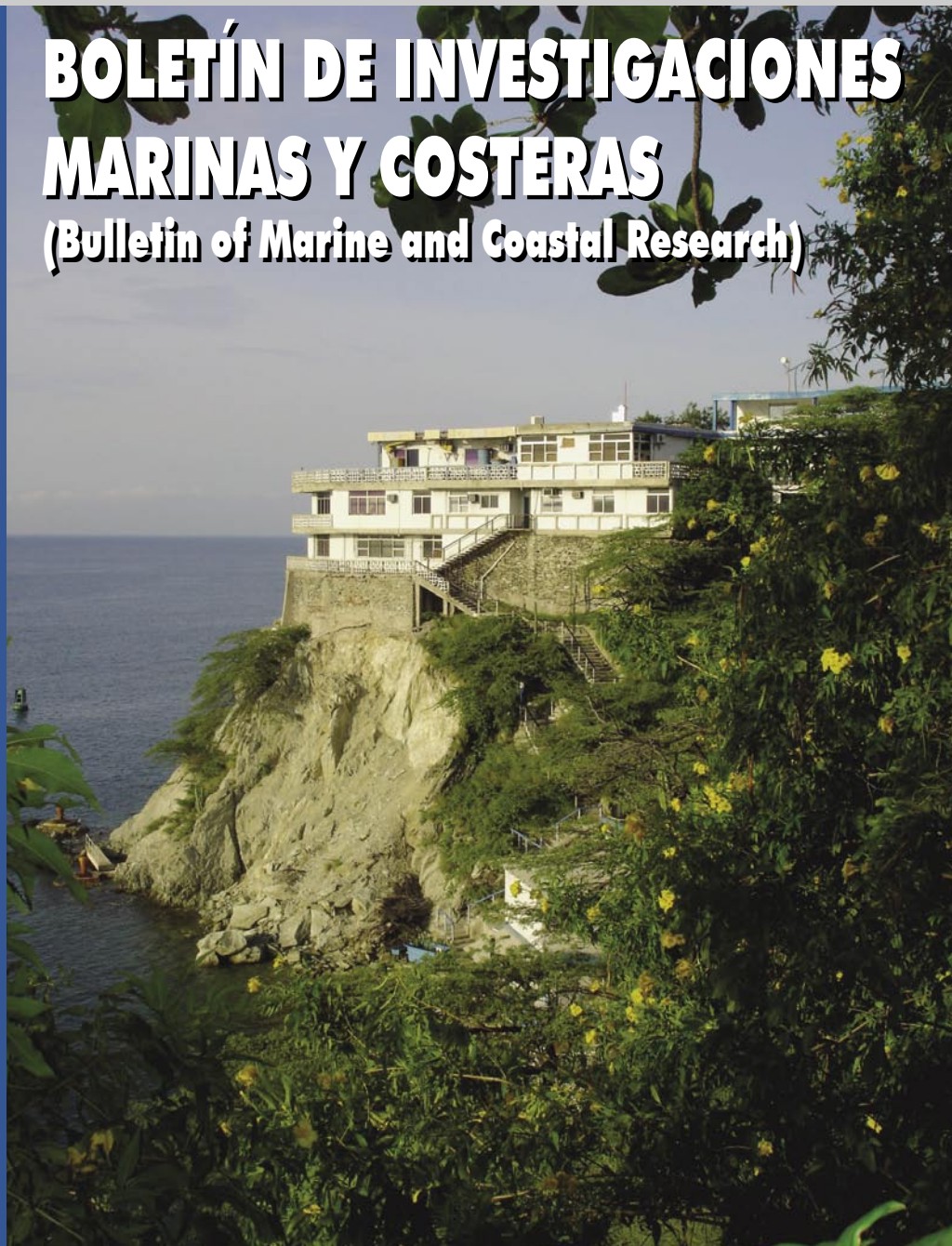
.....
Santa Marta - Colombia
.....

ISSN: 0122-9761
.....

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andréis”

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS (Bulletin of Marine and Coastal Research)



BOLETIN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
(Bulletin of Marine and Coastal Research)
(ISSN 0122-9761)

La revista científica BOLETIN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS, premiada por COLCIENCIAS como la mejor publicación de su género en Colombia en 1997, y clasificada dentro de Publindex (COLCIENCIAS) como revista indexada en categoría A2 en el año 2005, considera para su publicación trabajos inéditos sobre cualquier tópico de investigación en el mar o en ambientes acuáticos de la zona costera, realizados en las áreas tropicales y subtropicales de América. Es editada y publicada en un volumen anual desde 1967 por el INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS "JOSE BENITO VIVES DE ANDRÉS" (INVEMAR). Hasta el volumen 8 llevó el nombre de "Mitteilungen aus dem Instituto Colombo-Alemán de Investigaciones Científicas Punta de Betín" y entre los volúmenes 9 y 24 se denominó "Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras". La revista se distribuye en cerca de 40 países de los cinco continentes, preferiblemente por el sistema de canje. Las instrucciones para la preparación y envío de manuscritos se encuentran en las últimas páginas de este volumen y en el portal de internet www.invemar.org.co/boletin.

Director INVEMAR: Francisco Arias I., INVEMAR, Colombia

Director de la revista: Jesus A. Garay, *M Sc.*, INVEMAR, Colombia

Editor Responsable, Vol. 35: Mario Rueda, *Ph.D.*, INVEMAR, Colombia

Comité Editorial: Arturo Acero, *Ph.D.*, Universidad Nacional de Colombia - CECIMAR, Colombia
Maribeb Castro-González, *Dr. en Oceanografía*, U. del Tolima, Colombia
Guillermo Díaz-Pulido, *Ph.D.*, U. del Magdalena - INTROPIC, Colombia
Juan Manuel Díaz, *Dr.rer.nat.*, Instituto Alexander von Humboldt, Colombia
Guillermo Duque, *Ph.D.*, U. Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia
Andrés Franco, *Ph.D.*, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Jesus A. Garay, *M Sc.*, INVEMAR, Colombia
Jaime Garzón-Ferreira, *M Sc.*, INVEMAR, Colombia
Diego L. Gil-Agudelo, *Ph.D.*, INVEMAR, Colombia
Ángela Inés Guzmán, *Dr. en Oceanografía*, U. Nal de Colombia, Sede Palmira
Mónica Puyana, *Ph.D.*, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Mario Rueda, *Ph.D.*, INVEMAR, Colombia
Oscar David Solano, *M Sc.*, INVEMAR, Colombia
Yves-François Thomas, *Dr., Especialista Geografía*, Université Paris, Francia

Asistente del Comité Editorial: Isabel Cristina Chacón Gómez, *Biol.*, INVEMAR, Colombia

Comité Científico (Evaluadores), Vol. 35:

Arturo Acero, <i>Ph.D</i>	Universidad Nacional de Colombia - CECIMAR, Colombia
Pedro Alcolado, <i>Ph.D</i>	Instituto de Oceanología, Cuba
Carolina Bastidas, <i>M Sc.</i>	Universidad Simón Bolívar, Venezuela
Jacobo Blanco, <i>M Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Néstor Hernando Campos C., <i>Dr.rer.nat</i>	Universidad Nacional de Colombia - CECIMAR, Colombia
Franklin Carrasco, <i>Ph.D.</i>	Universidad de Concepción, Chile
Guillermo Díaz-Pulido, <i>Ph.D.</i>	Universidad del Magdalena - INTROPIC, Colombia
Juan Manuel Díaz, <i>Dr.rer.nat</i>	Instituto Alexander von Humboldt, Colombia
Guillermo Duque, <i>Ph. D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira, Colombia
Felipe Alejandro Estela Uribe, <i>Biol.</i>	CALIDRIS, Colombia

Andrés Franco, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Jesús Garay Tinoco, <i>M Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Jaime Garzón-Ferreira, <i>M Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Alfredo Gómez Gaspar, <i>M Sc.</i>	Museo Marino de Margarita & Universidad de Oriente, Venezuela
Diego L. Gil-Agudelo, <i>Ph.D.</i>	INVEMAR, Colombia
Georgina Guzmán Ospitia, <i>Dr. Ciencias Geológicas (Cand.)</i>	INVEMAR, Colombia
Janet Kübler, <i>M Sc.</i>	California State University, Estados Unidos
Oscar Miguel Lasso-Alcalá, <i>Esp. Zoología Agrícola</i>	Fundación La Salle de Ciencias Naturales, Venezuela
Rafael Lemaitre, <i>Ph.D.</i>	National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Estados Unidos
Maggy Maud Nugues, <i>Ph.D.</i>	University of North Carolina, Estados Unidos
Jorge Enrique Páramo Granados, <i>M Sc.</i>	Universidad del Magdalena, Colombia
Roberto Pérez Castañeda, <i>Ph.D.</i>	Universidad Autónoma de Tamaulipas, México
Mónica Puyana, <i>Ph.D.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Shawna Reed, <i>Ph.D.</i>	College of Applied Biology of British Columbia, Canadá
Iván Rey, <i>Biol. Mar.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Mario Rueda, <i>Ph.D.</i>	INVEMAR, Colombia
Miguel Angel Ruiz Zárate, <i>Ph.D.</i>	Colegio de la Frontera Sur, Dpto. de Ecología y Sistemática Acuáticas, México
Juan Armando Sánchez, <i>Ph.D.</i>	Universidad de los Andes, Colombia
Adriana Santos Martínez, <i>M Sc.</i>	Universidad Nacional de Colombia ñUNCSA, Colombia
Christine H. L. Schönberg, <i>Ph.D.</i>	Inst. of Biol. and Env. Sci., Zoomorphol. and Systematics, Alemania
Amber Shawl, <i>M Sc.</i>	Harbor Branch Oceanographic Institution, Estados Unidos
Oscar David Solano, <i>M Sc.</i>	INVEMAR, Colombia
Frank Garfield (Gary) Stiles Hurd, <i>Ph.D.</i>	Universidad Nacional de Colombia, Colombia
Yves-François Thomas, <i>Dr. Especialista Geografía</i>	Université Paris, Francia
Ana María Umaña Villaveces, <i>Biol.</i>	Instituto Alexander von Humboldt, Colombia
Ángel Valdés, <i>Ph. D.</i>	Natural History Museum of Los Angeles, Estados Unidos
Robert van Woesik, <i>Ph.D.</i>	Florida Institute of Technology, Estados Unidos
Bernd Werding, <i>Prof. Dr.rer.nat.</i>	Justus Liebig Universität, JLU, Alemania

Foto portada: Oscar David Solano

Canje: Centro de Documentación, INVEMAR; Colombia (E-mail: [bibliste@invemar.org.co](mailto:bibliote@invemar.org.co))

Distribución y suscripciones: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR. A.A. 1016. Cerro Punta de Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: boletin@invemar.org.co

Página web: www.invemar.org.co

Boletín en línea: www.invemar.org.co/boletin

Diagramación y montaje electrónico: John Aref Khatib P.

Impresión: Grey Ltda. Bogotá D.C.-Colombia

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bulletin of Marine and Coastal Research)

Registrado en ASFA, Biological Abstracts, BIOSIS PREVIEWS, Geobase,
Periodica, Zoological Record, Latindex, Publindex y Scielo-Colombia

35



Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
“José Benito Vives De Andrés”

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

Santa Marta, Colombia, 2006

CONTENIDO - CONTENTS

C.B. García and G. Díaz-Pulido

Dynamics of a macroalgal rocky intertidal community in the Colombian Caribbean

[Dinámica de una comunidad macroalgal del intermareal rocoso en el Caribe colombiano] 7

A.I. Guzmán-Alvis, P. Lattig and José A. Ruiz

Spatial and temporal characterization of soft bottom polychaetes in a shallow tropical bay (Colombian Caribbean)

[Caracterización espacial y temporal de los poliquetos de fondos blandos en una bahía tropical (Caribe colombiano)] 19

E. Cancio Mozo, J.C. Narváez Barandica y J. Blanco Racedo

Dinámica poblacional del coroncoro *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano

[Population dynamics of the “coroncoro” fish *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean] 37

G. Bernal, A. Velásquez, I. Vargas, A.C. Agudelo, C.A. Andrade, J.G. Domínguez, C. Ricaurte y G. Mayo

Variabilidad de los aportes a los sedimentos superficiales durante un ciclo anual en los bancos de Salmedina

[Sediment supply variability during an annual cycle in Salmedina Reef Banks] 59

N. Manrique-Rodríguez, S. Bejarano-Chavarro y J. Garzón-Ferreira

Crecimiento del abanico de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano

[Growth of sea fan *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Colombian Caribbean] □ 77

J. Arias, S. Zea, F. Newmark y M. Santos-Acevedo

Determinación de la capacidad antiépibiótica de los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas *Cribrochalina infundibulum* y *Biemna cribraria*

[Antifouling capacity determination of crude organic extracts from the marine sponges *Cribrochalina infundibulum* and *Biemna cribraria*] 91

A. Acero P., A. Polanco F. y J. Garzón-Ferreira

Coexistencia de las dos especies de cachorreta (Pisces: *Auxis*) en la región de Santa Marta, Colombia

[Coexistence of the two species of *Auxis* (Pisces) in the Santa Marta region, Colombia] 103

M. López-Victoria and D.M. Rozo

Model-based geomorphology of Malpelo Island and spatial distribution of breeding seabirds

[Modelación geomorfológica de la Isla Malpelo y distribución espacial de aves marinas anidantes] 111

A. Osorno Arango y J.M. Díaz Merlano

Explotación, usos y estado actual de la cigua o burgao *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda: Trochidae) en la costa continental del Caribe colombiano

[Exploitation, uses and current status of the West Indian topshell *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda, Trochidae) along the Colombian Caribbean coast] 133

J.M. Guerra-García, T. Krapp-Schickel and H.G. Müller

Caprellids from the Caribbean coast of Colombia, with description of three new species and a key for species identification

[Caprellídeos de la costa Caribe de Colombia, con la descripción de tres especies nuevas y una clave para la identificación de las especies] 149

C. Castro S., M. Monroy L. y O.D. Solano

Estructura de la comunidad epifaunal asociada a colonias de vida libre del hidrocoral *Millepora alcicornis* Linnaeus 1758 en Bahía Portete, Caribe colombiano
[Structure of the epifaunal community associated with free-living colonies of *Millepora alcicornis* Linnaeus 1758 in Portete Bay, Colombian Caribbean]195

G. Duque y A. Acero P.

Ración diaria y consumo de alimento de la población de *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano
[Daily ration and food consumption of the population of *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean].....207

O. H. Avila-Poveda and E.R. Baqueiro-Cárdenas

Size at sexual maturity in the queen conch *Strombus gigas* from Colombia
[Talla en madurez sexual del caracol pala *Strombus gigas* de Colombia].....223

NOTAS-NOTES

C.B. García y N. Mendoza

Aspectos de la biología de *Portunus spinicarpus* Stimpson, 1871 (Decapoda: Portunidae) en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano
[Aspects of the biology of *Portunus spinicarpus* Stimpson 1871 (Decapoda: Portunidae) in the Gulf of Salamanca,Colombian Caribbean].....235

M.C. Díaz R., G. Bula Meyer, S. Zea y A. Martínez

Ensayos de actividad biológica y ecología química de extractos orgánicos de algunas macroalgas del Caribe colombiano
[Bioessays of biological activity and chemical ecology of organic extracts from some Colombian Caribbean macroalgae]□ 241

D.P. Báez y N.E. Ardila

Sobre la sinonimia entre *Armina wattla* Marcus y Marcus, 1967 y *Armina muelleri* (Ihering, 1886) (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae)
[On the synonymy between *Armina wattla* Marcus & Marcus, 1967 and *Armina muelleri* (Ihering, 1886) (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae)]249

A.Aguirre-Aguirre, N. Manrique-Rodríguez y N. Cruz-Castaño

Primer registro del cangrejo *Pilumnus pannosus* Rathbun (Decapoda: Brachyura: Pilumnidae) para el Caribe colombiano
[First record of *Pilumnus pannosus* Rathbun (Decapoda: Brachyura: Pilumnidae) from the Colombian Caribbean].....□ 255

J.C. Márquez, S. Zea and M. López-Victoria

Is competition for space between the encrusting excavating sponge *Cliona tenuis* and corals influenced by higher-than-normal temperatures?
[¿Está la competencia por espacio entre la esponja excavadora incrustante *Cliona tenuis* y los corales, influenciada por temperaturas más altas de lo normal?]......259

F.A. Estela

Aves de Isla Fuerte y Tortuguilla, dos islas de la plataforma continental del Caribe colombiano
[Birds of Isla Fuerte and Tortuguilla, two islands on the continental shelf of the Colombian Caribbean]267

DYNAMICS OF A MACROALGAL ROCKY INTERTIDAL COMMUNITY IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN

Camilo B. García¹ and Guillermo Díaz-Pulido²

1 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: cgarcia@invemar.org.co and cbgarcia@unal.edu.co

2 Universidad del Magdalena, Programa de Biología/INTROPIC, A.A. 1122, Santa Marta, Colombia. E-mail: guillermo.diaz@unimagdalena.edu.co

ABSTRACT

The macroalgal intertidal community at a tropical location (Punta de la Loma, Colombian Caribbean) was monitored at irregular intervals from 1992 to 1995. The highly diverse macroalgal community was relatively invariant in cover, taxa and biomass from small spatial scales (square centimeters). At larger spatial scales (square meters), however, there was a small but definitive seasonal pulse in dominance and composition. Sand intrusions over the rocky intertidal represents a strong disturbance reducing macroalgal cover during the dry season. Interannual variation was also detected. La Punta de la Loma appears to be influenced by the regional upwelling conditions.

KEY WORDS: Dynamics, Macroalgal landscape, Intertidal, Colombian Caribbean.

RESUMEN

Dinámica de una comunidad macroalgal del intermareal rocoso en el Caribe colombiano. La comunidad macroalgal intermareal en una localidad tropical (La Punta de la Loma, Caribe colombiano), fue monitoreado a intervalos irregulares entre 1992 y 1995. La altamente diversa comunidad macroalgal presentó pocos cambios en cobertura, número de taxa y biomasa a la escala espacial de los cuadrantes (centímetros cuadrados). Sin embargo, a la escala espacial del paisaje (metros cuadrados) se detectó un pulso estacional en dominancia y composición, pequeño pero definido. Invasiones parciales de arena en la época seca constituyen fuertes eventos de perturbación que reducen la cobertura macroalgal. También se detectó variación interanual. La Punta de la Loma parece estar sujeta a las condiciones locales de surgencia.

PALABRAS CLAVE: Dinámica, Paisaje macroalgal, Intermareal, Caribe Colombiano.

Contribución No. 954 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No. 295 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



INTRODUCTION

The Caribbean coast of Colombia has a variety of marine ecosystems and habitats, such as coral reefs, seagrass beds, mangroves, and rocky shores. Most rocky shore area is abrupt, with steep slopes. However, broader (>1–20m) rocky intertidal platforms occur at some sites, harboring rich and abundant macroalgal communities. The dynamics of such communities have received little attention in the region and consequently, there is little information on the diversity, distribution, and variability of these algal assemblages (Díaz-Pulido and Díaz-Ruiz, 2003).

It is widely known that intertidal communities display important changes in community structure at varying spatial and temporal scales. Temperate intertidal communities are highly seasonal and variable at different spatial scales (Underwood and Chapman, 1998; Underwood, 2000). Ecological processes such as herbivory, disturbance, predation, and recruitment, as well as oceanographic conditions, have been shown to structure intertidal communities (Menge and Branch, 2001). In the tropics, intertidal communities may also vary through time. However, the processes driving community dynamics are not well understood. Furthermore, it is not clear how algal communities vary at different spatial (cm^2 – m^2) and temporal scales (within and between years).

Studies on the dynamics of hard bottom communities in Colombia are rare. Most information available on macroalgal communities of the area has focused on spatial patterns of organization (Guillot and Márquez, 1978; Brattström, 1980; Márquez and Guillot, 1983; Díaz-Pulido and Díaz, 1997). Seasonal variations in algal communities in Colombia have been documented for coral reefs (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002) and rocky intertidals (García, 1992; Nuñez *et al.* 1999). However, changes at larger temporal scales (e.g. > 1 yr) have only been documented for upwelling coral reef communities (Rodríguez-Ramírez and Garzón-Ferreira, 2003) and there is no information about interannual dynamics of rocky intertidal communities. Our study is noteworthy in that algal communities were monitored over several years.

In this study we describe temporal changes in the intertidal community and non-living elements (sand and bare rock), at La Punta de la Loma, Santa Marta area, Colombian Caribbean, from 1992 to 1995.

STUDY SITE

La Punta de la Loma (11°07'31"N, 74°14'00"W, approximately) is an exposed rocky platform encrusted with fossil corals and lithified mangrove roots (von Erffa and Geister, 1976), surrounded by sandy beaches. The platform provides wide horizontal

intertidal surface favoring the establishment of a diverse algal community. The intertidal community at this location is dominated by benthic macroalgae, including algal turfs, foliose and erect seaweeds, and crustose coralline algae. Invertebrates such as corals, anemones, and sponges are common. The study focused on the macroalgal assemblage. There are two main climatic and oceanographic seasons in the region: the dry season, from December to April, and the rainy season, from May to November (Salzwedell and Müller, 1983). During the dry season trade winds blow from the northeast reach their highest intensity, and generates upwelling. During the calmer, rainy season, temperature rises and salinity decreases due to cessation of the upwelling and to increase of continental discharges.

MATERIAL AND METHODS

To investigate the temporal dynamics of the intertidal community and abiotic elements, we used 0.25 m² (50 x 50) PVC quadrats divided in 25 subquadrats. To determine macroalgal biomass variations (i.e., dry weight per species/quadrat), several randomly placed quadrats were denuded during February-March 1992 (8 quadrats), August 1992 (8 quadrats), February 1993 (8 quadrats), August 1993 (14 quadrats), February 1994 (4 quadrats) and November 1994 (4 quadrats).

The relative abundance of intertidal elements (species of macroalgae, sand and bare rock) was estimated by point sampling using the same quadrats (described above) in September 1993 (58 quadrats), February 1994 (93 quadrats), April 1994 (16 quadrats), July 1994 (16 quadrats), September 1994 (16 quadrats), October 1994 (16 quadrats), November 1994 (16 quadrats), December 1994 (16 quadrats), January 1995 (15 quadrats), February 1995 (16 quadrats) and April 1995 (16 quadrats). Quadrats were haphazardly placed on the rocky shore but not exact spot was revisited in subsequent sampling dates. The intersections of the subquadrats within each quadrat were used as points, giving a total of 16 points sampled points per quadrat. As more than one species per point could be recorded due to superposition of species, frequently total points recorded exceeded 16 for a given quadrat.

Because different number of quadrats were sampled at each time period, the abundance (number of points) of intertidal elements is expressed relative to sampling effort, i.e., relative to the total number of points recorded given a sampling date, and multiplied by 100 for easy numerical manipulations.

Temporal trends were explored by means of nonmetric multidimensional scaling ordination (NMDS, Field *et al.* 1982) performed on a Bray-Curtis dissimilarity matrix. The null hypothesis that intertidal configuration was the same in the rainy (May to December regardless of the year of sampling) and dry (January to April regardless of the

year of sampling) seasons, was tested by means of the ANOSIM procedure (Clarke and Green, 1988). Patterns of diversity and dominance were explored over time by means of k-dominance curves (Lambshead *et al.*, 1983). As partial sand intrusion events were an important disturbance feature during the study, they were correlated with historical mean values for cumulative monthly photoperiod, discharges of the Magdalena river, rainfall, and wind velocity using Pearson correlations.

A Kruskal-Wallis analysis of variance was carried out on species and abiotic elements present in all sampling dates, to test the null hypothesis that mean relative abundance between seasons was the same. December data was excluded to obtain equal number of sampling dates per season (five). Two-way analysis of variance was used to test the null hypothesis that mean (log) biomass per season was the same regardless of sampling year.

In order to assess macroalgal dynamics at the quadrat spatial scale (square centimeters, in contrast to landscape spatial scale, square meters, which includes sand and bare rock) one-way analysis of variance was used to test the null hypotheses that relative abundance and number of taxa per quadrat were the same between months and seasons. Quadrats in which sand or bare rock appeared were therefore excluded from this analysis.

RESULTS

We found 53 macroalgal taxa on the rocky intertidal platform during the study (see Appendix 1 with systematic list), although only 33 were found and quantified within the quadrats (Table 1). The most abundant and most frequent species included the brown algae *Padina gymnospora*, the green *Caulerpa sertularioides* and the reds *Acanthophora spicifera*, *Laurencia papillosa* and *Gracilaria mamillaris* (Table 1). Mean taxa richness per month was nearly equal between seasons (22.3 ± 2.5 S.D. in the rainy season and 21.2 ± 3.9 S.D. in the dry season).

Ordination analysis (NMDS) showed that sampling dates from the dry season clustered separately from those of the rainy season, excepting April/1994 that appeared in the middle of the plot. Interannual variability was also indicated by the ordination position of sampling months sampled in different years (Figure 1). The null hypothesis that the configuration of landscape elements at La Punta de la Loma was similar for the dry and rainy seasons (ANOSIM procedure, $p < 0.05$).

Recorded landscape elements (i.e., algal taxa, sand and bare rock) were sorted into three groups: elements predominantly present in the dry season or in the rainy season and elements with no preference. Preference was arbitrarily assigned when cumulative abundance of a given element accounted for more than 60% in one season (excluding December to obtain a balanced design of equal number of months (5) per season). The

Table 1. List of quantified macroalgal landscape elements at La Punta de la Loma, their cumulative relative abundance (arbitrary units) and frequency of appearance in sampling months. Taxa were ordered according to cumulative relative abundance.

Landscape element	Cumulative relative abundance	Frequency
<i>Padina gymnospora</i>	122.1	11
<i>Caulerpa sertularioides</i>	112.8	11
Sand	105.3	11
<i>Acanthophora spicifera</i>	99.3	11
<i>Laurencia papillosa</i>	89.8	11
<i>Gracilaria mammillaris</i>	88.1	11
<i>Dictyopteris delicatula</i>	78.4	11
<i>Hypnea musciformis</i>	59.8	11
Ectocarpaceae spp.	58.0	11
<i>Gelidiella acerosa</i>	57.2	11
<i>Dictyota cervicornis</i>	41.0	10
<i>Ulva lactuca</i>	24.2	11
<i>Dictyota menstrualis</i>	21.6	9
Bare rock	18.1	10
<i>Polysiphonia ferulacea</i>	15.5	7
<i>Bryopsis pennata</i>	13.6	6
<i>Dictyota</i> spp.	12.5	9
<i>Bryopsis plumosa</i>	12.3	8
<i>Hypnea spinella</i>	11.4	8
<i>Sargassum</i> spp.	11.3	8
<i>Caulerpa mexicana</i>	9.4	8
<i>Solieria filiformis</i>	6.0	5
<i>Gracilaria blodgettii</i>	4.9	7
<i>Enteromorpha</i> sp.	4.4	8
<i>Spatoglossum schroederi</i>	4.0	7
<i>Gracilaria domingensis</i>	3.7	3
<i>Botryocladia occidentalis</i>	3.4	2
<i>Grateloupia</i> sp.	2.7	4
<i>Dictyota pfaffii</i>	2.4	2
<i>Wrangelia argus</i>	2.2	4
<i>Gracilaria</i> sp.	1.2	2
<i>Cladophora</i> sp.	0.9	3
<i>Bryothamnion seaforthii</i>	0.3	3
<i>Gracilaria damaecornis</i>	0.2	1
<i>Agardhiella ramosissima</i>	0.2	1

groups formed are shown in Table 2. Approximately 1/3 of the elements were insensitive to seasonal change, whereas 1/3 were sensitive either to the dry or rainy seasons (Table 2). However, when Kruskal-Wallis one-way analysis of variance was used to test the null hypothesis of equal mean relative abundance per sampling month among seasons (excluding December again) for those elements that appeared in the 11 sampling dates,

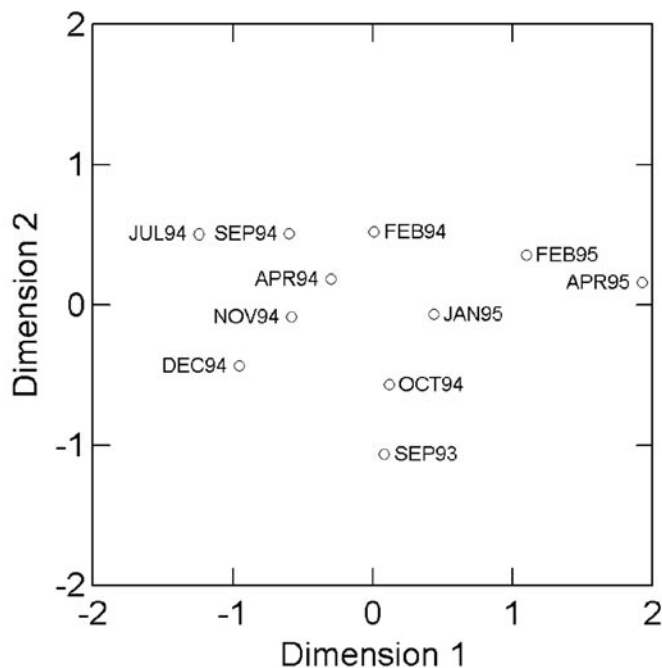


Figure 1. Nonmetrical multidimensional scaling (NMDS) ordination of sampling dates at La Punta de la Loma. Stress= 0.161.

only sand and *Caulerpa sertularioides* showed significant differences ($p < 0.05$). This finding suggested irregular expansions and contractions of the landscape elements month after month, i.e., high relative abundance variability. Nevertheless there was a definitive dominance reordering from one season to the other (Table 2).

The macroalgal intertidal community was most diverse in October 1994, which historically has been the rainiest and calmest month of the year (see k-dominance curves, Figure 2). In contrast, in April 1995, which corresponds to the driest and windiest time of the year, the macroalgal landscape was less diverse (Figure 2). The pattern had exceptions though. For example, diversity in April 1994 could not be distinguished from diversity in October 1994.

Macroalgal biomass varied significantly throughout the years of study, being higher during 1994 following 1992 and 1993 (Figure 3). Two-way analysis of variance revealed no significant differences between seasons nor season and year ($p > 0.05$), but a significant difference between years ($p < 0.05$). Tukey multiple comparisons resulted that total macroalgal biomass was significantly different ($p < 0.05$) among the three years.

Relative abundance of taxa per quadrat, i.e., at the quadrat spatial scale, was not different between seasons ($p > 0.05$) but it was significantly different between months ($p < 0.05$), with taxa in September 1993 significantly less densely packed than taxa in April

Table 2. Macroalgal landscape elements by season (> 60% cumulative abundance in one season excluding December) arranged by dominance. *= more abundant and frequent elements in the study, see Table 1.

Element	Rainy Season	Element	Dry Season
<i>Padina gymnosporaz</i> *	> 60%	Sand*	>60%
<i>Caulerpa sertularioides</i> *	>60%	<i>Laurencia papillosa</i> *	>60%
<i>Acanthophora spicifera</i> *	40-60%	<i>Dictyopteris delicatula</i> *	40-60%
<i>Gracilaria mammillaris</i> *	40-60%	<i>Gracilaria mammillaris</i> *	40-60%
<i>Hypnea musciformis</i> *	>60%	<i>Caulerpa sertularioides</i> *	<40%
<i>Dictyopteris delicatula</i> *	40-60%	<i>Acanthophora spicifera</i> *	40-60%
<i>Laurencia papillosa</i> *	<40%	<i>Padina gymnospora</i> *	<40%
Ectocarpaceae spp.*	>60%	<i>Gelidiella acerosa</i> *	40-60%
<i>Gelidiella acerosa</i> *	40-60%	<i>Hypnea musciformis</i> *	<40%
<i>Dictyota cervicornis</i>	>60%	Ectocarpaceae spp.*	<40%
Sand*	<40%	<i>Dictyota menstrualis</i>	>60%
<i>Bryopsis pennata</i>	>60%	Bare Rock	>60%
<i>Ulva lactuca</i> *	40-60%	<i>Ulva lactuca</i> *	40-60%
<i>Dictyota</i> sp.	>60%	<i>Dictyota cervicornis</i>	<40%
<i>Dictyota menstrualis</i>	<40%	<i>Polysiphonia ferulacea</i>	>60%
Bare Rock	<40%	<i>Hypnea spinella</i>	40-60%
<i>Solieria filiformis</i>	>60%	<i>Caulerpa mexicana</i>	>60%
<i>Polysiphonia ferulacea</i>	<40%	<i>Sargassum</i> spp.	40-60%
<i>Hypnea spinella</i>	40-60%	<i>Bryopsis plumosa</i>	>60%
<i>Sargassum</i> spp.	40-60%	<i>Botryocladia occidentalis</i>	>60%
<i>Gracilaria domingensis</i>	>60%	<i>Enteromorpha</i> sp.	40-60%
<i>Caulerpa mexicana</i>	<40%	<i>Dictyota</i> sp.	<40%
<i>Dictyota pfaffii</i>	>60%	<i>Gracilaria blodgettii</i>	40-60%
<i>Enteromorpha</i> sp.	40-60%	<i>Grateloupia</i> sp.	>60%
<i>Gracilaria blodgettii</i>	40-60%	<i>Spatoglossum schroederi</i>	40-60%
<i>Spatoglossum schroederi</i>	40-60%	<i>Wrangelia argus</i>	40-60%
<i>Bryopsis plumosa</i>	<40%	<i>Gracilaria</i> sp.	>60%
<i>Wrangelia argus</i>	40-60%	<i>Solieria filiformis</i>	<40%
<i>Cladophora</i> sp.	>60%	<i>Bryopsis pennata</i>	<40%
<i>Grateloupia</i> sp.	<40%	<i>Gracilaria damaecornis</i>	>60%
<i>Bryothamnion seaforthii</i>	>60%	<i>Agardhiella</i> sp.	>60%
<i>Agardhiella</i> sp.	Absent	<i>Bryothamnion seaforthii</i>	<40%
<i>Botryocladia occidentalis</i>	Absent	<i>Cladophora</i> sp.	<40%
<i>Gracilaria damaecornis</i>	Absent	<i>Dictyota pfaffii</i>	<40%
<i>Gracilaria</i> sp.	Absent	<i>Gracilaria domingensis</i>	Absent

1994 and October 1994 ($p < 0.05$, Tukey post-hoc test). Taxa number per quadrat was not significantly different between months ($p > 0.05$) but it was between seasons ($p < 0.05$). However, this last difference was more a statistical artifact than a substantial difference in taxa number between seasons as the absolute difference in taxa number per quadrat is less than one: 7.124 ± 0.438 (95%CI, $n=89$) in the rainy season versus 7.957 ± 0.700 (95%CI, $n=70$) in the dry season.

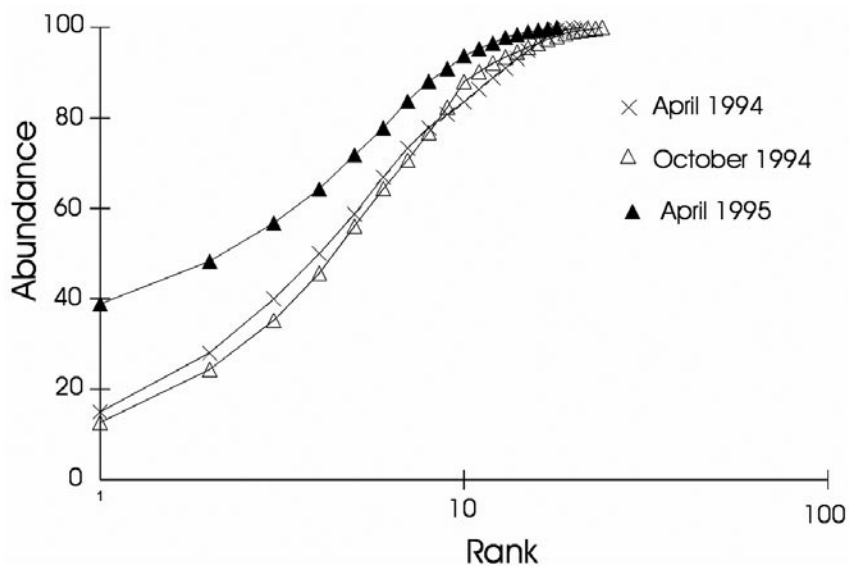


Figure 2. Seasonal and interannual dominance and diversity contrast of landscape elements at La Punta de la Loma exemplified by selected sampling months: October(16)/1994, April(24)/1994 and April(02)/1995.

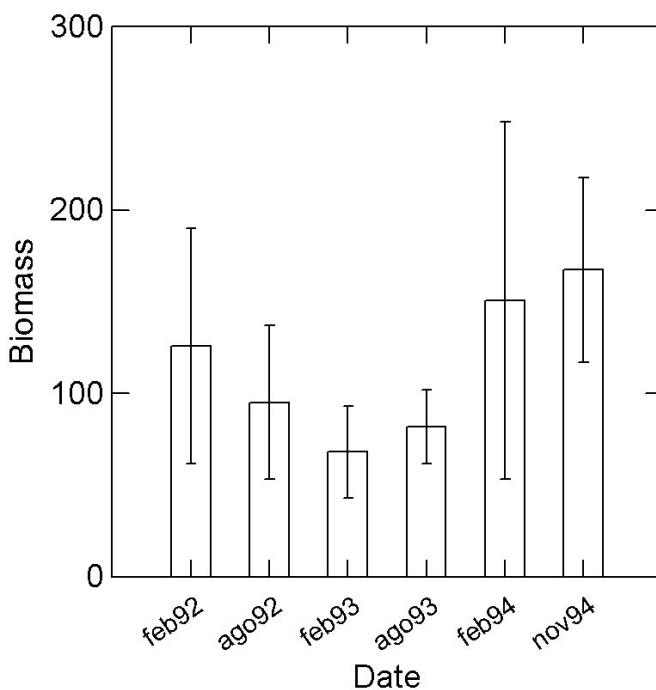


Figure 3. Mean dry macroalgal biomass (g) per quadrat (± 1 SD) and sampling month at La Punta de la Loma, Colombian Caribbean.

Table 3 shows the correlation matrix between several environmental factors and sand cover. The bimodal nature of the local climate was evident in that wind velocity was inversely correlated to discharges of the Magdalena river and rain, whereas rain was positively correlated to discharges of the Magdalena river. As expected, sand cover was correlated with wind velocity, and inversely correlated with discharge from the Magdalena river. This result was reinforced the fact that sand+bare rock monthly mean cover was substantially lower in the rainy season (May to December, 4.0 ± 2.3 S.D.) than in the dry season (January to April, 20.0 ± 14.9 S.D.). Thus, sand intrusions were a disturbance clearly associated with the dry season (Figure 4).

Table 3. Correlation matrix between several environmental factors and sand cover (relative abundance) at La Punta de La Loma. Photoperiod refers to monthly cumulative hours of day light, Magdalena refers to water volume discharge of the Magdalena River, Rain refers to total precipitation and wind refers to wind velocity, all in terms of monthly averages.

	Photoperiod	River	Rain	Wind
Magdalena	-0.520			
Rain	-0.017	0.623		
Wind	0.174	-0.816	-0.924	
Sand	0.347	-0.840	-0.500	0.659



Figure 4. Photograph of the study area showing the intertidal algal community and sand. Some macroalgae are bleached due to desiccation and previous sand intrusions.

DISCUSSION

One of the striking features of this intertidal community is the high species diversity of macroalgae. More than 55 macroalgal species co-occur in an area of ca 600 m². Several hypotheses have been put forward to explain why so many species can co-exist at the same time and location, exploiting the same resources (competitive exclusion principle). Intermediate physical disturbance and herbivory have been suggested as factors promoting species diversity in rocky shores (Sousa, 1984; 1985; Dean and Connell, 1987; Mengue and Branch, 2001). In this study we found that sand intrusions disturb the algal community on a regular basis, probably acting as an intermediate disturbance force promoting high diversity. Sand deposited over the macroalgal community is then washed out and rocky substrate becomes available again for algal colonization, thus avoiding dominance by few species.

Herbivore pressure has not been measured at La Punta de la Loma, but herbivorous fishes, urchins, and gastropods are common and are likely to exert some top-down control on algal dynamics. Other disturbance processes, such as desiccation and wave stress, may also contribute to high local species diversity. However, from our data we support the idea that the seasonal impact of sand deposition over the intertidal community in the dry season, is a likely main mechanism controlling species diversity. Sand intrusion has been identified as a bottom-up disturbance in other rocky littoral environments in the Colombian Caribbean (Nuñez *et al.*, 1999), as it results in freeing (space) resources.

At the landscape scale taxa composition and relative dominance of biotic and abiotic elements (i.e. sand and bare rock), showed a small but definitive seasonal pulse (Figure 1). Clearly superimposed on the regular seasonal pulse, interannual differences also occur as shown in biomass and in the ordination map (Figure 1). At the quadrat scale the macroalgal community was highly variable as to overshadow seasonal differences (for those quadrats placed in the area where sand intrusions never reached), confirming findings by García (1992) for number of genera and biomass. In contrast, at the landscape scale relative dominance of landscape elements, i.e. including sand and bare rock (with consequences on absolute cover of the algal bed), showed a small but definitive seasonal pulse and interannual variability.

The floristic composition related to the coastal upwelling (Bula-Meyer, 1977 and 1985) on the northern coast of the Colombian Caribbean was not expressed at La Punta de la Loma. Bula-Meyer (1985) excludes La Punta de la Loma coast line from the upwelling influence, arguing a peculiar wind regime and the influence of warm brackish water from the neighboring Ciénaga Grande de Santa Marta (Bula-Meyer, 1985, p. 13), a large coastal lagoon. Indeed no temperate or subtropical species (e.g. *Porphyra*) were present in the algal assemblage, and in terms of composition the marine flora from La

Punta de la Loma was similar to other rocky intertidal shores in the Caribbean (Díaz-Pulido and Bula-Meyer, 1997).

The seasonal pattern of species diversity observed in La Punta de la Loma was different to that of the adjacent area of the Tayrona National Natural Park (TNNP). Macroalgal communities were more diverse in the rainy season (e.g. October) than in the dry, upwelling season (e.g. April) at the study site, while at the TNNP macroalgal communities from coral reefs (Díaz-Pulido and Garzón-Ferreira, 2002), sand plains (Bula-Meyer, 2001) and sea grass beds (Rangel, 2005), are more diverse during the dry, upwelling season. This illustrates the large variability in the dynamics of algal communities in the Colombian Caribbean region.

The seasonal variability (depending on the spatial scale of observation, the landscape or the quadrat) modified by interannual changes demonstrated that if we are to understand intertidal community dynamics, several spatial and temporal scales need to be considered.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many thanks to the botany students (1992-1993) of the Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, for collecting part of the material, and to Iovana Moreno and Claudia Arango who helped in the field.

LITERATURE CITED

- Brattström, H. 1980. Rocky-shore zonation in the Santa Marta area, Colombia. *Sarsia*, 65: 163-226.
- Bula-Meyer, G. 1977. Algas marinas bénticas indicadoras de un área afectada por aguas de surgencia frente a la costa Caribe de Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. – Punta de Betín*, 9: 45-71.
- Bula-Meyer, G. 1985. Un núcleo nuevo de surgencia en el Caribe Colombiano detectado en correlación con las macroalgas. *Bol. Ecotropica*, 12: 3-25.
- Bula-Meyer, G. 2001. Ecología de las macroalgas del plano arenoso contiguo al talud de los sistemas coralinos con énfasis en el Caribe. *Rev. Ac. Col. Cien. Exac., Fís. y Nat.*, 25:495-507.
- Clarke, K.R. and R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis of ibiological effects study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92: 213-226.
- Dean, R.L. and J. Connell. 1987. Marine invertebrates in an algal succession. II. Test of hypothesis to explain changes in diversity with succession. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109: 217-247.
- Díaz-Pulido, G. and G. Bula-Meyer. 1997. Marine algae from oceanic atolls in the Southwestern Caribbean (Albuquerque Cays, Courtown Cays, Serrana Bank, and Roncador Bank). *Atoll Res. Bull.*, 448: 1-18.
- Díaz-Pulido, G. and J.M. Díaz. 1997. Algal assemblages in lagoonal reefs of Caribbean oceanic atolls. *Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium, Panama*; 1827-832.
- Díaz-Pulido, G. and J. Garzón-Ferreira. 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar.*, 45: 284-292.

- Díaz-Pulido, G. and M. Díaz-Ruiz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colombiana*, 4:203-246.
- Erffa, A. von and J. Geister. 1976. Über ein holozänes Korallen- und Mangrovenvorkommen nahe Santa Marta, Kolumbien. *Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient.*, 8: 165-186.
- Fajardo, G.E. 1979. Surgencia costera en las proximidades de la Península de la Guajira. *Bol. Cient. CIOH*, 2: 7-19.
- Field, J.G, K.R. Clarke, and R.M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 8: 37-52.
- García, C.B. 1992. Estacionalidad de una comunidad algal intermareal en la region de Santa Marta, Caribe Colombiano: primeros resultados. In: *Memorias VIII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar*, Santa Marta, Octubre 1992, pp. 601-605. CCO-Colciencias.
- Guillot, G. and G. Márquez. 1978. Estudios en la vegetación béntica marina del Parque Nacional Natural Tayrona, costa Caribe Colombiana, I: relaciones vegetación-zonación-sustrato. *An. Inst. Inv. Mar. – Punta de Betín*, 10: 133-148.
- Lamshead, P.J., H.M. Platt and K.M. Shaw. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.*, 17: 859-874.
- Márquez, G. and G. Guillot. 1983. La vegetación marina del Parque Nacional Tayrona, costa Caribe Colombiana, II: tipos de vegetación. *An. Inst. Inv. Mar. – Punta de Betín*, 13: 17-51.
- Menge, B. A., and G. M. Branch. 2001. Rocky intertidal communities: 221-252. In: M. D. Bertness, S. D. Gaines and M. E. Hay (Eds.). *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Núñez, S.G., N.H. López, C.B. García and G.R. Navas. 1999. Caracterización y comportamiento bimensual de la comunidad sésil asociada con el litoral rocoso de Bocachica, Isla Tierra Bomba, Caribe Colombiano. *Cienc. Mar.*, 25(4): 629-646.
- Rangel, A. 2005. Efectos de la herbivoría en el crecimiento del pasto marino *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Natural Tayrona. Santa Marta: Tesis de Grado, Programa de Biología, Universidad del Magdalena.
- Salzwedell, H. and K. Müller. 1983. A summary of meteorological and hydrological data from the Bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. – Punta de Betín*, 13: 67-83.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rep. Ecol. Syst.*, 15: 353-391.
- Sousa, W.P. 1985. Disturbance and patch dynamics on rocky intertidal shores: 101-124 In: S.T.A Pickett and P.S. White (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Underwood, A. J. 2000. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 250:51-76.
- Underwood, A. J. and M. G. Chapman. 1998. Variation in algal assemblages on wave-exposed rocky shores in New South Wales. *Mar. Freshw. Res.*, 49:241-254.

DATE RECEIVED: 16/03/05

DATE ACCEPTED: 19/12/05

SPATIAL AND TEMPORAL CHARACTERIZATION OF SOFT BOTTOM POLYCHAETES IN A SHALLOW TROPICAL BAY (COLOMBIAN CARIBBEAN)

Angela I. Guzmán-Alvis¹, Patricia Lattig² and José A. Ruiz²

1 Universidad Nacional de Colombia (sede Palmira), Carrera 32 vía La Candelaria, Palmira, Colombia.

E-mail: aiguzmana@palmira.unal.edu.co

2 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.

E-mail: plattigm@yahoo.com.mx (PLM); joseanibalruiz@hotmail.com (JAR)

ABSTRACT

The spatial and temporal variations of the polychaete assemblages were studied within and off a shallow (10-25 m) tropical bay (Bahía de Portete). The polychaete abundances at family level and their trophic mechanisms were used for this purpose. Sediment samples were collected at six stations in this bay during the wet and dry seasons. Multivariate analysis indicated that off- Bay polychaete assemblages were different from the bay ones; this spatial variation was related to sedimentary characteristics, depth and turbid-water conditions. On the other hand, these assemblages did not show significant differences between the dry and wet seasons. The differences between these two assemblages were given specially by the Syllidae, Gonididae, Nephtyidae, Dorvilleidae, Ampharetidae, Sabellidae, Glyceridae, Lumbrineridae, Opheliidae and Maldanidae families, being more abundant and frequent off the bay, while Magelonidae, Cirratulidae, Cossuridae and Eulephetidae were more abundant and frequent within the bay. The first ten families were related to a higher sand content, lower organic matter content and lower turbid-water conditions; while the last four were related to higher mud percentages, higher organic matter content and higher turbid-water conditions. Trophic guilds data showed similar assemblages as described above, which differ in their feeding mechanisms; the bay stations were dominated by surface and subsurface deposit feeders showing the importance of detritus; while off-bay stations the carnivores were the dominant organisms, reflecting the high predation. In these assemblages, the trophic and taxonomic structure is more affected by the spatial variation in the physical characteristics of the water column and sediment than by the seasonal variation.

KEY WORDS: Tropic, Polychaetes, Trophic groups, Taxonomic structure, Bahía de Portete.

RESUMEN

Caracterización espacial y temporal de los poliquetos de fondos blandos en una Bahía tropical (Caribe colombiano). Las variaciones espaciales y temporales de las asociaciones de poliquetos fueron

Contribución No. 955 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR



estudiadas dentro y fuera de una bahía somera (10-25m) tropical (Bahía de Portete). Para este propósito se usó la abundancia de poliquetos a nivel de familia y sus mecanismos tróficos. Las muestras de sedimentos fueron colectadas en seis estaciones de ésta Bahía durante la época húmeda y seca. Los análisis multivariados indicaron que las asociaciones de poliquetos fuera de la bahía fueron diferentes de las del interior; esta variación espacial estuvo relacionada con las características sedimentarias, la profundidad y las condiciones de turbidez del agua. Por otro lado, estas asociaciones no mostraron diferencias significativas entre la época seca y húmeda. Las diferencias entre estas dos asociaciones estuvieron dadas especialmente por las familias Syllidae, Gonididae, Nephtyidae, Dorvilleidae, Ampharetidae, Sabellidae, Glyceridae, Lumbrineridae, Opheliidae y Maldanidae, que fueron más abundantes y frecuentes fuera de la bahía; mientras que Magelonidae, Cirratulidae, Cossuridae y Eulephetidae fueron más abundantes y frecuentes dentro de la bahía. Las primeras diez familias estuvieron relacionadas con altos contenidos de arenas, bajos contenidos de materia orgánica en el sedimento y baja turbidez en la columna de agua; mientras que las cuatro últimas estuvieron relacionadas con altos porcentajes de cienos y materia orgánica en los sedimentos y alta turbidez. Los datos de los gremios tróficos mostraron asociaciones similares a los descritos anteriormente, los que se diferencian en sus mecanismos de alimentación; en las estaciones de la bahía dominaron los alimentadores de depósito de superficie y sub-superficie mostrando la importancia del detritus; mientras que en las estaciones afuera de la bahía dominaron los carnívoros, reflejando una alta depredación. En estas asociaciones, la estructura taxonómica y trófica está más afectada por la variación espacial de las características físicas de la columna de agua y sedimento que por la variación estacional.

PALABRAS CLAVE: Trópico, Poliquetos, Grupos tróficos, Estructura taxonómica, Bahía de Portete.

INTRODUCTION

There are many studies about the structure of sedimentary soft-bottom communities of coastal areas in temperate zones. Thus the theory related with assemblage structure is based mainly on these studies; by contrast, quantitative data from tropical areas are quite scarce (Alongi, 1990; Gray, 2002). The lack of information and the fast deterioration of tropical coastal zones make it difficult to understand and evaluate the natural - and anthropogenic- originated impact on the structure and function of these ecosystems.

The distribution of benthic fauna widely varies over time and space due to the heterogeneous distributions of benthic habitats (Mistri *et al.*, 2000). Studies carried out in temperate zone at a small scale (1° latitude) have shown that the assemblage structure varies with small depth changes (Gray, 2002); and the distribution and abundance of benthic organisms are affected by spatial variations in salinity and sediment composition (Zajac and Whitlatch, 1982; Mannino and Montagna, 1997; Gray, 2002). At an annual scale, the climate in temperate regions is markedly seasonal and hydrodynamic conditions affect the patterns of organic matter sedimentation and benthic community.

There exists information favoring seasonal variations in the benthic communities in the tropics, as well as, evidence to the contrary. Parsons *et al.*, (1995) show that the seasonal variations are small because of the relative homogeneous conditions in

temperature and salinity, and that the changes occurring in benthic communities may be due to predation preventing space monopolization by one single species. On the other hand, Alongi (1989) shows that the climate and its effect on shallow benthos vary greatly within the tropics. The magnitude of seasonal fluctuations depends upon the distance from the equator; the habitats near equator show less seasonal variability than the tropical assemblages that are closer to the poles. For instance, in India the richness of tropical assemblages and benthic density is heavily influenced by seasonal changes in rainfall and run-off (Longhurst and Pauly, 1987; Alongi, 1990). In some Caribbean areas as Jamaica, Venezuela, Colombia, the richness and density do not change significantly with the season (Jackson, 1972; Bone and Klein, 2000; Guzmán-Alvis *et al.*, 2001; Guzmán-Alvis and Carrasco, 2005b). However apparently there is not enough evidence describing the patterns in the tropics.

The benthic infaunal communities are organized structurally, numerically and functionally in relation to gradients of resource availability, modified by interactions with other environmental factors (Pearson and Rosenberg, 1987; Wiekling and Kröncke, 2005). Since the primary food source for benthos originates, with a few localized exceptions, in euphotic surface waters, food availability decreases with depth and declining current speed. Water movement driven by currents, tides, strong wind and other forces transports food particles in the water mass and causes resuspension of bottom sediments (Pearson and Rosenberg, 1987). This transport is of significant importance for the distribution of food to benthic animals. Species distribution may be seen as a response to the varying effects of these modified gradients. Such distributions are further affected, by other factors. These are, in general, physical factors contributing to the relative environmental harshness imposed on each species, e.g. sedimentary fluctuations in stability and in turbidity, salinity, oxygen, temperature and pressure. Other factors which exert effects independently of the primary gradients can be summarized as stochastic events and biotic interactions. These factors influence community distributions (Pearson and Rosenberg, 1987).

We hypothesized that the structural variability of these polychaete assemblages is more affected by the spatial pattern than by the seasonal one, because the spatial heterogeneity (the coastal shape determines the hydrodynamic conditions affecting the water column characteristics and the sediment) is stronger than the seasonal variations.

The purpose of this study is to determine the spatial and temporal variations in the polychaete assemblages in relation to sediment (grain size and organic matter) and water column (salinity, transparency, dissolved oxygen content, temperature) variables, measured in both seasons (dry and wet) and two different places (within and off the bay). The structural changes were evaluated according to taxa composition and trophic groups.

STUDY AREA

Bahía de Portete is located in the northeastern part of Colombia (12°07'N and 72°02'W). It has an approximate area of 125 km² with an average depth of 9 m and a maximum of 20 m. The Bay's only connection with the Caribbean Sea is a 2 km inlet (Solano, 1994). The climate of the region is regulated by the NE trade winds; during the dry season the trade winds are strong and continuous and the precipitation and temperatures are low (Dec-Apr) (Figure 1). During the wet season the winds are weak, the precipitation is high and the temperature increases (May-Nov) (Andrade, 2000).

Bahía de Portete shows high salinity values (34-37), high temperatures (25-30°C), and high turbidity in the water column (1-4 m). There is no oxygen deficiency (5-8 mg*l⁻¹) (Solano, 1994); whereas water temperatures and salinities are the highest during the dry season.

A coastal upwelling occurs in this area especially during the dry season (Andrade, 2000); providing a high amount of nutrients to the bay ecosystems. The bay is a diverse

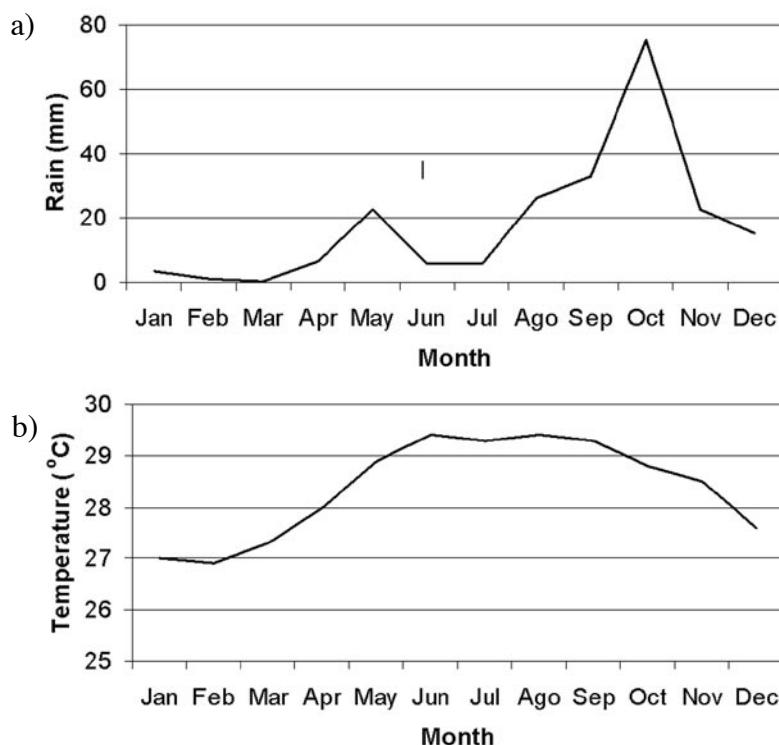


Figure 1. Annual rainfall (a) and air temperature (b). Dry season (Dec-Apr) and wet season (May-Nov). The values correspond to the annual media of the last 16 years. Data were taken from Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios ambientales IDEAM (Colombia).

ecosystem comprised by a mangrove forest dominated by *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*; seagrass meadows of *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme*; and poorly developed fringing reefs at the east and south of the bay (Solano, 1994). The soft bottoms are basically mud covering a high proportion of the bay (Figure 2).

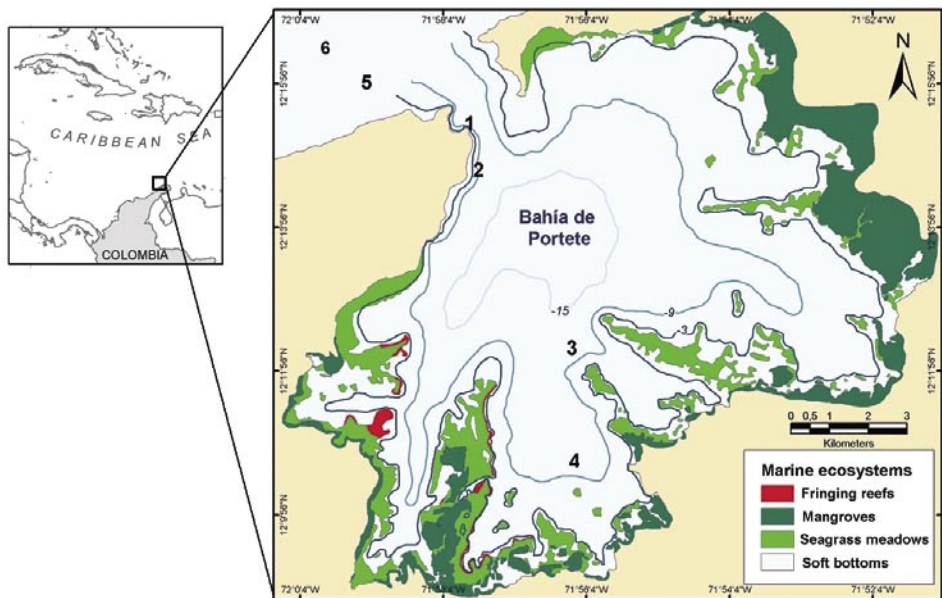


Figure 2. Bahía de Portete ecosystem (Southern Caribbean). The numbers represent the stations in which samples were taken.

MATERIALS AND METHODS

Two replicate samples of sediment were taken from each of six stations using a van Veen grab (0.08 m²). Four stations were located within the bay and two off the bay. The samples were taken at the end of the wet season (December 2003) and during the dry season (January 2004) (Figure 2). The effect of rain and drought on the benthos is not considered immediate; this effect may lag at least one month (Zajac and Whitlatch, 1982; Kröncke *et al.*, 1998; Guzmán-Alvis, 2004). In spite of the fact that the sampled months were consecutive, the lag effect allows to assess temporal differences. The sediment was sieved through a 0.5 mm mesh screen. The polychaetes were identified at family level because of the scarce taxonomic description to species level available for the area. According to different authors, the identification of organisms to species level is not always necessary to describe spatial patterns; indeed data at higher taxonomic levels assess much of community structure variations (Guzmán and García, 1996; Olsgard *et al.*, 1998; Guzmán-Alvis and Carrasco, 2005a). Abundance was obtained as number of individuals per 0.08 m².

The two-way crossed layout ANOSIM (analysis of similarities) test was used to determine the differences of assemblages between stations (within and off the bay) and seasons (wet-dry) (using PRIMER 5: Clarke and Warwick, 2001). Family abundance data were square root transformed and similarity matrix between samples was generated using the Bray-Curtis similarity index (Clarke and Warwick, 2001). Two-way crossed layout ANOSIM tested the null hypothesis that there are no assemblage differences between treatments (stations and seasons). For the validity of the ANOSIM test it must be assumed that the groupings were decided '*a priori*', or at least without reference to the assemblage data in any way (Clarke and Warwick, 2001). To determine the spatial and temporal distribution of the assemblages, the hierarchical clustering method with group average linking was used (Clarke and Warwick, 2001). The similarity matrix was performed in the same way as the ANOSIM.

Each family was assigned to eight trophic guilds: suspension feeders (sf), carnivores (ca), omnivores (o), selective and non selective surface deposit feeders (sdfs and sdfn), selective and non selective subsurface deposit feeders (ssdfs and ssdfn) and suspension feeders/surface deposit feeders (sf-sdf). These groups are based on information retrieved from literature sources (Fauchald and Jumars, 1979; Beesley *et al.*, 2000; Rouse and Pleijel, 2001). Abundance values were summed for each trophic group at each station. This resulted in a station by trophic group table that was assessed in the same way as the taxonomic data, using cluster and redundancy analysis RDA.

The family abundance-composition patterns and trophic groups in relation to the environmental variables were analyzed with a redundancy analysis (RDA) (using CANOCO 4.5: ter Braak and Šmilauer, 2002). The environmental variables were the following: depth (D), transparency of the water column (Tr), dissolved oxygen (DO), temperature (T), salinity (S), organic matter (OM) and mud percentage (Mud). Abundance data were root square transformed, and the environmental data were standardized before statistical analyses to homogenize variances. For each variable value, subtract the mean and divide by the standard deviation over all variables for that station.

RESULTS

Significant assemblage polychaetes differences were found between stations within and off the bay ($p < 0.05$); whereas a temporal variation was not found (Table 1). For the latter one, the statistic Global R was no significant ($p > 0.05$); in this vein, the null hypothesis that there are no assemblage polychaetes differences between seasons were accepted. These results might be explained by the taxonomic composition between both seasons was similar.

Two different assemblages of polychaetes in both taxonomic (Figure 3a) and trophic groups (Figure 3b) were formed; one cluster corresponded to bay stations (1-4)

Table 1. Analysis of similarities (ANOSIM) for two-way crossed layout between assemblages of polychaetes by stations (bay and off-bay) and by seasons (wet-dry).

	Inner – Outer Stations	Wet – Dry Season
Sample statistic (Global R)	0.730	- 0.250
p-value	0.004	0.930

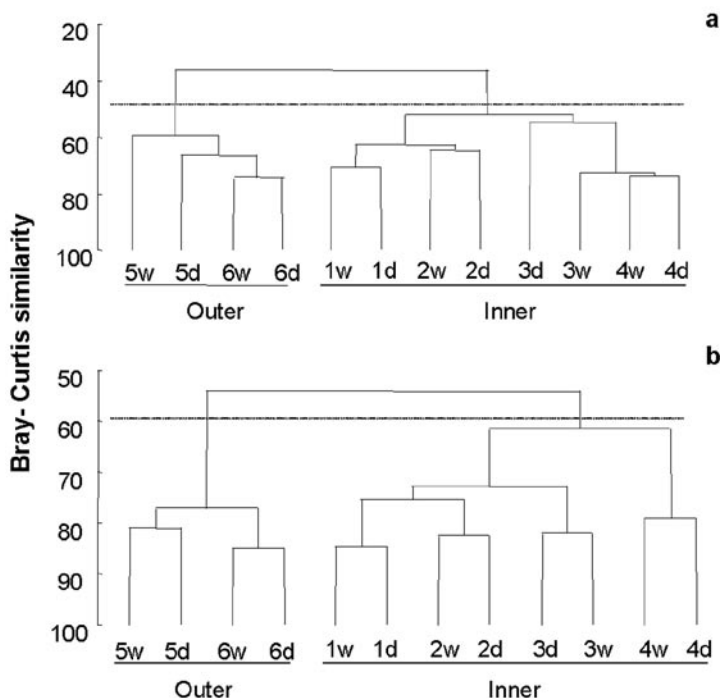


Figure 3. Dendrogram for hierarchical clustering of family abundance (a) and trophic group abundances (b). Dendrograms show two samples (dry and wet season) from six stations (1-6); they are based on the Bray-Curtis similarity matrix and using group-average linking. Wet (w) and dry (d) season.

and the other the off-bay stations (5 and 6). The latter showed both a higher density ($327.5 \text{ ind} \cdot 0.08\text{m}^{-2}$) and number of families (38) than the former (density: $70.3 \text{ ind} \cdot 0.08\text{m}^{-2}$ and number of families: 23) (Table 2).

In the redundancy analyses (RDA) for family abundance data, the sum of all the canonical eigenvalues was 0.855 (total variance). The environmental variables that best explains the highest total variance quantity were the mud percentage (0.50), depth (0.12) and transparency of the water column (0.10); while other variables explained 0.13. The eigenvalues for the first two axes accounted for a high proportion of the total variance. The variation in the families composition had a high correlation with the environmental variables (Table 3). The first axis was defined by mud percentage, organic matter, transparency and temperature and the second axis by depth. The mud content had a high

positive correlation with the organic matter in the sediment (arrows pointing in roughly with the same direction) (Figure 4a). The RDA also showed that the dry and wet season samples group together in each station (Figure 4ab).

Table 2. Comparison of mean abundance of the families (ind*0.08m⁻²) found in both assemblages of polychaetes formed in the clusters of Figure 3a. Standard error in parenthesis.

FAMILY		Assemblages	
		inner	outer
Spionidae	Spi	18.6 (13.1)	52.2 (30.6)
Paraonidae	Par	19.5 (26.9)	41.2 (37.7)
Syllidae	Syl	0.1 (0.4)	53.3 (54.3)
Capitellidae	Cap	12.4 (8.5)	19.3 (8.7)
Goniadidae	Gon	0.1 (0.4)	25.3 (38.7)
Cirratulidae	Cir	6.4 (6.6)	7.3 (4.5)
Nephtyidae	Nep	0.0	16.5 (20.3)
Ampharetidae	Amph	0.3 (0.5)	12.2 (7.8)
Dorvilleidae	Dor	0.5 (1.1)	11.0 (7.3)
Sabellidae	Sab	0.0	10.7 (9.0)
Pilargiidae	Pil	2.5 (2.7)	5.0 (4.2)
Nereididae	Ner	2.3 (2.4)	5.2 (3.2)
Hesionidae	Hes	0.5 (0.8)	7.8 (9.9)
Magelonidae	Mag	2.9 (2.6)	2.2 (1.8)
Glyceridae	Gly	0.0	7.5 (8.2)
Opheliidae	Oph	0.8 (0.7)	5.8 (9.5)
Maldanidae	Mal	0.1 (0.4)	6.8 (3.8)
Lumbrineridae	Lum	0.5 (0.8)	5.8 (2.8)
Phyllodocidae	Phy	0.0	5.8 (7.7)
Terebellidae	Ter	0.3 (0.5)	4.0 (2.7)
Sigalionidae	Sig	0.3 (0.5)	3.3 (2.8)
Eunicidae	Eun	0.1 (0.4)	3.3 (2.4)
Orbiniidae	Orb	0.8 (1.2)	1.7 (2.0)
Amphinomidae	Amp	0.5 (0.8)	1.5 (2.2)
Oweniidae	Owe	0.0	2.5 (1.5)
Poecilochaetidae	Poe	0.0	1.5 (1.9)
Chrysopetallidae	Chr	0.0	1.5 (1.9)
Flabelligeridae	Fla	0.3 (0.7)	0.8 (1.3)
Trichobranchidae	Tri	0.0	1.2 (1.9)
Chaetopteridae	Cha	0.0	1.0 (1.2)
Eulephetidae	Eul	0.4 (0.7)	0.2 (0.3)
Pisionidae	Pis	0.0	0.8 (1.7)
Oeonidae	Oen	0.0	0.8 (0.6)
Onuphidae	Onu	0.0	0.8 (0.6)
Cossuridae	Cos	0.4 (0.7)	0.0
Protodilidae	Pro	0.0	0.5 (1.0)
Sabellaridae	Sab	0.0	0.5 (0.6)
Polynoidae	Pol	0.0	0.3 (0.4)
Pectinariidae	Pec	0.0	0.2 (0.3)
TOTAL		70.3	327.5

Table 3. Redundancy analysis (RDA) of families and trophic groups abundance data. Eigenvalues, cumulative percentage variance and correlations coefficients for the first two axes are shown. The Sum of all canonical eigenvalues was 0.85 and 0.88 (total variance) for families and trophic groups abundance, respectively. Bold characters are the highest correlations coefficients for the first two axes. p-value for Monte Carlo test for significance of all canonical axes was < 0.004 for families abundance data and < 0.01 for trophic groups abundance data.

Axis	FAMILIES		TROPIC GROUPS	
	1	2	1	2
Eigenvalues	0.56	0.15	0.70	0.09
Families/Trophic groups - environmental correlations	0.99	0.95	0.99	0.92
Cumulative percentage variance of Families/Trophic groups	56.4	71.9	70.2	78.7
Cum % var. of Families/Trophic groups - environment relation	66.1	84.3	79.9	89.7
Correlation Coefficients				
Organic Matter (OM)	-0.671	-0.007	-0.654	-0.130
Depth (D)	0.295	0.655	0.298	0.563
Mud percentage (Mud)	-0.932	-0.056	-0.925	-0.007
Temperature (T)	-0.542	-0.410	-0.561	-0.357
Salinity (S)	-0.219	-0.086	-0.245	0.035
Dissolved oxygen (DO)	-0.008	0.160	-0.119	0.154
Transparency-water conditions (Tr)	0.582	-0.038	0.537	-0.027

In the RDA plots, the family abundances and the environmental variables indicated with long arrows were the most important for the analyses. In the off-bay stations, the families Opheliidae, Poecilochaetidae, Sabellidae, Nephtyidae, Ampharetidae and Lumbrineridae showed the highest abundances in deeper places with fine sand and low organic matter contents (Figures 4b and 5a), while Hesionidae, Syllidae, Goniadidae, Dorvilleidae, Glyceridae, Maldanidae and Eunicidae were found in deeper stations with coarse sand. In the bay stations Cossuridae and Eulepethidae were exclusive and presented low abundances; while Magelonidae, Cirratulidae showed high abundance and frequency in fine sediments (Figures 4b and 5a). The families with short arrows as Orbiniidae, Nereidae, Flabelligeridae, Amphinomidae and Paraonidae, and the families Capitellidae and Spionidae showed similar abundances and high frequency in both assemblages. Protodrilidae, Pisionidae, Sabellaridae, Oeonidae and Pectinariidae were rare families and were located only off-bay.

To summarize, the assessed physical and chemical variables that best explained the biological pattern were the mud percentages and water transparency. According to this, the families located to the right of Figure 5 preferred sediments with low mud contents and high transparency, while the families located in the center of the same figure preferred places with higher mud contents and a low transparency (Figure 5ab).

In the trophic structure RDA, the sum of all the canonical eigenvalues was 0.878 (total variance). The environmental variables that best explained the highest total variance quantity were the mud percentage (0.62), transparency (0.09) and depth (0.06);

the other variables accounted for 0.11. The eigenvalues for the first two axes showed a high proportion of the total variance, and the variation on the trophic groups presented a high correlation with the environmental variables (Table 3). The best correlated variable on the first axis was the mud content, followed by organic matter and transparency; and

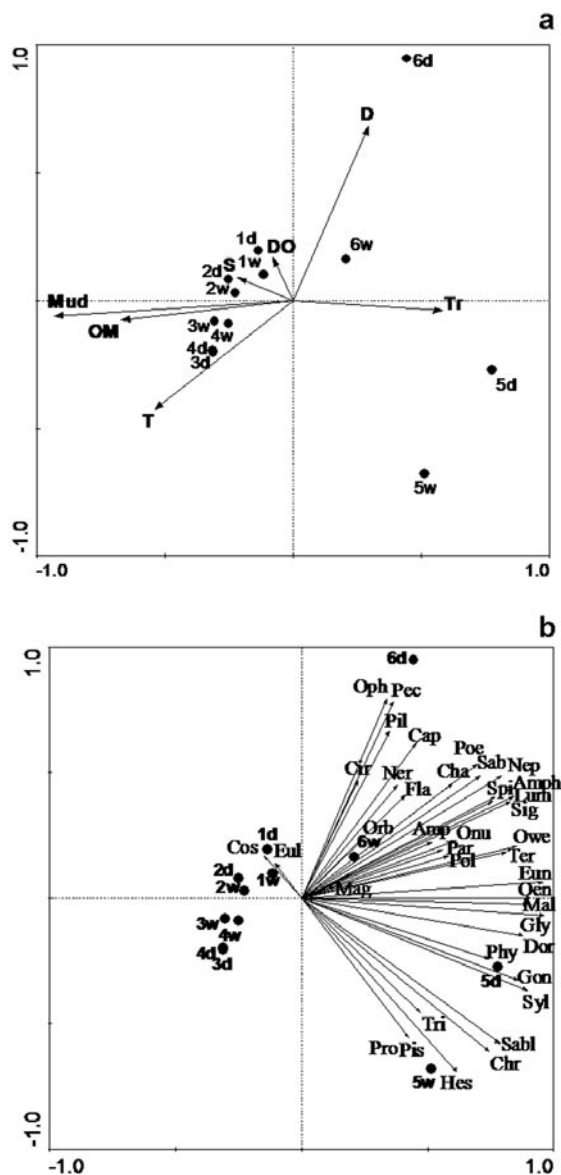
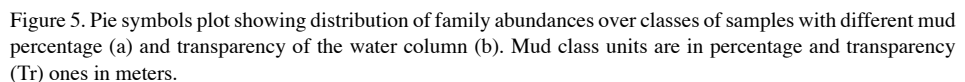


Figure 4. Ordination plots based on the RDA of abundance data for 39 macrobenthic fauna families. a) RDA plotting environmental variables (arrows) and samples (full circles); b) the same RDA plotting families (arrows) and samples (full circles). For labeled names see Table 2 and Table 3.

The abundances of the different trophic groups increases from left to right in Figure 6b, showing a higher abundance in the assemblage of the off-bay. The carnivores (ca) presented the greatest abundances of this assemblage (the arrow is longer) and they were positively correlated with others trophic groups (arrows pointing in roughly with the same direction). The non selective subsurface deposit feeders (ssdfn), were highly



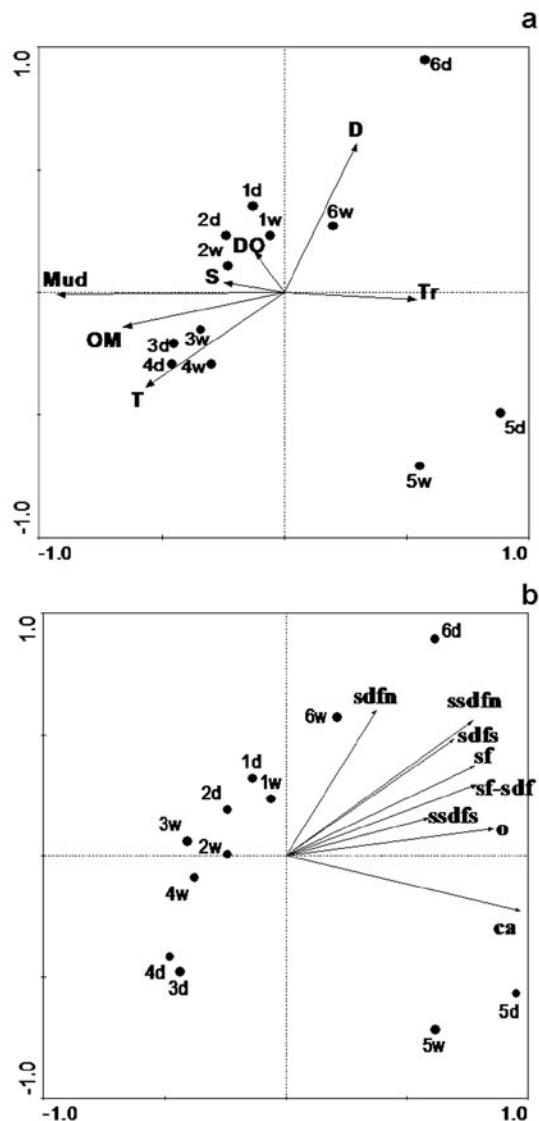


Figure 6. RDA plot for trophic group abundances. (a) RDA plot for environmental variables (arrows) and samples (circles); (b) the same RDA plot for trophic groups (arrows) and samples (circles). Suspension feeders (sf), carnivores (ca), omnivores (o), selective and non selective surface deposit feeders (sdfs and sdfn), selective and non selective subsurface deposit feeders (ssdfs and ssdfn) and suspension feeders/surface deposit feeders (sf-sdf).

correlated with the selective surface deposit feeders (sdfs). The suspension feeders/surface deposit feeders (sf-sdf) were correlated with the suspension feeders (sf) and omnivores and selective subsurface deposit feeders (ssdfs). The trophic groups found in the bay, the subsurface and surface deposit feeders were more abundant than other trophic groups.

The selective subsurface deposit feeders (ssdfs), omnivores (o) and carnivores were positively correlated with transparency and negatively correlated with mud, organic matter and temperature (Figure 6ab). The suspension feeders, omnivores and carnivores were almost exclusively found in the sediments with low mud contents (sand) and high transparency of the water column (Figure 7ab); although the other trophic groups that preferred sediments with low mud contents and high transparency, were also distributed on sediments with intermediate and high mud contents and low and intermediate transparency.

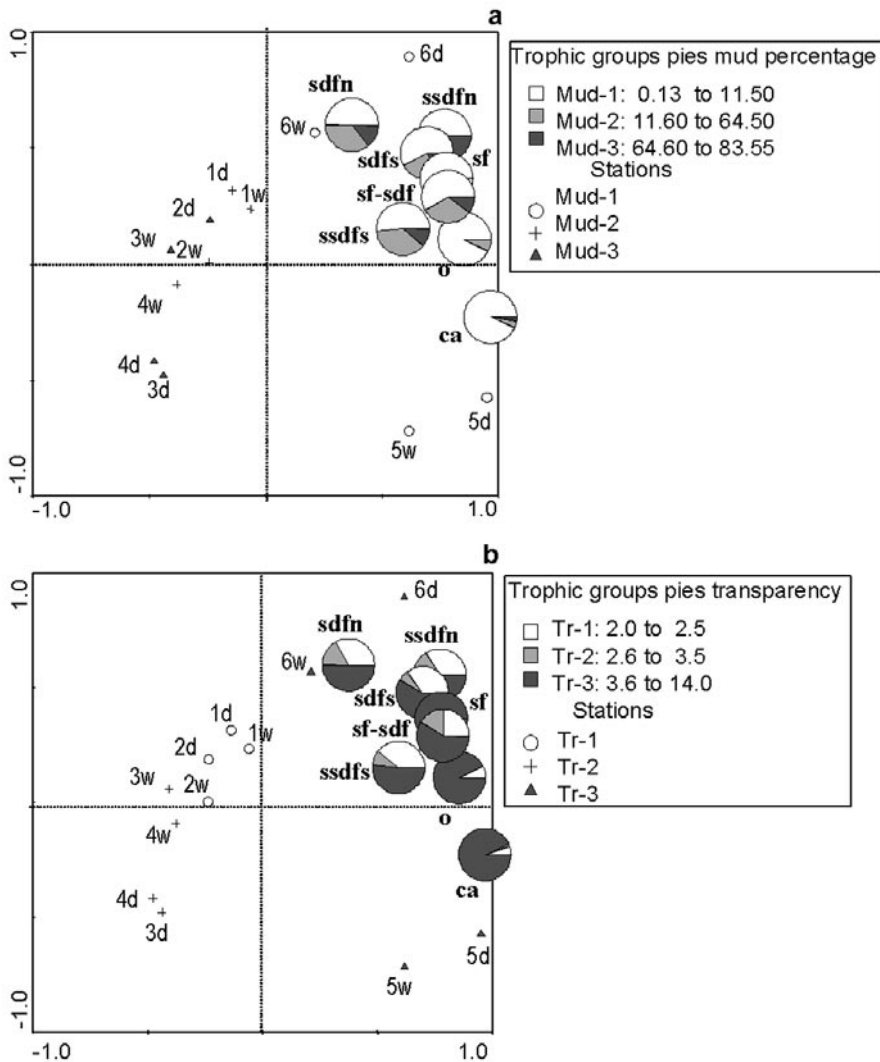


Figure 7. Pie symbols plot showing distribution of trophic groups over classes of samples with different mud percentage (a) and water column transparency (b). Mud and transparency class units are explained in Figure 5.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

In ecological terms, it is important to identify the proportion of variance in biological data which may be attributed to environmental variability (Kröncke *et al.*, 1998). The results of the relationship between spatial and temporal patterns of the organisms and environmental variables showed that, a higher percentage of the total variance was explained by variables measured in the water column and the sediment. The mud percentage and depth variables were those that best explained the variability in family and trophic abundances of soft bottom polychaetes in the bay and off-bay stations.

Most of the observed biological variability was spatial rather than temporal, and was determined by sediment heterogeneity. The mud content was the most important variable used to explain the variations in the trophic and taxonomic structures. The transparency and depth were also important in explaining the distribution of the families. These results can be compared to studies performed by Gray (2002) in temperate zones and small spatial scales, whereby species richness changes with sediment grain size and small depth changes.

Taxonomic and trophic structure of assemblages did not change seasonally. This result follows the temporal pattern seen in other soft bottom communities of the Colombian Caribbean. For example, the shallow water assemblages of Morrosquillo Gulf, Punta Canoas and Pozos Colorados were analyzed with a higher temporal frequency than the present study (3 and 4 times per year), showed no important changes between the dry and wet periods indicating no seasonal variability (Guzmán-Alvis and Carrasco, 2005b; Guzmán-Alvis, 2004; INVEMAR, 2004; Guzmán-Alvis and Solano, 2001). These results are in agreement with several studies in tropical soft-bottom and rocky shore communities, where neither number of taxa nor their abundances significantly changed during the year (Jackson, 1972; McCarthy *et al.*, 2000). Alongi (1990) suggested that in dry tropics where rainfall is sporadic, there are high temperatures and desiccation (as in the study area), densities of most groups fluctuated over time without following seasons. The infaunal assemblages are characterized by displaying small, opportunistic and surface deposit feeder organisms.

The water movement and sediment structure affected the structure and function of polychaete assemblages. In exposed sandy areas (off-bay), suspension feeders were present. Their food mainly phytoplankton, may be produced in waters far away from their locations and transported to them by currents (Pearson and Rosenberg, 1987). The trophic group mutual exclusion hypothesis postulates that current speed controls community composition, through its effects on food supply and sedimentary composition; suspension feeders are abundant in areas of strong water movement (off-bay) and deposit feeders in low flow areas (bay).

In this study, the deposit feeders (surface and subsurface) make up 39.0 % of all the polychaetes; these trophic groups accounted for 65.6% of the bay assemblages showing the importance of detritus within the bay. Furthermore, obligate deposit feeders (surface and subsurface) which are generally semi-mobile or sessile, partition food and space resources through a variety of tube building and burrowing habitats. Such organisms are restricted to soft substrata and their predominance increase with decreasing particle size (Pearson and Rosenberg, 1987). Characteristic families inside the bay (defined as the families with abundance $\geq 60\%$ and frequency $\geq 70\%$ within the bay group), included burrowers such as Magelonidae, Cirratulidae and Cossuridae and predominated in the bay mud substrata.

In the off-bay assemblages the carnivores dominated with a 42%; characteristic families off-bay (defined as before), included active burrowers carnivores as Goniadidae, Nephtyidae and Glyceridae. The sands have greater spaces among the grains than the mud, making it easier for the carnivores in their search for and capture of potential preys. Furthermore, the distribution of the carnivores was more closely related to the abundance of their potential preys; the densities of these preys were higher in the off-bay. Predation can enhance coexistence between species of benthic organisms by preventing monopolization of space (Parsons *et al.*, 1995).

The dominance of surface deposit feeders as consumers of newly sedimented food is related to the production in the water column (Gaston, 1987; Gaston *et al.*, 1988; Josefson and Rasmussen, 2000). The present study does not present information on the biological productivity in the area. However, the region of the Guajira is characterized by a coastal upwelling that increases the productivity in the water column, and part of this production settles forming available food for the benthic community. Also, the benthic community receives food from the dissolved and particulate matter from the sea grass and mangroves in the bay. The deposit feeders (surface and subsurface) make up the 39 % of the total assemblages, showing the importance of the detritus and benthic-pelagic coupling in these ecosystems.

The assemblage organization may be assessed by considering any convenient component unit, e.g. taxa and trophic groups; as assemblage structure change along any environment gradient so does its organization (Pearson and Rosenberg, 1978). Trophic relationships are particularly influenced by the gradient of organic input, and changes in trophic structure may, therefore, be considered as fundamental to any analysis of community change in relation to such inputs to the benthos.

Food supply is a key factor structuring marine benthic communities (Pearson and Rosenberg, 1978, 1987; Wicking and Kröncke, 2005). Dauwe *et al.*, (1998) as with contrasting quantity and quality of organic matter and with different hydrodynamic environments. According to their results trophic structure reflects differences in the relative quality of organic matter.

The two assemblages found are associated with the area's hydrodynamics as follows: the off-bay area is exposed to strong currents, characterized by low contents of organic matter and coarse sediments indicating dynamic environments. On the other hand, the area within the bay (a protected area) is characterized by high contents of organic matter and very fine sediments, typical of calm places.

ACKNOWLEDGEMENTS

The Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR gave logistic support for the development of this study, which was carried within the project "Monitoring of the representative ecosystems in Bahía de Portete", requested and fully funded by the company Carbones del Cerrejón, LLC, as part of its environment protection programs.

LITERATURE CITED

- Alongi, D. 1989. Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Rev. Biol. Trop.*, 37: 85-100.
- Alongi, D. 1990. The ecology of tropical soft-bottom benthic ecosystems. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 28: 381-496.
- Andrade, C. 2000. The circulation and variability of the Colombian Basin in the Caribbean Sea. Thesis PhD School of Ocean Sciences. University of Wales. UK, 223 p.
- Beesley, P. L., G. J. Ross and C. J. Glasby (eds). 2000. *Polychaetes & Allies: The Southern synthesis. Fauna of Australia. Vol 4A Polychaeta, Myzostomida, Pogonophora, Echiura, Sipuncula.* CSIRO Publishing. Melbourne, 465 p.
- Bone, D. and E. Klein. 2000. Temporal variations in a tropical Soft-Bottom community, Venezuela. *J. Coast. Res.*, 16: 278-286.
- Clarke, K. R. and R. M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.* PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Dauwe, B., P. M. J. Herman, C. H. R. Heip. 1998. Community structure and bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 173: 67-83.
- Fauchald, K. and P. Jumars. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17, 193-284.
- Gaston, G. R. 1987. Benthic polychaete of the middle Atlantic Bight: feeding and distribution. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 36: 251-262.
- Gaston, G. R., D. A. Lee and J. C. Nasci. 1988. Estuarine macrobenthos in Calcasieu Lake, Louisiana: community and trophic structure. *Estuaries*, 11: 192-200.
- Gray, J. S. 2002. Species richness of marine soft sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 244: 285-297.
- Guzmán-Alvis, A. 2004. Variaciones temporales de la macroinfauna sublitoral en la plataforma colombiana adyacente al río Magdalena asociadas con cambios climáticos. Tesis doctoral de Oceanografía. Universidad de Concepción. Chile, 103 p.
- Guzmán-Alvis, A. and C. B. García. 1996. Taxonomic aggregation and the detection of patterns in a tropical marine benthos data set. *Rev. Biol. Trop.*, 44: 907-910.

- Guzmán-Alvis, A. y O. D. Solano. 2001. Cambios temporales en la estructura comunitaria de la macroinfauna y su relación con la precipitación (Caribe colombiano). Resúmenes IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar. San Andrés Isla, p 493.
- Guzmán-Alvis, A., O. D. Solano, M. Córdoba-Tejada y A. López-Rodríguez. 2001. Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 30: 39-65.
- Guzmán-Alvis, A. and F. Carrasco. 2005a. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the Southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Sci. Mar.*, 69: 133-141.
- Guzmán-Alvis, A. and F. Carrasco. 2005b. Influence of a tropical coastal lagoon discharge and depth on the structure of adjacent shelf macroinfauna (Southern Caribbean). *Cahiers Biol. Mar.*, 46: 81-93.
- INVEMAR. 2004. Establecimiento de la línea base primera fase del plan de monitoreo ambiental del proyecto para el tratamiento y disposición final de las aguas residuales de Cartagena de Indias. Aguas de Cartagena S.A. E.S.P. Santa Marta, 366 p.
- Jackson, J. B. 1972. The ecology of the molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies. II. Molluscan population variability along an environmental stress gradient. *Mar. Biol.*, 14: 304-337.
- Josefson, A. B. and B. Rasmussen. 2000. Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient load and residence time. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 50: 205-216.
- Kröncke, I., J. Dippner, J. Heyen and B. Zeiss. 1998. Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 167: 25-36.
- Longhurst, A. R. and D. Pauly. 1987. Ecology of tropical oceans. Academic Press: San Diego. 407 pp.
- Mannino, A. and P. A. Montagna. 1997. Small-scale spatial variation of macrobenthic community structure. *Estuaries*, 20: 159-173.
- McCarthy, S.A., E.A. Laws, W. A. Estabrooks, J. H. Bailey-Brock and E. A. Kay. 2000. Intra-annual variability in Hawaiian shallow-water, soft-bottom macrobenthic communities adjacent to a eutrophic estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 50: 245-285.
- Mistri, M., E. A. Fano, G. Rossi, K. Caselli and R. Ross. 2000. Variability in macrobenthos communities in the Velli di Comacchio, Northern Italy, a Hypereutrophized Lagoonal Ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 599-611.
- Olsford, F., P. J. Somerfield and M. R. Carr. 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns and disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 172: 25-36.
- Parsons, T. R., M. Takahashi and B. Hargrave. 1995. Biological Oceanographic processes. Butterworth Heinemann Ltd. Oxford. 330 p.
- Pearson, T. H. and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.
- Pearson, T. H. and R. Rosenberg. 1987. Feast and famine: structuring factors in marine benthic communities: 373-395. In: Gee J. and P. Giller (eds). Organization of communities: past and present. The 27th Symposium of the British Ecological Society Aberystwyth. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Rouse, G. W. and F. Pleijel. 2001. Polychaetes. Oxford University Press. N. Y. 354 p.
- Solano, O. D. 1994. Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento coralino de 1987 en bahía Portete. *An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín*, 23:149-163.
- ter Braak, C. J. and Šmilauer P. 2002. Canoco reference manual and CanocoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 pp.

- Wieking, G. and I. Kröncke. 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger Bank example. *Mar. Biol.*, 146: 387-400.
- Zajac, R. N. and R. B. Whitlatch. 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variation of initial recolonization. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10: 1-14.

DATE RECEIVED: 14/09/04

DATE ACCEPTED: 23/01/06

DINÁMICA POBLACIONAL DEL CORONCORO *MICROPOGONIAS FURNIERI* (PISCES: SCIAENIDAE) EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO

Elaine Cancio Mozo, Juan Carlos Narváez Barandica y Jacobo Blanco Racedo

*Grupo de Ecología Pesquera, Programa de Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos,
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.
E-mail: elacamo@yahoo.com (ECM); jnarvaez@invemar.org.co (JCNB); jblanco@invemar.org.co (JBR)*

RESUMEN

El Coroncoro *Micropogonias furnieri* ha sido tradicionalmente uno de los recursos ícticos más importantes en la pesquería artesanal de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) y el Complejo de Pajarales (CP). Con el propósito de conocer el estado de explotación de su población, se estudiaron los aspectos relacionados con su biología y se determinaron los parámetros poblacionales. La talla media de madurez (TMM) se estimó en 20.7 cm de longitud total, mientras la proporción sexual fue de 2.39 hembras por cada macho. Se presentaron individuos maduros durante todo el año, con un pico de maduración y desove en la época de lluvias (noviembre). La relación Longitud-Peso no presentó diferencia entre sexos, estimándose una ecuación común: $W = 0.0064LT^{3.2}$ con un crecimiento alométrico. Los parámetros de crecimiento de la función de von Bertalanffy fueron: $L_{\infty} = 34$ cm, $K = 0.44$ año⁻¹, $t_0 = 0.3601$ año y $C = 0.5$; con un índice de desempeño que se encontró entre 2.67 y 2.73. Las tasas de mortalidad total (Z), natural (M) y por pesca (F) fueron estimadas en 2.16, 0.84 y 1.32 año⁻¹, respectivamente. La tasa de explotación estimada ($E = 0.61$), indicó que *M. furnieri* está siendo sobreexplotada, por lo que es recomendable adoptar medidas de manejo que permitan garantizar la sostenibilidad del recurso.

PALABRAS CLAVE: *Micropogonias furnieri*, Ciénaga Grande de Santa Marta, Dinámica poblacional, Pesquería artesanal, Manejo pesquero.

ABSTRACT

Population dynamics of the “coroncoro” fish *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. The “Coroncoro” fish *Micropogonias furnieri* has been one of the most important traditional fish resources in CGSM and CP. In order to determine exploitation status of its stock, aspects related to its biology and population parameters have been assessed.

Contribución No. 956 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR



Mean maturity size was estimated in 20.7 cm at total length; whereas sex ratio was 2.39 females per male. Ripe individuals occurred throughout the whole year, with a maturation and spawning peak in the rainy season (november). Length-weight relationship showed no difference between sexes and a common equation with allometric growth $W = 0.0064LT^{3.2}$ was estimated. The estimated parameters of von Bertalanffy growth function were $L_{\infty} = 34.0$ cm, $K = 0.44$ yr⁻¹, $t_0 = 0.301$ yr and $C = 0.5$; with a growth index ranging between 2.67 and 2.73. Total (Z), natural (M) and fishing (F) mortality rates were estimated as 2.16, 0.84 and 1.32 yr⁻¹, respectively. The estimated exploitation rate ($E = 0.61$) indicated that *M. furnieri* is being overexploited and thus it is recommended to adopt management actions to ensure resource sustainability.

KEY WORDS: *Micropogonias furnieri*, Ciénaga Grande de Santa Marta, Population dynamics, Small-scale fisheries, Fishery management.

INTRODUCCIÓN

Uno de los componentes ícticos de mayor interés en el ámbito mundial lo constituye la familia Sciaenidae, que se encuentra bien representada en la costa Atlántica de América del Sur tanto en número de especies, como en biomasa, representando más del 80% de las capturas desembarcadas en puertos del sur de Brasil, Argentina y Uruguay (Cervigón, 1985). Aunque existe una gran diversidad de especies de esta familia, los desembarques están constituidos principalmente por cuatro especies: *Umbrina canosai*, *Micropogonias furnieri*, *Cynoscion striatus* y *Macrodon ancylodon* (Cervigón, 1985; Isaac, 1988; Vazzoler, 1991).

M. furnieri, se caracteriza por ser una especie de la plataforma continental. Habita sobre fondos blandos de aguas neríticas, generalmente a profundidades que oscilan entre 30 y 40 m, llegándose a encontrar individuos a 60 m de profundidad (Cervigón, 1993; Acha *et al.*, 1999; Macchi *et al.*, 2003). Sin embargo, los juveniles de esta especie suelen vivir sobre fondos muy someros en áreas estuarinas e incluso en aguas dulces. Se distribuye ampliamente en la costa Atlántica americana, desde Costa Rica hasta el norte de Argentina, encontrándose además, en las Antillas (Fisher, 1978) y Cuba (Aguilar *et al.*, 1992).

Es una especie que posee gran importancia comercial dentro de la pesquería de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) (Álvarez-León y Blanco, 1985; Escobar, 1994; Santos-Martínez *et al.*, 1998). Su biología quizás está siendo afectada con los cambios que se han dado en el ecosistema por todas las perturbaciones antrópicas y naturales reflejadas en: (i) la realización de obras hidráulicas, que pretendieron regenerar el equilibrio hídrico del ecosistema (Botero y Salzwedel, 1999); (ii) la intensa actividad pesquera, realizada por diversas flotas con diferente poder de pesca (Rueda y Defeo, 2003); y (iii) la variabilidad ambiental reflejada en el régimen hidrológico y climático (Kaufmann y Hevert, 1973; Wiedemann, 1973; Blanco *et al.*, 2006). Con el propósito de conocer la dinámica poblacional de *M. furnieri*,

en este trabajo se investigan algunos aspectos sobre su reproducción, parámetros de crecimiento y las tasas de mortalidad y de explotación para determinar el estado de su aprovechamiento en la ecorregión CGSM y fundamentar las bases científicas para el manejo de su pesquería.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es el ecosistema delta-lagunar más extenso en el Caribe Colombiano (10°43'-11°00'N y 74°15'-74°35'O) (Figura1) (IGAC, 1973; Santos-Martínez y Acero, 1991). Posee una profundidad promedio de 1.5 m aproximadamente, registrando una temperatura promedio anual en la columna de agua de 30° C y un promedio de salinidad de 24. Presenta un régimen anual de lluvias que no varía de 401 a 1321 mm (Blanco *et al.*, 2006) con un promedio anual de 807 mm • año⁻¹ (INVEMAR-LOUISIANA, 2001; Blanco *et al.*, 2006), la cual está distribuida en dos épocas climáticas: una seca (diciembre-mayo) y una lluviosa (junio-noviembre), indicando un clima tropical árido (Blanco *et al.*, 2006). Su gran productividad biológica se origina en los aportes de nutrientes de los ríos que bajan de la Sierra Nevada, del Río Magdalena, del Mar Caribe y del bosque de manglar que constituye gran parte de su área, ofreciendo alimento, hábitat y protección a juveniles y adultos de muchas especies. La actividad pesquera es artesanal, multispecífica y multiartes, de la cual dependen cerca de 20000 personas (Santos-Martínez *et al.*, 1998), que habitan en siete poblaciones, cuatro de ellas ubicadas sobre la costa de Mar Caribe (Pueblo Viejo, Isla del Rosario, Palmira y Tasajera) y las otras tres al interior como pueblos palafíticos (Bocas de Aracataca, Buenavista y Nueva Venecia) (Figura 1a). La ecorregión CGSM ha sido ampliamente descrita a través de una evolución de cambios ambientales y para mejores detalles remitirse a Wiedemann (1973), Botero y Mancera (1996) y Botero y Salzwedel (1999).

BIOLOGÍA PESQUERA

Reproducción

Para estimar la proporción de sexos, estadios de madurez, talla media de madurez sexual y factor de condición de *M. furnieri*, se utilizaron datos independientes de la pesquería obtenidos mediante cuatro muestreos de prospección pesquera efectuados en febrero, junio, agosto y noviembre de 1997. Estos muestreos fueron realizados empleando el método de pesca “Bolicheo” (Rueda y Santos-Martínez, 1997), que

consiste en una red de enmalle operada en forma de cerco. Los boliches usados tuvieron tamaños de malla entre 7 y 8.9 cm, una longitud promedio de 230 m y una altura de 2 m. Los lances fueron realizados con ocho canoas en 115 estaciones (cada estación con un área de 4 km²) ubicadas en el área de estudio con la ayuda de un GPS NAV 5000D (Figura 1b). Todos los peces capturados en cada lance fueron rotulados y preservados en bolsas plásticas. Al mismo tiempo que se realizaron los lances, se tomaron datos de salinidad y temperatura.

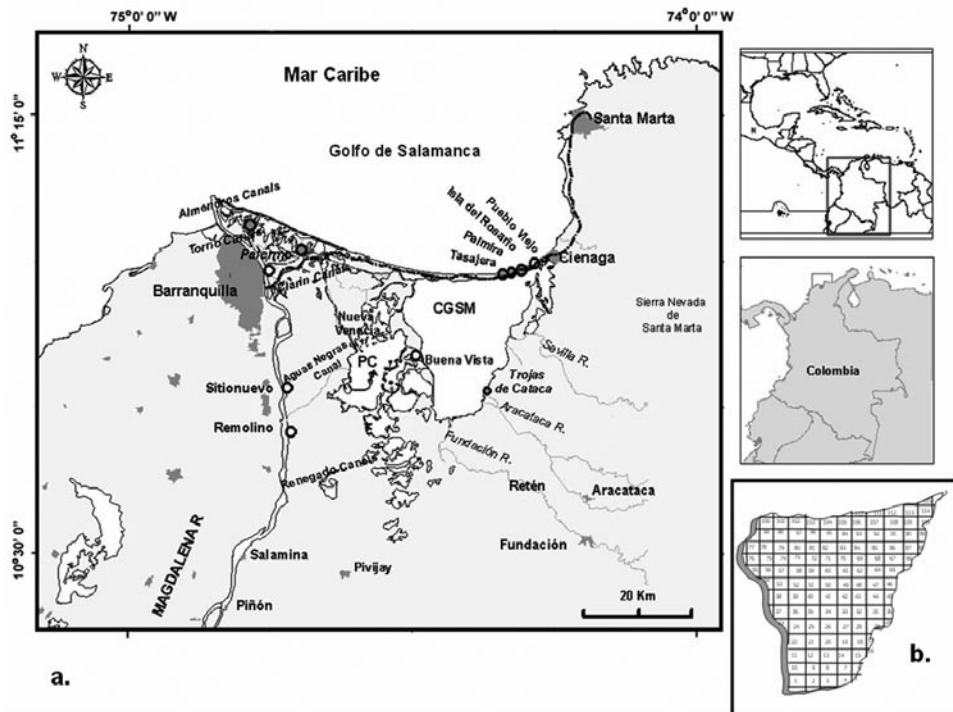


Figura 1. a) Área de estudio: Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo de Pajarales. b) Cuadrícula de 115 estaciones de 4 km² cada una, diseñada para las cuatro prospecciones pesqueras realizadas en 1997.

Crecimiento y mortalidad

Para determinar los parámetros de crecimiento, mortalidad y talla media de captura se usaron datos dependientes de la pesquería, almacenados en el Sistema de Información Pesquera del INVEMAR-SIPEIN (Narváez *et al.*, 2005), los cuales fueron obtenidos a partir de muestreos mensuales de los desembarcos de capturas comerciales entre enero y diciembre de 1995. La actividad consistió en un muestreo aleatorio simple dentro de cada uno de los siete sitios de desembarque pesquero, en el que fueron seleccionadas al azar embarcaciones de cada arte de pesca (atarraya, trasmallo y boliche) para coleccionar datos de frecuencias de longitud total de los peces.

ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

Reproducción

A los peces analizados en laboratorio se les determinó el sexo y fueron medidos a longitud total (al medio centímetro inferior) y pesados en balanzas con 0.1 g de precisión. Con esta información se determinó la relación Longitud-Peso por sexos mediante la ecuación potencial $W = aLT^b$, donde W es el peso total, LT es la longitud total, a y b son las constantes de la regresión. Con la prueba t-Student se determinó el tipo de crecimiento de la especie tomando en cuenta el valor de la constante b ó coeficiente de alometría (Pauly, 1984; Zar, 1996). Los datos fueron transformados mediante logaritmos para evaluar diferencias en la relación Longitud-Peso entre sexos mediante un análisis de covarianza (ANCOVA), donde la variable dependiente fue el peso y la covariable la longitud. Previo al ANCOVA se evaluaron los supuestos de normalidad de los residuos (prueba de Kolmogorov-Smirnov), homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett), relación lineal entre la variable dependiente y la covariable (análisis de correlación), y homogeneidad de las pendientes de la relación entre la variable dependiente y la covariable (García-Berthou y Moreno-Amich, 1993). Se calculó el factor de condición (k) para cada individuo en cada muestreo mediante la siguiente expresión:

$$k = 100 \cdot \frac{W}{LT^b} \quad (1)$$

Las diferencias del factor de condición se evaluaron aplicando análisis de varianza (ANOVA) a dos vías, usando como factores los sexos y muestreos. Los datos fueron transformados logarítmicamente con el propósito de evaluar los supuestos del ANOVA.

Se determinaron los estadios de madurez sexual a partir de observación macroscópica del material gonadal, usando la escala de Holden y Raitt (1975) modificada por Santos-Martínez (1989). Esta escala consta de cinco estados: *indiferenciados*; *inmaduros* (I); *madurando* (II); *maduros* (III); y *desovados* (IV). Con esta información se determinó la proporción de cada uno de los estados de madurez en cada mes de muestreo y se identificó la época de actividad reproductiva de la especie. La información de ejemplares maduros y desovados se usó para estimar la talla media de madurez sexual de la población a partir del modelo logístico que relaciona la proporción de individuos maduros con la longitud total (Sparre y Venema, 1995). La diferencia en la proporción de sexos se evaluó por medio del estadístico Chi-Cuadrado (X^2).

Crecimiento y mortalidad

Se midieron un total de 4501 individuos procedentes de las capturas comerciales realizadas con el método de pesca Bolicheo durante enero-diciembre de 2005. Los datos de longitud fueron agrupados mensualmente en marcas de clase de

1 cm. Los parámetros de crecimiento se estimaron mediante tres rutinas contenidas en el paquete computacional FISAT versión 1.1 (Gayanilo *et al.*, 1993): el Análisis de Frecuencia Electrónica (ELEFAN I), el Análisis de Composición de Longitudes de Shepherd (SLCA) y el método gráfico de Powell-Wetherall.

La rutina ELEFAN I trabaja con la ecuación de crecimiento estacionalizada de von Bertalanffy (VBGF), siendo expresada la talla en función a la edad (Sparre y Venema, 1995):

$$L_t = L_{\infty} \left(1 - e^{[-K(t-t_0) + (KC/2\pi)\sin 2\pi(t-t_s) - (KC/2\pi)\sin 2\pi(t_0-t_s)]} \right) \quad (2)$$

donde, $L_{(t)}$ es la longitud a la edad t ; L_{∞} la longitud asintótica; K es la constante de crecimiento, t_0 es la edad hipotética a la que comienza a crecer el animal; C es el parámetro de amplitud de la oscilación del crecimiento y t_s es la parte del año en que la tasa de crecimiento es máxima.

La rutina SLCA estima el crecimiento independiente del número y posición de las modas en la muestra, basado en el ajuste de la función coseno y se expresa como:

$$T_{(1)} = \frac{\text{Sen} \pi (t_{\text{máx}} - t_{\text{mín}})}{\pi (t_{\text{máx}} - t_{\text{mín}})} \cdot \text{Cos} 2\pi (\bar{t} - t_{\text{sam}}) \quad (3)$$

donde: $t_{\text{máx}}$ y $t_{\text{mín}}$ son las edades correspondientes a los límites superior e inferior de un determinado intervalo de clase; \bar{t} es la edad promedio y t_{sam} es la fracción del año en la que fue tomada la muestra (Rueda y Santos-Martínez, 1999).

El método gráfico de Powell-Wetherall permite estimar L_{∞} y la relación Z/K en una muestra que representa una población en equilibrio y que puede aproximarse reuniendo series de tiempo de frecuencias de tallas (Sparre y Venema, 1995). Se identifica gráficamente la menor talla totalmente reclutada por el arte (L'), la cual se utiliza en una regresión lineal de la siguiente forma:

$$\bar{L} - L' = a + b \cdot L' \quad (4)$$

donde a y b son las constantes de la regresión y \bar{L} la talla media de captura. Por lo tanto, L_{∞} será igual a $-a/b$ y la relación Z/K se estimará a partir de $-(1+b)/b$ (Sparre y Venema, 1995).

Con el fin de evaluar la influencia de cada muestra mensual en la estimación de los parámetros de crecimiento y cuantificar variabilidad de los mismos, se aplicó la técnica de remuestreo “jackknife” de la misma forma como la aplicó Rueda y Santos-Martínez (1999). Para ello, se retiró secuencialmente cada una de las muestras (por mes) generando 12 grupos de 11 datos, obteniéndose así 12 diferentes combinaciones

de los parámetros de crecimiento. La variabilidad de los parámetros de crecimiento se calculó con el error porcentual (EP) y el coeficiente de variación porcentual (CV):

$$EP = \frac{|St - St_j| \cdot 100}{St_j} \quad (5)$$

$$CV = \sqrt{\frac{\sum (St_{i-1} - St)^2 / n(n-1)}{St_j}} \cdot 100 \quad (6)$$

donde St es el parámetro de crecimiento estimado usando la base de datos anual completa (12 meses) y St_j es el estimador promedio derivado de las estimaciones sucesivas de “jackknife”. EP es óptimo cuando es igual a cero (es decir, cuando $St = St_j$). Con relación al CV , St_{i-1} es el parámetro estimado al omitir el mes i , y n es el tamaño de la muestra anual ($n = 12$).

Para comparar las estimaciones de crecimiento entre métodos, se utilizó el índice de desempeño de crecimiento ϕ' (Pauly y Munro, 1984). Adicionalmente, los valores de ϕ' fueron comparados con las estimaciones de otras poblaciones de *M. furnieri* documentados en la literatura. El índice ϕ' se estimó a partir de la expresión:

$$\phi' = \text{Log}_{10}k + 2 \cdot \text{Log}_{10}L_{\infty} \quad (7)$$

A partir de las frecuencias de tallas obtenidas de las capturas comerciales, se estimaron los parámetros de mortalidad usando el paquete computacional FISAT. La tasa de mortalidad total por año (Z) se estimó a partir de la curva de captura linealizada convertida a tallas (Sparre y Venema, 1995), teniendo en cuenta la siguiente ecuación:

$$\text{Ln}\left(\frac{N_i}{\Delta t_i}\right) = a + b \cdot t'_i \quad (8)$$

donde N_i es el número de individuos capturados pertenecientes a la clase de longitud i ; t'_i es la edad relativa de la clase i y Δt_i es el tiempo medio requerido por individuo para su crecimiento a través de la clase i .

Con el propósito de evaluar el efecto de diferentes estimaciones de L_{∞} y K productos del análisis de “jackknife” en la estimación de Z , se estimaron 12 curvas de capturas que permitieron estimar 12 valores de Z .

La tasa de mortalidad natural (M) se estimó a partir de dos métodos:

1) la ecuación empírica de Pauly (1980):

$$\text{Log}_{10}M = 0.0066 - (0.279 \cdot \text{Log}_{10}L_{\infty}) + (0.6543 \cdot \text{Log}_{10}K) + (0.4634 \cdot \text{Log}_{10}T) \quad (9)$$

donde L_{∞} y K son los parámetros de la ecuación de VBGF; mientras que T es la temperatura media anual del área de estudio.

2) La ecuación de Rikhter y Efanov (Sparre y Venema, 1995):

$$M = \frac{1.521}{Tm_{50}^{0.720}} - 0.155 \quad (10)$$

donde Tm_{50} es la edad en la que el 50% de la población está madura.

La mortalidad por pesca (F) fue calculada mediante la diferencia entre la mortalidad total y la mortalidad natural ($F = Z - M$); mientras que la tasa de explotación se calculó como $E = F/Z$. Adicionalmente, para cuantificar el grado de explotación del recurso *M. furnieri* se estimó la talla media de captura (TMC) global y para los tres principales artes de pesca usados en CGSM-CP.

RESULTADOS

Reproducción

Para analizar la relación L-W de *M. furnieri* se midieron 193 individuos, de los cuales 136 fueron hembras y 57 machos, el resto se consideraron indiferenciados. El rango de tallas osciló entre 14.5 y 25.5 cm de LT y el de peso individual entre 29.8 y 212.3 g. El ANCOVA indicó que entre sexos no hubo diferencias significativas en el peso a una misma longitud (ANCOVA: $F_{1,2} = 0.44$; $p > 0.05$), permitiendo establecer una ecuación común para ambos sexos ($a = 0.0064 \pm 0.06$; $b = 3.2 \pm 0.05$; $r = 0.97$, $p < 0.001$ para ambas constantes; Figura 2a).

Consistente con el resultado anterior, el factor de condición k no varió entre sexos (ANOVA: $F_{1,188} = 0.23$; $p > 0.05$), pero sí entre muestreos (ANOVA: $F_{3,188} = 4.23$; $p < 0.05$), registrándose valores relativamente similares entre febrero, junio y agosto (0.62 para hembras), y mayores en noviembre (0.67 para machos) (Figura 2b). Así mismo, se determinó que el factor de condición para machos y hembras depende de los muestreos implicando un efecto estacional (ANOVA: $F_{3,185} = 2.72$; $p < 0.05$).

El número de hembras fue mayor que el de machos durante todo el periodo de muestreo, con una proporción machos:hembras global de 1:2.4 ($X^2 = 32.34$, $p < 0.05$). El mismo patrón se observó en todas las prospecciones, excepto en febrero (Tabla 1). La variación temporal de los estadios de madurez señaló la predominancia de ejemplares juveniles durante las prospecciones pesqueras (Figura 3), excepto en noviembre, época en la que se observó el mayor porcentaje de individuos maduros para ambos sexos. En la figura 3a se observa que más del 50% de las hembras están maduras o en proceso de maduración durante todas las cuatro prospecciones. Por el contrario, más del 75% de los machos estuvieron inmaduros a lo largo del año, excepto en el mes de noviembre

(Figura 3b). Valores bajos de salinidad y temperatura mostraron estar asociados al mayor porcentaje de individuos maduros (Figura 3c). En el umbral de los 18 cm, tanto hembras como machos se encontraron en proceso de maduración (Figura 4). La talla media de madurez sexual (*TMM*) para las hembras se estimó en 20.9 ± 1.4 cm y para los machos en 20.5 ± 1.5 cm. La curva de sexos combinados indicó una *TMM* de 20.7 ± 1.3 cm.

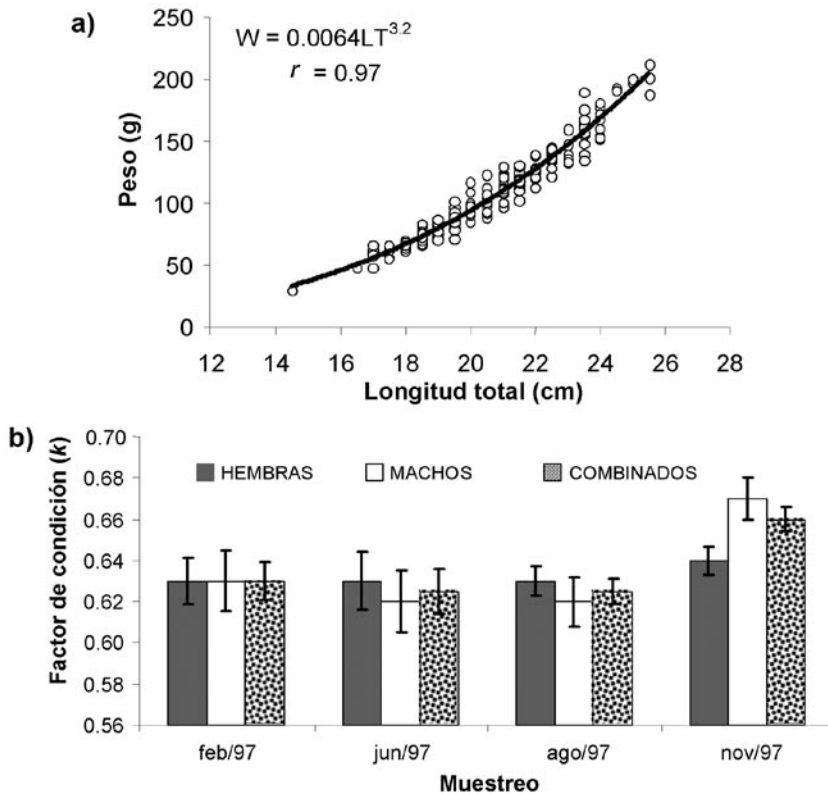


Figura 2. a) Relación longitud-peso del Coroncoro *M. furnieri* (sexos combinados) en CGSM y CP para datos tomados en 1997. b) Variación estacional del factor de condición promedio (\pm EE) para el Coroncoro *M. furnieri* en CGSM y CP durante 1997.

Tabla 1. Número de hembras y machos colectados incluyendo la proporción de sexos, durante las prospecciones pesqueras de 1997 en CGSM y CP. Los asteriscos indican: (*) $p < 0.05$, (**) $p < 0.01$.

Prospecciones	Hembras	Machos	Proporción macho:hembra	χ^2
Febrero	19	14	1:1.4	0.76
Junio	35	9	1:3.9	15.36*
Agosto	31	7	1:4.4	15.16*
Noviembre	51	27	1:1.9	7.38*
Total	136	57	1:2.4	32.34**

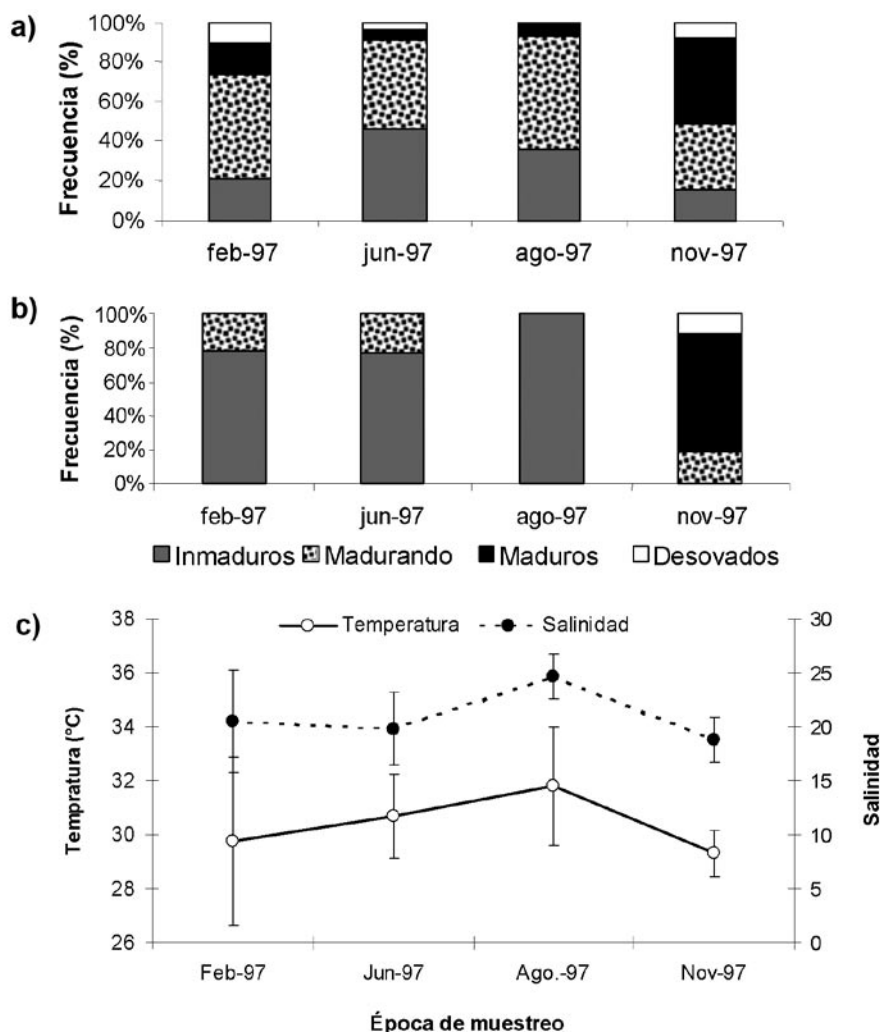


Figura 3. Comparación de las distribuciones porcentuales de estados gonadales de *M. furnieri* para (a) hembras y (b) machos durante 1997 en CGSM y CP; c) variación de la temperatura y salinidad del agua.

Crecimiento y mortalidad

Las estimaciones de K y L_{∞} obtenidas con los métodos ELEFAN I y Powell-Wetherall presentaron valores similares, pero difirieron de las estimaciones del método SLCA, el cual tendió a presentar valores mayores de los parámetros (Tabla 2). Con relación a t_0 , el método de SLCA presentó el menor valor, mientras que los otros dos métodos presentaron valores similares entre sí. El análisis de "jackknife" mostró diferentes efectos de los datos sobre los parámetros de crecimiento (Figura 5). Para el caso del método ELEFAN I (Figura 5a), L_{∞} varió entre 33.3 y 37.4 cm, mientras que K entre 0.35 y 0.47 año⁻¹, ambos

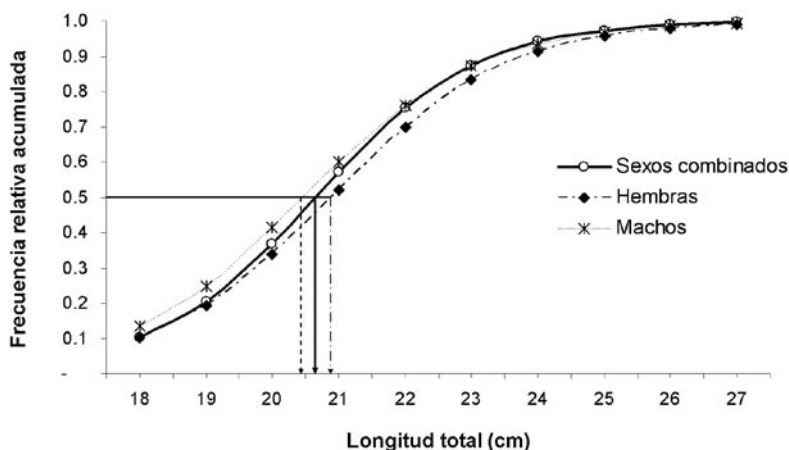


Figura 4. Tallas medias de madurez sexual de *M. furnieri* en CGSM y CP para hembras, machos y sexos combinados.

Tabla 2. Parámetros de crecimiento (L_{∞} , K y t_0) de *M. furnieri* en la CGSM y CP estimados a partir de tres métodos: ELEFAN I, SLCA y Powell-Wetherall. G son los valores estimados de los parámetros a partir de los 12 meses de muestreo; P es el promedio de los datos generados por el análisis de *jackknife*; PE es el porcentaje de error; CV es el coeficiente de variación; ϕ' es el índice de desempeño; Rn y S corresponden a los índices de bondad de ajuste del análisis de los 12 meses para los métodos ELEFAN I y SLCA, respectivamente.

Parámetros		Método		
		ELEFAN I	SLCA	Powell-Wetherall
L_{∞} (cm)	G	34.00	36.00	35.0
	P	35.17	36.00	34.68
	PE (%)	3.32	0.00	8.99
	CV (%)	1.62	0.86	3.03
K (año ⁻¹)	G	0.44	0.64	0.44
	P	0.40	0.68	0.88
	PE	9.04	5.65	30.63
	CV	4.01	4.90	15.93
t_0 (año)	G	0.3601	0.1862	0.3572
	P	0.3941	0.2298	0.1782
	PE	8.62	4.57	40.43
	CV	57.58	65.90	55.72
ϕ'		2.66 – 2.73	2.89 – 3.00	2.94 – 3.11
Bondad de ajuste		$Rn = 0.204$	$S = 0.3$	

parámetros correlacionados significativamente ($r = -0.89$; $p < 0.01$). El mejor valor de Rn (bondad del ajuste) se presentó utilizando todos los 12 datos ($Rn = 0.204$) y a pesar de ser relativamente bajo, se consideró aceptable para las condiciones de trabajo presentes. Con respecto al método SLCA (Figura 5b), L_{∞} varió menos que en el método anterior,

presentándose un rango entre 34.8 y 37.6 cm; mientras que los valores de K fueron más altos, oscilando entre 0.58 y 0.83 año⁻¹. La relación entre estos dos parámetros también fue inversa y significativa ($r = -0.83$; $p < 0.01$). La bondad del ajuste para este método (S) tuvo un valor de 0.30. El método de Powell-Wetherall (Figura 5c), mostró valores de L_{∞} menores

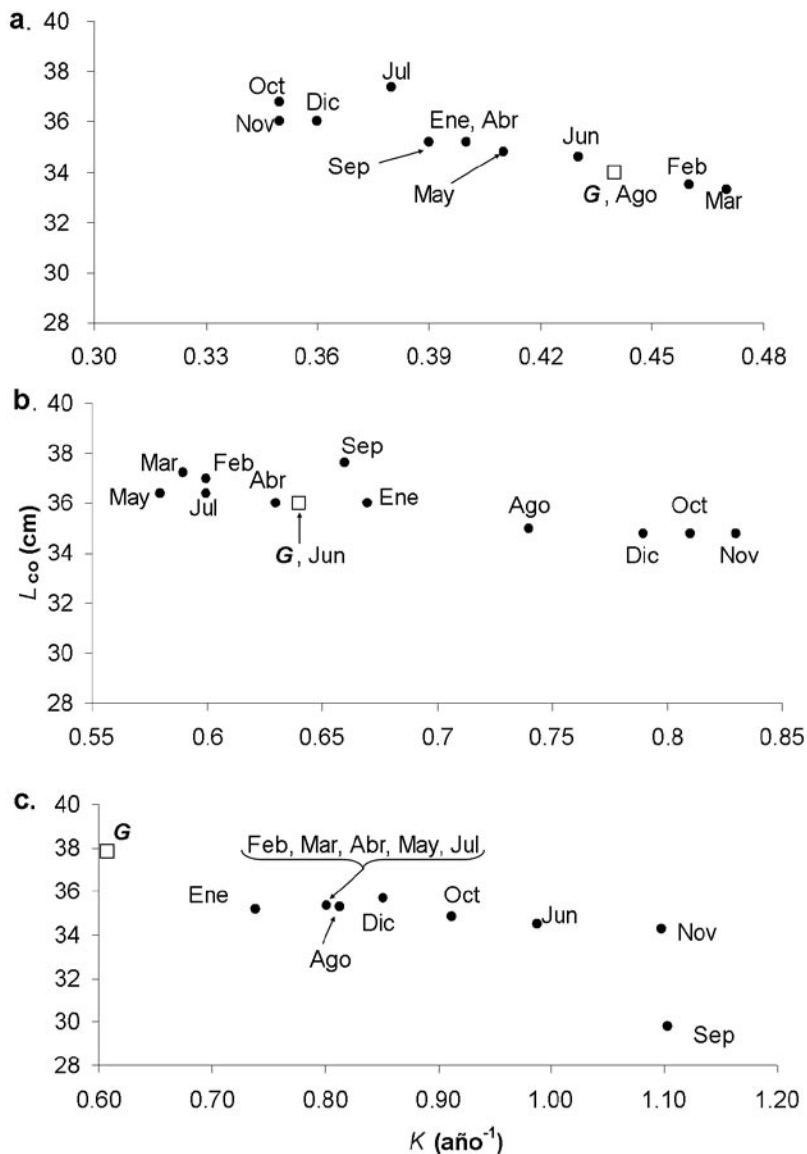


Figura 5. Relación entre los parámetros L_{∞} y K para *M. furnieri* en CGSM y CP estimados por los métodos: (a) ELEFAN I, (b) SLCA y (c) Powell-Wetherall ($Z = 2.16$ año⁻¹). Las abreviaturas son los meses omitidos en el análisis de “jackknife” y G es el valor del parámetro utilizando la muestra total.

que en los métodos anteriores, presentándose un rango entre 29.7 y 35.67 cm, mientras que los valores de K fueron mayores ($0.74-1.10 \text{ año}^{-1}$). La correlación de estos dos parámetros con este método, aunque menor, fue significativa ($r = -0.73$; $p < 0.05$). A pesar de lo anterior, no se encontraron diferencias significativas entre los valores de L_{∞} estimados con los tres métodos (Kruskal-Wallis $H' = 4.75$; $p > 0.05$). Caso contrario sucedió con el análisis de K y t_0 , donde hubo diferencias significativas entre los métodos (K : Kruskal-Wallis $H' = 28.31$, $p < 0.01$; t_0 : Kruskal-Wallis $H' = 29.75$, $p < 0.01$). El ciclo anual del crecimiento de *M. furnieri* mostró una pseudocorte entre 10 y 28 cm, con inflexión del crecimiento durante agosto (Figura 6). Así mismo, la curva de crecimiento indicó un nacimiento para mediados de noviembre. Para mayor seguridad, las fechas de “aniversarios” y las tallas a esos tiempos se determinaron sobre la distribución de longitudes en el mes de diciembre, permitiendo la estimación de siete “aniversarios” (Figura 6).

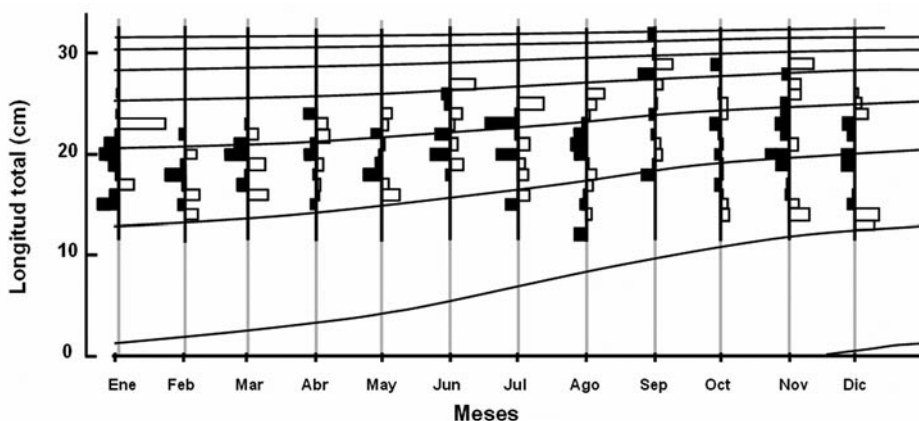


Figura 6. Curva de crecimiento estacionalizada de *M. furnieri* en CGSM y CP basada en los parámetros de crecimiento estimados por ELEFAN I: $L_{\infty} = 34 \text{ cm}$; $K = 0.44 \text{ año}^{-1}$; $t_0 = 0.3601 \text{ año}$; $C = 0.5$; $WP = 0.08$; $SS = 9$; $SL = 27.5 \text{ cm}$.

La estimación del índice de desempeño del crecimiento (ϕ') arrojó resultados muy similares entre SLCA (2.89-3.00) y Powell-Wetherall (2.94-3.11), a diferencia de ELEFAN I que presentó valores inferiores a los anteriores (2.66-2.73). En efecto, el ANOVA no paramétrico mostró diferencias en los rangos de ϕ' entre métodos (Kruskal-Wallis $H' = 30.81$; $p < 0.01$). Teniendo en cuenta los valores mínimos en los estimadores de precisión (CV y PE), los mejores resultados fueron obtenidos por el método de SLCA, seguidos por el ELEFAN I y Powell-Wetherall.

Todas las estimaciones de mortalidad fueron basadas en los parámetros de crecimiento obtenidos por ELEFAN I (Tabla 2), debido a mayor consistencia de las estimaciones con la literatura (ver discusión). La mortalidad total (z) se estimó en 2.16 año^{-1} (Figura 7a). Este valor se encontró entre los estimados a partir del análisis de

“jackknife”, en donde se aprecia un rango de variación de Z entre 2.08 y 2.73 año⁻¹ (Figura 7b). La mortalidad natural (M) a partir de la ecuación empírica de Pauly (M_p) arrojó un valor de 1.04 año⁻¹, usándose para este estimado una temperatura promedio anual de 30° C; mientras que la estimación por la ecuación de Rikhter y Efanov (M_{RE}) fue de 0.64 año⁻¹, utilizando una edad de 2.5 años, correspondiente a la TMM de *M. furnieri* en CGSM y CP (20.7 cm). A partir de estos valores se obtuvo un estimado promedio de $\bar{M} = 0.84$ año⁻¹. De este valor, se calculó la tasa de mortalidad por pesca (F) en 1.32 año⁻¹, presentando un rango de variación entre 1.24 y 1.84 año⁻¹. En consecuencia, la tasa de explotación (E) fue de 0.61 año⁻¹ (con un rango entre 0.60 y 0.69 año⁻¹).

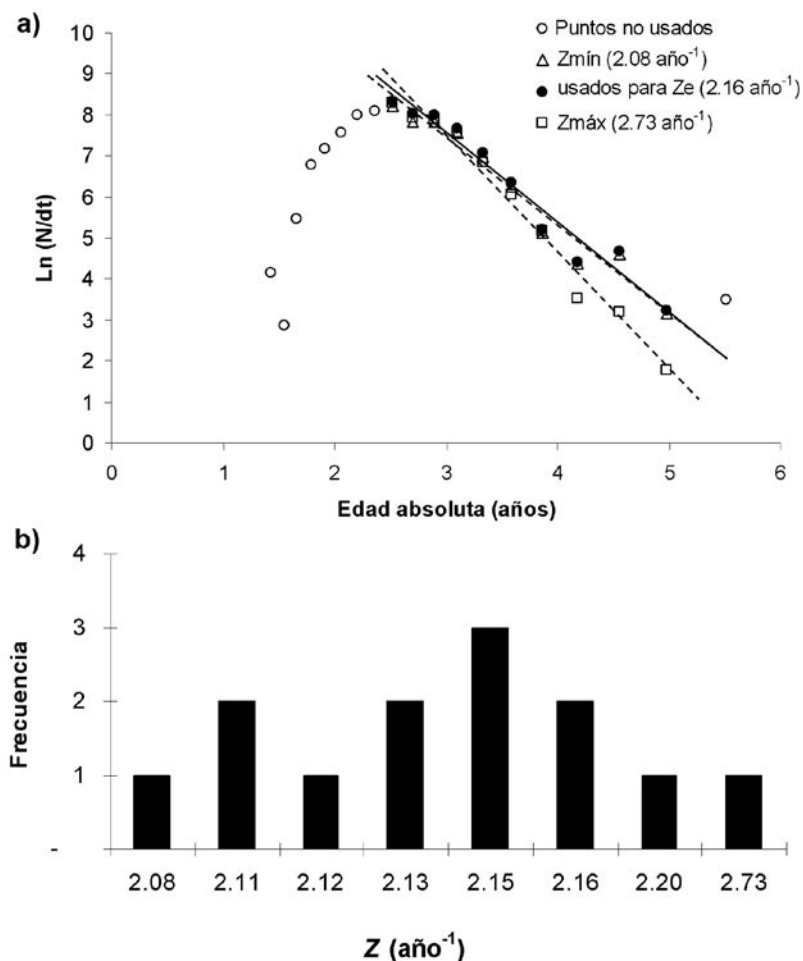


Figura 7. a) Curva de captura usada para la estimación de Z para *M. furnieri* en CGSM y CP a partir de los 12 meses muestreados. Las líneas de regresión fueron fijadas para calcular los valores máximos (Z_{\max}) y mínimos (Z_{\min}) de Z a partir del análisis de “jackknife”. b) Distribución de los valores de Z determinados a partir de las 12 combinaciones de parámetros de crecimiento de ELEFAN I generados por el análisis de “jackknife”.

DISCUSIÓN

Reproducción

Este trabajo analiza algunos aspectos reproductivos y por primera vez los parámetros de crecimiento de *M. furnieri* para la CGSM-CP. Se determinó que los machos y hembras de *M. furnieri* poseen un crecimiento en peso muy similar, el cual se mantuvo relativamente constante para las hembras durante todo el periodo de muestreo, no ocurriendo lo mismo para los machos.

M. furnieri presentó un crecimiento en peso alométrico mayorante, indicando que su peso aumenta a una tasa mayor que la longitud. Esto fue evidente cuando se determinó que la constante “b” de la regresión potencial fue mayor a 3 (prueba *t*, $p < 0.05$; Pauly, 1984). Estos resultados concuerdan con los de Escobar (1994), quien estimó para la misma área de estudio un valor de 3.19, cercano al de este estudio. A diferencia de esto, Manjarrés *et al.* (1993) determinaron que las hembras de *M. furnieri* en el área marina adyacente de la CGSM-CP mostraron un crecimiento en peso mayor que el de los machos, presentándose para estos últimos un crecimiento alométrico. La diferencia entre este resultado y el obtenido en el presente trabajo, se explica en el hecho de que en las regiones con condiciones estuarinas, el crecimiento en peso es mayor que en áreas costeras, lo cual está relacionado principalmente con la disponibilidad del alimento (Vazzoler, 1991).

Con respecto a la proporción de sexos de los peces, esta varió a lo largo del periodo de muestreo de manera análoga como ocurre en el ciclo de vida de las especies (Vazzoler, 1996). En el presente estudio, aún cuando la proporción de hembras fue mayor que la de machos durante todas las prospecciones, se presentaron grandes fluctuaciones entre épocas, especialmente en los meses de lluvia. Nikolsky (1963), señaló que aunque en la mayoría de las especies la relación tiende a ser 1:1, ésta puede variar considerablemente entre las especies y diferir de una población a otra, e incluso variar de un año a otro dentro de la misma población. En consecuencia, es entendible la existencia de distintas proporciones para la misma especie en CGSM-CP y su costa adyacente (Manjarrés *et al.*, 1993; Escobar, 1994).

La presencia de hembras maduras y desovadas, durante casi todas las épocas de muestreo, sugiere un largo periodo reproductivo en el que se presentan varios desoves parciales; ocurriendo el principal en noviembre, cuando el factor de condición de la población fue mayor (Figura 2b). Tales eventos están relacionados con bajos valores de salinidad y temperatura y altos valores de precipitación y de caudales de los ríos que bajan de la Sierra Nevada de Santa Marta en CGSM-CP (Kaufmann y Hevert, 1973; Wiedemann, 1973; Blanco *et al.*, 2006). Estos resultados en parte concuerdan con los obtenidos por Escobar (1994), quien señaló dos picos reproductivos, uno mayor de diciembre a febrero y uno menor desde marzo hasta junio. En mayor detalle, se observó que los individuos maduros y desovados fueron más abundantes en los sectores

aledaños a la desembocadura de los ríos. Algo similar fue descrito para el estuario del río de la Plata por Acha *et al.* (1999) y Macchi *et al.* (2003) donde los desoves de *M. furnieri* suelen ocurrir en la parte más interna del estuario, argumentando que los sitios de desoves pueden ser seleccionados de acuerdo con las condiciones ambientales del agua, en este caso la salinidad como el principal factor.

La *TMM* estimada para hembras fue muy inferior a la reportada en otros estudios (Tabla 3). Saíz (1975), determinó una *TMM* entre 23.5 y 24.5 cm para las costas adyacentes de la desembocadura del río Magdalena; mientras que Escobar (1994) reportó una entre 26.3 y 30.3 cm para la CGSM. Con este estudio se puede llegar a inferir una reducción en la *TMM* de *M. furnieri*, atribuida ésta a la intensa presión pesquera a la que ha sido sometido el recurso y a la falta de manejo pesquero. Esta situación de las especies ha sido descrita en la CGSM-CP (Tíjaro *et al.*, 1998; Rueda y Santos-Martínez, 1999; Sánchez *et al.*, 1998).

Tabla 3. Tallas medias de madurez sexual de *M. furnieri* registradas en la literatura.

Área	Sexo	TMM (cm)	Fuente
Argentina y Río de la Plata (33° - 40° Sur)	Combinados	31.0	Arena y Hertl, 1983
		34.0	Haimovici, 1977
Río Grande do sul (Brasil) (29° - 33° Sur)	Hembras	35	Vazzoler, 1971
		18.1	Castello, 1985
	Machos	35.0	Vazzoler, 1971
		20.5	Castello, 1985
Sureste de Brasil (23° - 29° Sur)	Hembras	27.5	Vazzoler, 1971
	Machos	25.0	
	Combinados	22.4	
Guayana	Hembras	26.0	Lowe-McConnell, 1966
	Machos	21.0	
Trinidad	Hembras	32.0	
	Machos	28.0	
Venezuela	Hembras	33.0	Álvarez y Pomares, 1997
	Macho	33.5	
Colombia (desembocadura del río Magdalena)	Combinados	23.5 – 24.5	Saíz, 1975
CGSM y CP	Hembras	26.3 - 30.3	Escobar, 1994
CGSM y CP	Hembras	20.9	Este estudio
	Machos	20.5	
	Combinados	20.7	

Crecimiento y mortalidad

Los estimados de L_{∞} obtenidos con los diferentes métodos en este estudio son inferiores a los reportados en la literatura, los cuales varían entre 48.8 y 78 cm; mientras que K presentó valores superiores a esos (Tabla 4). Teniendo en cuenta los valores

mínimos en los estimadores de precisión (*CV* y *PE*) obtenidos de los tres métodos usados para estimar crecimiento, los mejores resultados fueron obtenidos por el método SLCA, seguidos por ELEFAN I y el gráfico de Powell-Wetherall. Sin embargo, los valores de L_{∞} y K obtenidos por ELEFAN I presentan mayor semejanza con los encontrados en la literatura (Tabla 4), por tal razón, y debido a que este método toma en cuenta la estacionalidad en el crecimiento, se decidió considerar estos valores para la estimación de las tasas de mortalidad.

Tabla 4. Parámetros de crecimiento de *M. furnieri* reportados en la literatura, calculados con ELEFAN I. *Valores de ϕ' estimados en este estudio a partir de L_{∞} y K reportados.

Area	$L_{\infty} (cm)$	$K (año^{-1})$	ϕ'	Fuente
Argentina (33°- 41° S)	48.8	0.19	2.66*	Haimovici, 1977
Sur de Brasil (29°- 33° S)	75	0.13	2.86*	Vazzoler, 1971
SE de Brasil (23°- 29° S)	63.1	0.26	3.01*	Vazzoler, 1971
Colombia (desembocadura del río magdalena)	67.4	0.14	2.80*	Saíz, 1975
	51.1	0.18	2.67*	
	61.6	0.16	2.78*	
CGSM y CP	34.0	0.44	2.70	Este estudio
ELEFAN I	36.0	0.64	2.91	
SLCA	35.0	0.44	2.73	
Powell-Wetherall				

Cuando se compararon los valores de ϕ' obtenidos en este trabajo con los observados en otras poblaciones, no difirieron entre sí; por lo tanto, el crecimiento de *M. furnieri* en CGSM-CP corresponde al descrito en otras latitudes. Para la combinación de los parámetros L_{∞} y K que mejor se ajustó a los datos, se obtuvo un valor máximo de Rn igual a 0.2, señalando que no existe una clara progresión modal de las frecuencias de longitudes. Se detectó una oscilación estacional en el patrón de crecimiento (C) de 0.5, con una tasa de crecimiento mínima (WP) en enero de 0.08.

En la CGSM y CP se viene presentando un alto esfuerzo de pesca (Santos-Martínez *et al.*, 1998; Rueda y Santos-Martínez, 1999; Rueda y Defeo, 2003), lo cual se ve reflejado en los valores de las tasas de explotación de muchas especies, por ejemplo para el chivo mapalé *Cathorops mapale* ($E=0.66$ año⁻¹; Tijero *et al.*, 1998), la mojarra rayada *Eugerres plumieri* ($E = 0.61$ año⁻¹; Rueda y Santos-Martínez, 1999) y la lisa *Mugil incilis* ($E = 0.71$ año⁻¹; Sánchez *et al.*, 1998). Para el caso de *M. furnieri*, la tasa de explotación estimada indicó que esta especie se encuentra sobreexplotada ($E = 0.61$ año⁻¹), bajo la premisa de una población alcanza su rendimiento óptimo cuando la fracción de muertes causada por la pesca es de 0.5 (Gulland, 1971). Una clara evidencia de la sobreexplotación de este recurso es el hecho de que *M. furnieri*

está siendo capturada por la pesquería a partir de los 5.5 cm de longitud total, con una talla media de captura (*TMC*) de 20.4 cm, levemente inferior a la *TMM* (20.7 cm). Según Rueda y Santos-Martínez (1999), esto puede deberse a la utilización de artes de pesca poco selectivos en CGSM y CP como las atarrayas y redes camaroneras. Lo anterior afecta la renovación natural del recurso, ya que impide que al menos el 50% de la población alcance a madurar por primera vez.

Tomando en cuenta las distribuciones de frecuencias de longitud en 1995 de *M. furnieri* para cada arte de pesca, se aprecia que las atarrayas (Figura 8a) son las que mayor efecto ejercieron sobre la población, ya que la *TMC* (19.1 ± 2.8 cm) está por debajo de la *TMM*. Sin embargo, se determinó que los trasmallos (Figura 8b) también causaron un impacto sobre el recurso, ya que se observaron individuos capturados a partir de una longitud de 5 cm y una *TMC* de 20.9 ± 4.9 cm. Aparentemente, las artes que menos impactaron al recurso fueron los boliches (Figura 8c), ya que se determinó una *TMC* igual a 21.3 ± 2.5 cm. En general, todos los artes analizados afectan al recurso *M. furnieri*, ya que una *TMC* global fue 20.4 ± 3.4 cm, valor que se sobrepone al de la *TMM*.

En conclusión, este trabajo sugiere que la población de *M. furnieri* en CGSM-CP está en la fase de sobreexplotación. Es necesario diseñar estrategias de manejo que sean consistentes con el enfoque precautorio para la pesca responsable de este recurso (García, 1996; Caddy 1999). Retomando las sugerencias de Caddy (1999) y lo discutido por Rueda y Defeo (2003), las estrategias pueden ser aplicadas dentro de un marco de redundancia de manejo, donde tal marco podría consistir de una mezcla de medidas que involucre criterios de selectividad de artes, vedas en lugares estratégicos (p.e. cerca al manglar) y el aumento de las tallas medias de captura. En este sentido, este trabajo recomienda aumentar los tamaños de malla por encima de 6.98 cm y la talla media de captura a 21 cm. Así habrá certeza de capturar una mayor proporción de individuos por encima de la talla media de madurez sexual para garantizar la sostenibilidad de este recurso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo hizo parte del proyecto de grado de E. Cancio para obtener el título de Ingeniero Pesquero en la Universidad del Magdalena, quién contó con el apoyo del Programa Valoración y Aprovechamiento de Recursos Marinos y Costeros del INVEMAR. Agradecemos a F. Newmark, E. Viloria y M. Rueda por colaborar en el desarrollo de este trabajo y a los pescadores de la CGSM por su importante apoyo en la colecta de los datos. Así mismo, a E.M. Acha (INIDEP, Argentina) por suministrar valiosa información. También agradecemos a dos anónimos evaluadores por sus comentarios.

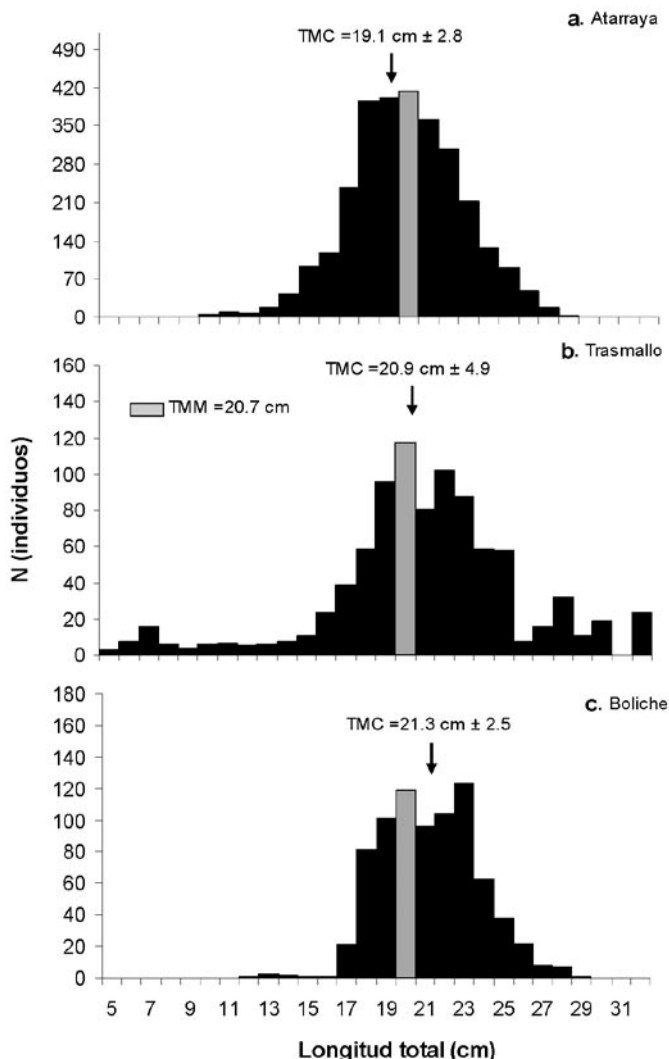


Figura 8. Distribución de las frecuencias de longitudes de *M. furnieri* capturada con los principales artes de pesca usados en CGSM y CP durante 1995: a) atarraya (n = 2914 individuos); b) trasmallo (n = 913); c) boliche (n = 792). La flecha indica la talla media de captura (TMC) \pm una desviación estándar. La barra de color gris señala la talla media de madurez sexual (TMM) (sexos combinados).

BIBLIOGRAFÍA

- Acha, E.M., H. Mianzan, C.A. Lasta y R.A. Guerrero. 1999. Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. Mar. Freshwater Res., 50: 57-65.
- Aguilar, C., G. González-Sansón, E. Guevara y A. Bosch. 1992. Estructura de las comunidades de peces en la bahía de Cienfuegos y la laguna Guanaroca, Cuba. Rev. Invest. Mar., 13 (3): 222-232.

- Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares y estuarios de la bahía de Cartagena, Ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. En: Yáñez-Arancibia (ed). Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: 535-555.
- Álvarez, R. y O. Pomares. 1997. Aspectos biológicos del roncador *Micropogonias furnieri* en el Golfo de Venezuela. *Zootecnia Tropical* 15(2):191-208.
- Arena, G.J. y E. Hertl. 1983. Aspectos referentes al ciclo reproductivo de la corvina blanca (*Micropogon opercularis*) del sub-área platense. *Inf. Réc. Inst. Nac. Pesca*, Montevideo No. 36. 24 p.
- Blanco, J. A., E. A. Viloria y J.C. Narváez B. 2006. ENSO and interannual salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, colombian Caribbean. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 66: 157-167.
- Botero, L. y L.E. Mancera. 1996. Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cien.*, 20: 465-474.
- Botero, L. y H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean. Coast. Manage.*, 42: 243-256.
- Caddy, J.F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply?. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*, 9:1-43.
- Castello, J. P. 1985. La ecología de los consumidores del estuario de la Lago dos Patos, Brasil. En: Yáñez-Arancibia (ed). Ecología y comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: Hacia una integración del Ecosistema: 383-406.
- Cervigón, F. 1985. La ictiofauna de las aguas estuarinas del delta del río Orinoco en la costa Atlántica Occidental, Caribe. En: Yáñez-Arancibia (ed). Ecología y comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: Hacia una integración del Ecosistema: 57-78.
- Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela, Tomo II. Fundación Científica Los Roques. Caracas, Venezuela. 498 p.
- Escobar, M. 1994. Aspectos biológicos y ecológicos, con énfasis en reproducción y alimentación, de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) y *Stellifer venezuelae* (Schultz) (Pisces: Sciaenidae), Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis Biología Marina, UJTL. 132 p.
- Fisher, W. (ed.), 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31). Roma, FAO, Vol. 6.
- García-Berthou E. y R. Moreno-Amich. 1993. Multivariate analysis of covariance in morphometrics studies of the reproductive cycle. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50:1394-1399.
- Garcia, S.M. 1996. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. En: Precautionary approach to fisheries. Part 2. FAO Fish Tech Pap 350/2, Rome, p 1-75.
- Gayanilo, F. C., P. Sparre y D. Pauly. 1993. The FISAT user's guide. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools. FAO Comput. Inf. Ser. Fish. 99. 125 p.
- Gulland, J.A. (ed.) 1971. The fish resources of the oceans. Fishing News Books. West Byfleet, Surrey, UK. 255 p.
- Haimovici, M. 1977. Idade, crescimento e aspectos gerais da biologia da corvina *M. opercularis* (Quoy y Gaimard, 1824) (Pisces, Sciaenidae). *Atlántica*, 2(1): 21-49.
- Holden, M.J y D.F.S. Raitt. 1975. Manual de Ciencia Pesquera: parte 2. Métodos para investigar los recursos y su aplicación. FAO, Documentos Técnicos de pesca 115. 211p.
- IGAC, 1973. Monografía del Departamento del Magdalena. Inst. Geogr. Agustín Codazzi, Bogotá.

- INVEMAR-LOUISIANA, 2001. Informe Técnico Final: Estructura y Función de un Ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación. Programa CAM (Calidad Ambiental Marina). Conv. MMA-INVEMAR-COLCIENCIAS 429/97 – U. LOUISIANA AT LAFAYETTE. Santa Marta, Octubre de 2001. 242 p + anexos.
- Isaac, V. J. 1988. Synopsis of biological data on the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). FAO Fish. Sinopsis, 150. 35p.
- Kaufmann, R. y H. Hevert. 1973. El régimen fluviométrico del Río Magdalena y su importancia para la Ciénaga Grande de Santa Marta. Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient., 7: 121–137.
- Lowe-McConnel, R.H. 1966. The Sciaenidae fishes of British Guiana. Bull. Mar. Sci., 16(1): 20-57.
- Macchi, G.J., E.M. Acha y M. Militelli. 2003. Seasonal egg production of whitemouth croaker in the Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay - *Micropogonias furnieri*. Fish.Bull., 101:332-342.
- Manjarrés, L., J. Infante y A. Rueda. 1993. Aspectos biológico-pesquero de las principales especies ícticas capturadas en el área de Santa Marta. Proyecto integral de investigaciones y desarrollo de la pesca artesanal marítima en el área de Santa Marta: 69 – 100 p.
- Narváez, J.C., M. Rueda, E. Viloria M., J. Blanco, J.A. Romero y F. Newmark. 2005. Manual del sistema de información pesquera del INVEMAR (SIPEIN Ver.3.0): Una herramienta para el diseño de sistemas de manejo. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 128 p. (Serie de documentos generales del INVEMAR, No. 18).
- Nikolsky, G.V. 1963. The Ecology of Fishes. Acad. Press London and New York. 392 p.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish Stocks. *J. Cons. CIEM* 39(2): 175-192.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews, Manila, 8: 325 pp.
- Pauly, D. y J. Munro. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2(1):21.
- Rueda M. y A. Santos-Martínez. 1997. Evaluación de la eficiencia y selectividad de la red bolichera en la pesquería de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caribe colombiano. Bol. Inv. Mar. Cost., 26: 17-34.
- Rueda M. y A. Santos-Martínez. 1999. Population dynamics of the striped mojarra *Eugerres plumieri* from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Fish. Res.* 42:155–166
- Rueda, M. y O. Defeo. 2003. Linking fishery management and conservation in a tropical estuarine lagoon: biological and physical effects of an artisanal fishing gear. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 56: 1–9.
- Saíz, E. 1975. Estudio biológico-pesquero del *Micropogon furnieri* (Desmarest, 1822) Pisces: Sciaenidae, “pacora” en el Caribe Colombiano. Tesis. Biología Marina. UJTL. 133 p.
- Sánchez C.M., M. Rueda y A. Santos-Martínez. 1998. Dinámica poblacional y pesquería de la lisa *Mugil incilis*, en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Rev. Acad. Colomb. Cien.*, 22(85) 507-517.
- Santos-Martínez, A. 1989. Estudio biológico y ecológico de la ictiofauna de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis M. Sc. Univ. Nal. Col. Bogotá, 178 pp.
- Santos-Martínez, A. y A. Acero. 1991. Fish community of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). Composition and zoogeography. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 2(3): 247-263.
- Santos-Martínez, A., E. Viloria, C. Sánchez, M. Rueda, R. Tijero, M. Grijalba y J. Narváez B. 1998. Evaluación de los principales recursos pesqueros de la Ciénaga Grande de Santa Marta, costa Caribe Colombiana. Código 2105-09-028-94, Santa Marta: INVEMAR. Vol. 2 + 3 disquete + anexos.
- Sparre, P. y S. C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte I. Manual. FAO, Documento Técnico de Pesca 306 (1): 420 pp.

- Tíjaro R., M. Rueda y A. Santos-Martínez. 1998. Dinámica poblacional del chivo mapalé *Cathorops spixii* en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo de Pajárales, Caribe colombiano. Bol. Inv. Mar. Cost., 27: 87–102.
- Vazzoler, A. E. A. 1971. Diversificação fisiológica e morfológica de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1822) ao sul de Cabo Frio. Brasil. Bolm. Inst. Oceanog., S. Paulo, 20(2): 1-70.
- Vazzoler, A. E. A. 1991. Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), da costa do Brasil. Atlântica, 13 (1): 55-74.
- Vazzoler, A. E. A. 1996. Biología da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática. Universidade Estadual de Maringá. 169 p.
- Wiedemann, H. 1973. Reconnaissance of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia: Physical parameters and Geological History. Mitt. Inst. Colombo-Alemán Invest. Cient., 7: 85-119.
- Zar J. 1996. Biostatistical analysis. Third Edition. Prentice Hall, New Jersey, 918 pp.

FECHA DE RECEPCIÓN: 03/02/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 22/03/06

VARIABILIDAD DE LOS APORTES A LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DURANTE UN CICLO ANUAL EN LOS BANCOS DE SALMEDINA

*Gladys Bernal¹, Alejandro Velásquez¹, Iván Vargas¹, Ana Cristina Agudelo¹, Carlos Alberto Andrade²,
Juan Gabriel Domínguez², Constanza Ricaurte² y Gisela Mayo²*

*1 Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Facultad de Minas. Universidad Nacional, Sede Medellín. AA
1027. Cra 80 No. 65-223. gbernal@unal.edu.co*

2 Grupo GIO Escuela Naval Almirante Padilla

RESUMEN

Con el fin de entender los procesos de sedimentación en los Bancos de Salmedina durante el ciclo anual, tres trampas cilíndricas de sedimentos fueron instaladas sobre las mesetas arrecifales de los Bancos a una profundidad promedio de 8.5 m. Los cilindros fueron recolectados mensualmente entre julio de 2003 y septiembre de 2004. El contenido de las trampas fue analizado según su composición total y la composición de las partículas calcáreas biogénicas de la fracción arenosa. Los resultados fueron comparados con mediciones de parámetros ambientales en el área a lo largo del mismo período de tiempo. Se presenta un análisis de las variables sedimentológicas con énfasis en los aportes terrígenos y los porcentajes relativos de los componentes calcáreos, en relación con la localización y los parámetros físicos. Se encontró que la totalidad de la sedimentación, incluidos los aportes terrígenos, se concentró en la época seca. Tanto la temperatura como la sedimentación son factores de tensión para el desarrollo coralino en esta localidad.

PALABRAS CLAVE: Arrecifes, Caribe colombiano, Trampas de sedimentos, Ciclo anual.

ABSTRACT

Sediment supply variability during an annual cycle in Salmedina Reef Banks. To understand sedimentation processes at Salmedina Reef Banks during the annual cycle, three cylindrical sediment traps were installed on the flat top of the reef Banks at mean depth of 8.5 m. Cylinders were collected monthly between July, 2003 and September, 2004. The trap content was analyzed by bulk composition and the composition of biogenic calcareous particles from the sand fraction. Results were compared with environmental parameters of the area through the same time span. Sedimentological variables were analyzed with emphasis on terrigenous supply and relative percentages of calcareous components related to location and physical parameters. It was found that the totality of sedimentation, terrigenous contribution included, was concentrated during the dry season. Both temperature and sedimentation are stress factors for coral development at this place.

KEY WORDS: Reefs, Colombian Caribbean, Sediment traps, Annual cycle.



INTRODUCCIÓN

En general los arrecifes coralinos habitan zonas con alta visibilidad (Hoitink, 2004) y energía (James, 1983), ya que altos niveles de turbidez son nocivos para el crecimiento de los corales (Dodge y Vaisnys, 1980; Hoitink, 2004; Wolanski *et al.*, 2003). De hecho, una de las posibles explicaciones sobre la preferencia de los arrecifes coralinos por medios agitados de frente al oleaje es que el movimiento del agua ayuda al ecosistema a evacuar sedimentos finos (tanto autóctonos como alóctonos) que son intolerables para las especies constructoras del arrecife (James, 1983).

De acuerdo con Wolanski *et al.* (2003), aunque los corales tienen mecanismos de defensa contra la sedimentación, principalmente la producción de, cuando la sedimentación en cortos períodos de tiempo es muy alta ($4\text{--}5\text{ mg/cm}^2$) o cuando los agregados de partículas por floculación son muy grandes ($>200\mu$) los corales exudan gruesas capas de mucus y terminan muriendo. Los agregados por floculación se producen precisamente cuando el mucus exudado por los corales, que tiene una alta flotabilidad, atrapa partículas de lodo en suspensión que actúan como un lastre haciendo que los agregados se depositen sobre los corales y afecten principalmente a las colonias jóvenes y al reclutamiento de nuevas larvas. La presencia de nieve marina lodosa en el coral suele ser corta ya que resulta de eventos particulares (inundación de ríos o resuspensión en tormentas) y termina siendo consumida por el plancton o los organismos del mismo arrecife, o llevada fuera por olas y corrientes, pero deja atrás un arrecife degradado. El papel del mucus coralino no es únicamente como defensa para la sedimentación. Recientemente se ha encontrado que los corales exudan cerca de la mitad del carbono asimilado por su zooxantela como mucus, con el cual establecen un ciclo de nutrientes que soporta la vida bentónica dentro del ecosistema y reduce pérdidas de energía (Wild *et al.*, 2004).

La temperatura es otro factor físico que puede afectar la salud de los arrecifes coralinos. El principal efecto del aumento de temperatura es el rompimiento de la simbiosis entre el coral y su zooxantela, que origina blanqueamiento (Veron, 1995). Este blanqueamiento puede llegar a ser mortal por lo cual hay una alerta mundial sobre los efectos del calentamiento global en los arrecifes coralinos (Reyes-Bonilla, 1993; Lough, 2001).

Para entender los procesos de largo plazo en un ecosistema arrecifal es importante entonces analizar los efectos particulares de los dos principales tensores ambientales, la temperatura y la sedimentación. En los Bancos de Salmedina hay muy poca información sobre estos dos factores y por tanto, tras un análisis de las temperaturas a largo plazo, se trató de entender el efecto de la sedimentación en los corales. Con este fin se anclaron tres trampas cilíndricas de sedimentos que se recolectaron cada mes durante 15 meses entre julio de 2003 y septiembre de 2004. En este artículo se presentan los resultados obtenidos de los análisis del contenido de las trampas de sedimentos y su relación con los

parámetros oceanográficos de este ciclo anual. El estudio se concentró sobre el componente particulado mayor a $125\ \mu$ en las trampas, que permitió establecer la variabilidad anual de los componentes biogénicos arrecifales, de gran importancia en la ecología del arrecife y en la producción de sedimentos de la zona costera. También se intentó establecer el comportamiento de los sedimentos terrígenos sobre las mesetas arrecifales, con el fin de entender este componente, peligroso para la salud del ecosistema en Salmedina.

ÁREA DE ESTUDIO

Los Bancos de Salmedina son formaciones arrecifales sobre un domo diapírico en la Plataforma Continental Caribe colombiana, conformados por tres bajos principales, denominados de Oeste a Este Burbujas, Salmedina e Ygio, y dos bajos menores separados del Bajo de Salmedina por canales poco profundos, denominados Ukura y Kubina (Ricaurte *et al.*, 2004; GIO, 2005). Están ubicados en una zona de transición sedimentológica de la plataforma, que pasa desde sedimentos netamente terrígenos al norte, hacia sedimentos con un componente calcáreo importante al sur (Vernette, 1985). Se pueden identificar tres fuentes de sedimentos superficiales: (1) el propio arrecife, que genera principalmente sedimentos calcáreos; (2) los aportes continentales de los ríos que drenan al Caribe central (principalmente el Magdalena) y aportan sedimentos terrígenos; y (3) una fuente interna, del volcán de lodo del bajo Burbujas (Ricaurte *et al.*, 2004; GIO, 2005) que también aporta sedimentos terrígenos.

En los bancos de Salmedina la cobertura de coral vivo es variable. Durante esta investigación se determinó que en la meseta arrecifal de Salmedina es del 10%, en los cantiles 33%, en el volcán de lodo de Burbujas 0% y en los bancos Ukura y Kubina 55% (GIO, 2005). La cobertura de coral vivo puede estar afectada por un aumento en las temperaturas superficiales del mar, un aumento en la sedimentación terrígena continental o un efecto combinado de ambas. La zona de la plataforma continental central del Caribe colombiano ha sufrido un proceso de calentamiento intenso durante las últimas décadas. Para la plataforma continental al frente de Morrosquillo la serie de tiempo mensual de temperatura superficial del mar entre 1982 y 2000 de la base de datos de Reynolds y Smith (COADS No. 277, Reynolds y Smith, 1994), indica un aumento neto en la temperatura de 0.6° , (Bernal *et al.*, 2006), significativa al 95% según las pruebas T, Mann-Kendall y Sen, de tendencia lineal (Figura 1). Por su parte, los procesos de sedimentación no han sido estudiados en los Bancos de Salmedina, pero en las Islas del Rosario, 20 km al sur, se ha documentado cómo gran parte del proceso de degradación de los corales es debido a este factor, por los aportes del canal del Dique (Ramírez *et al.*, 1986; Leble y Cuignon, 1987; Díaz, 2000; Cendales *et al.*, 2002). Además, en los alrededores del volcán de lodo del bajo Burbujas la ausencia de corales puede ser atribuida completamente a la sedimentación de los lodos diapíricos en este lugar (Ricaurte *et al.*, 2004; GIO, 2005).

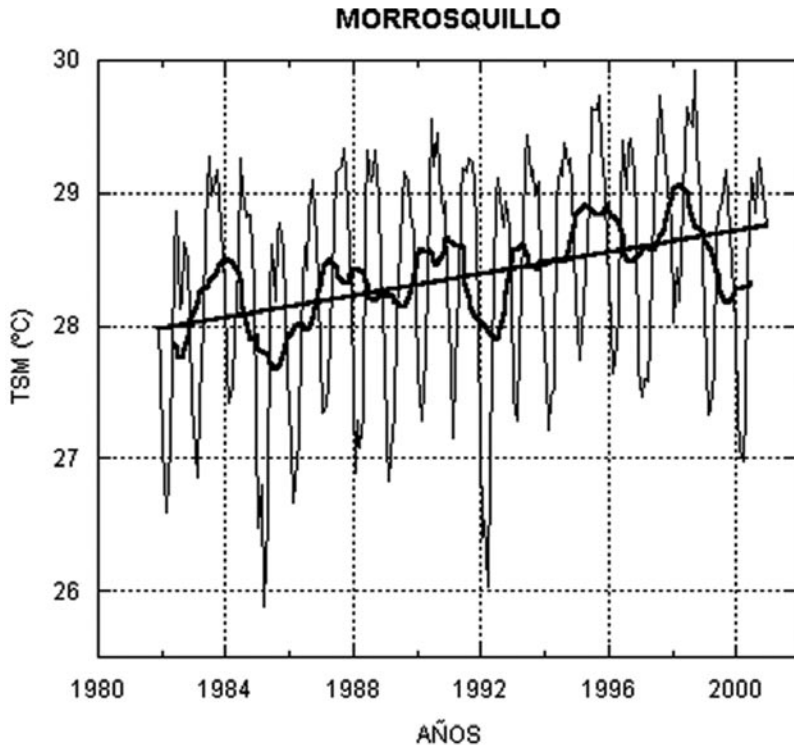


Figura 1. Serie de tiempo de temperatura superficial del mar (TSM) en un cuadrante de $1^\circ \times 1^\circ$ al frente del Golfo de Morrosquillo entre 1982 y 2000 según la base de datos de Reynolds y Smith (COADS, DS 277). Se presenta un promedio corrido de 12 meses para filtrar el ciclo anual y la tendencia de largo plazo (significativa al 95%).

La sedimentación sobre los Bancos de Salmedina es principalmente biogénica calcárea con excepción del volcán de lodo del bajo Burbujas y los sedimentos periarrecifales. En los sedimentos superficiales de las mesetas arrecifales de los Bancos el porcentaje de terrígenos es menor de 6% y se presenta principalmente en las fracciones finas ($< 150 \mu$), siendo menor del 1% en las fracciones superiores. Entre los componentes calcáreos mayores a 150μ los fragmentos de coral, algas y conchas constituyen la mayor parte del sedimento. También se presentan significativamente algas calcáreas, moluscos, foraminíferos, espículas de esponja y escleritos (GIO, 2005).

En términos generales el Caribe colombiano está sujeto a dos épocas climáticas bien definidas. Un período seco (diciembre-abril) caracterizado por fuertes vientos alisios del NE que generan fuerte oleaje en las costas, inhiben la contracorriente de Panamá, deflecan la pluma del Magdalena hacia el SW, generan fuerte transporte litoral hacia el SW e inhiben la salida de las aguas del canal del Dique hacia fuera de las bahías de Cartagena y Barbacoas. Y un período húmedo (mayo-noviembre) caracterizado por lluvias, la salida de aguas del canal del Dique hacia la plataforma continental y una

contracorriente de Panamá fuerte y superficial en toda la costa Caribe colombiana. (Leble y Cuignon, 1987; Andrade y Thomas, 1988; Orejarena *et al.*, 2004). En la mitad del período húmedo (julio-agosto) se presenta un pequeño período seco conocido como el veranillo de San Juan.

En Salmedina se midieron las condiciones climáticas y oceanográficas entre julio de 2003 y septiembre de 2004 (Orejarena *et al.*, 2004). Se encontró que la temperatura superficial del mar y la salinidad son contrarias. Entre junio y noviembre las aguas fueron cálidas y poco salinas. El veranillo se nota en la serie de temperaturas superficiales, que mostró un mínimo en junio del 2004 pero no se nota en la serie de salinidad. Los vientos medidos fueron muy irregulares, mientras que la altura de la ola si presentó un patrón estacional claro, con valores mayores a 1.2 m de noviembre a febrero (época seca) y menores el resto del año. La transparencia del agua no presentó patrón estacional. La nubosidad en cambio fue menor de 4 octas de octubre de 2003 a mayo de 2004 y mayor el resto del año. La turbidez y la clorofila estuvieron muy relacionadas y mostraron alta variabilidad con intervalos amplios de septiembre a marzo y estrechos de mayo a octubre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tres trampas de sedimento fueron instaladas sobre las mesetas arrecifales de los bajos Burbujas y Salmedina a profundidades promedio de 8.5 m. Las trampas son de tipo cilíndrico con una relación diámetro:largo de 1:5 (10 cm de diámetro por 50 de largo) que garantiza la permanencia del sedimento dentro de la trampa (Rodríguez-Ramírez y Garzón-Ferreira, 2003; Hodgson, 1993), están sujetas a una varilla y a un hexápodo de concreto a manera de muerto. La parte superior del cilindro queda a 2 m del piso oceánico con el fin de aislar las trampas de procesos de fondo.

Las trampas se ubicaron de la siguiente forma (Figura 2): una en el Bajo Burbujas (B: 10°22'52"N, 75°41'16"W) y dos en el Bajo Salmedina, una de ellas en la parte Norte (N: 10°22'58"N, 75°38'48"W) y la otra en la parte Sur (S: 10°22'15"N, 75°39'07"W). Las tres a profundidades similares con el fin de que las mediciones fueran comparables. Su distribución se escogió de tal forma que puedan contrastarse procesos sedimentarios al W y E en los dos Bajos principales (Burbujas y Salmedina) y al N y S en el Bajo de Salmedina.

Las trampas fueron instaladas el 28 de junio de 2003 y a partir de ahí se recogieron mensualmente. La recolección consistió en tapar el cilindro y reemplazarlo por uno nuevo. El material recogido se filtró y se secó a 50° durante 12-24 horas. Los organismos grandes que representarían una sobreestimación del peso de sedimento (moluscos mayores a 5 mm, algunos cangrejos y en uno de los casos un pez) fueron separados y se registró el peso de organismos y sedimento seco.

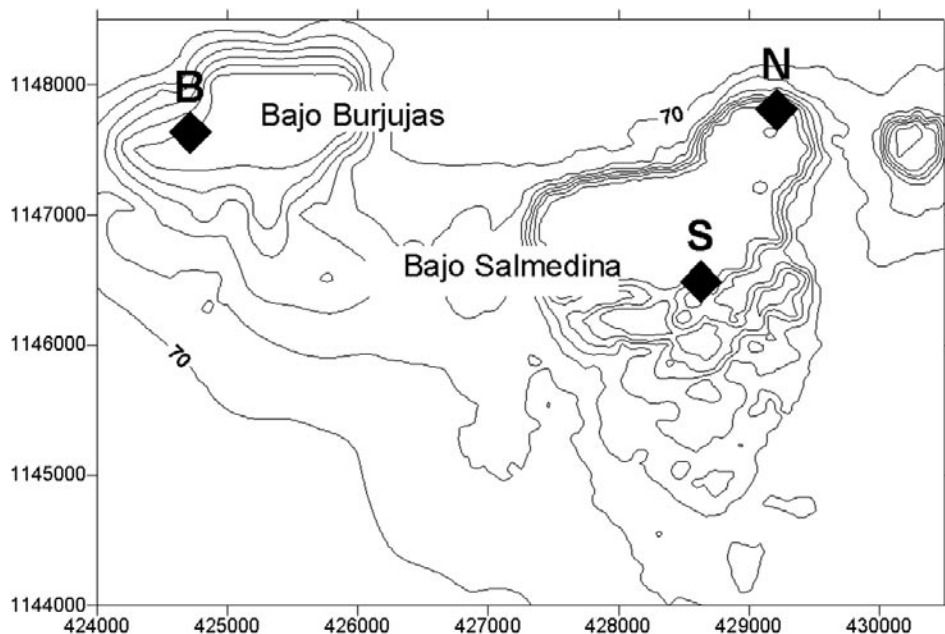


Figura 2. Ubicación espacial de las trampas de sedimentos en los Bajos de Salmedina y Burjujas (coordenadas UTM).

Del sedimento se separaron dos fracciones, una para análisis de composición química general y otra para análisis particulado. La fracción para análisis de composición química se maceró y fue analizada para obtener porcentaje de calcita y materia orgánica a través de ataques en secuencia con ácidos (Baba, 1991), con una precisión del 2%. La diferencia de estas dos fracciones para el 100% es el contenido de terrígenos más ópalo biogénico y quitina. La fracción para análisis particulado se tamizó en húmedo con malla de $63\ \mu$, y se pesó en seco para calcular el porcentaje de arenas (índice granulométrico). La fracción arenas se separó en tamices de 63, 125, 250 y $500\ \mu$. En las fracciones mayores a $125\ \mu$ se hicieron conteos de partículas. Se contaron entre 250 y 450 partículas por muestra para obtener los porcentajes de los tipos de material particulado total.

Se consideraron las siguientes partículas: terrígenos (cualquier mineral que representa aporte continental); fragmentos carbonatados; fragmentos de concha; algas calcáreas (*Halimeda*); briozoos; gastrópodos; bivalvos; foraminíferos planctónicos; foraminíferos bénticos; ostrácodos; fragmentos de cangrejo; escleritos (espículas de octocorales); espículas de esponja, de erizo y otras; detritos vegetales; algas verdes; restos de copépodos y anfípodos (material quitinoso); cuarzos bipiramidales y otros. El material de algas verdes fue muy abundante y afectó los conteos, pues no es comparable con las demás partículas. Su contenido fue hasta de 30 % en algunas muestras y en

promedio 12%. Los fragmentos de cangrejo fueron importantes en algunos casos (6%), especialmente donde se había separado especímenes en la primera etapa del trabajo. Para evitar estas dos fuentes de error en los porcentajes, se tomaron todos los componentes biogénicos calcáreos y se llevaron al 100% para los análisis de variabilidad espacial y temporal.

Los datos obtenidos en las trampas fueron convertidos a flujos de material (en g/cm²día para flujo total y composición química; y en número/cm²día para las partículas), teniendo en cuenta el área de la trampa y el número de días entre cada recolección. A través de un monitoreo quincenal de parámetros físicos en los Bancos (Orejarena *et al.*, 2004) se obtuvieron las siguientes variables para ser comparadas con los contenidos sedimentarios de las trampas: transparencia del agua, nubosidad, velocidad del viento, altura de ola, turbidez, clorofila a, temperatura superficial del mar (TSM) y salinidad. Como las trampas recogieron material durante todo el mes, se promediaron los valores de los parámetros físicos recolectados en cada mes (2 por mes) para las comparaciones de las variables.

Finalmente se trabajaron 53 variables (series de tiempo): 8 variables ambientales para la zona en general y 15 variables del material sedimentario por cada trampa. Las variables sedimentológicas de cada trampa consideradas fueron: flujo total de sedimentos carbonato de calcio, materia orgánica, terrígenos más ópalo biogénico y quitina (TeOb), terrígenos > 125 μ ; y porcentaje del material biogénico calcáreo > 125 μ : fragmentos calcáreos, fragmentos de conchas, gastrópodos, bivalvos, ostrácodos, foraminíferos planctónicos, foraminíferos bénticos, briozoos y escleritos.

Para una primera aproximación de las relaciones entre las variables, se hizo una matriz de correlación de la que se seleccionaron las correlaciones estadísticamente significativas al 95%. Se hizo un análisis sobre cuáles son las relaciones significativas de cada variable y cómo se relacionan las variables medidas en las trampas con las ambientales. Es importante notar que para la matriz de correlación se tomaron valores para los espacios de las series de la siguiente manera: La altura de ola y clorofila del mes de julio de 2003 se consideraron iguales a las del mes de julio del 2004. Turbidez es la serie menos confiable, pues julio, agosto y septiembre de 2003 se consideraron iguales al 2004, y octubre de 2004 se consideró el valor interpolado entre septiembre y noviembre. Esta forma de completar las series se justifica debido a que no existen otros datos medidos en la zona, y se espera que haya unos valores medios mensuales según una climatología, cerca de los cuales estarían los medidos. En las muestras de trampas faltantes por condiciones oceánicas adversas durante la recolección (28-08-03N, 3-03-04N y S) el peso total se consideró la mitad del peso recolectado en el mes siguiente (donde quedaron registrados 2 meses), mientras que los porcentajes se consideraron iguales que los del mes siguiente. En estos casos se supone una sedimentación relativamente constante en esos meses consecutivos.

RESULTADOS

El flujo de sedimentos a las mesetas arrecifales de los Bancos de Salmedina calculado como los miligramos acumulados por m^2 por día (Figura 3) indica un aumento en el flujo de partículas de diciembre a marzo, especialmente en Salmedina Norte (N) y

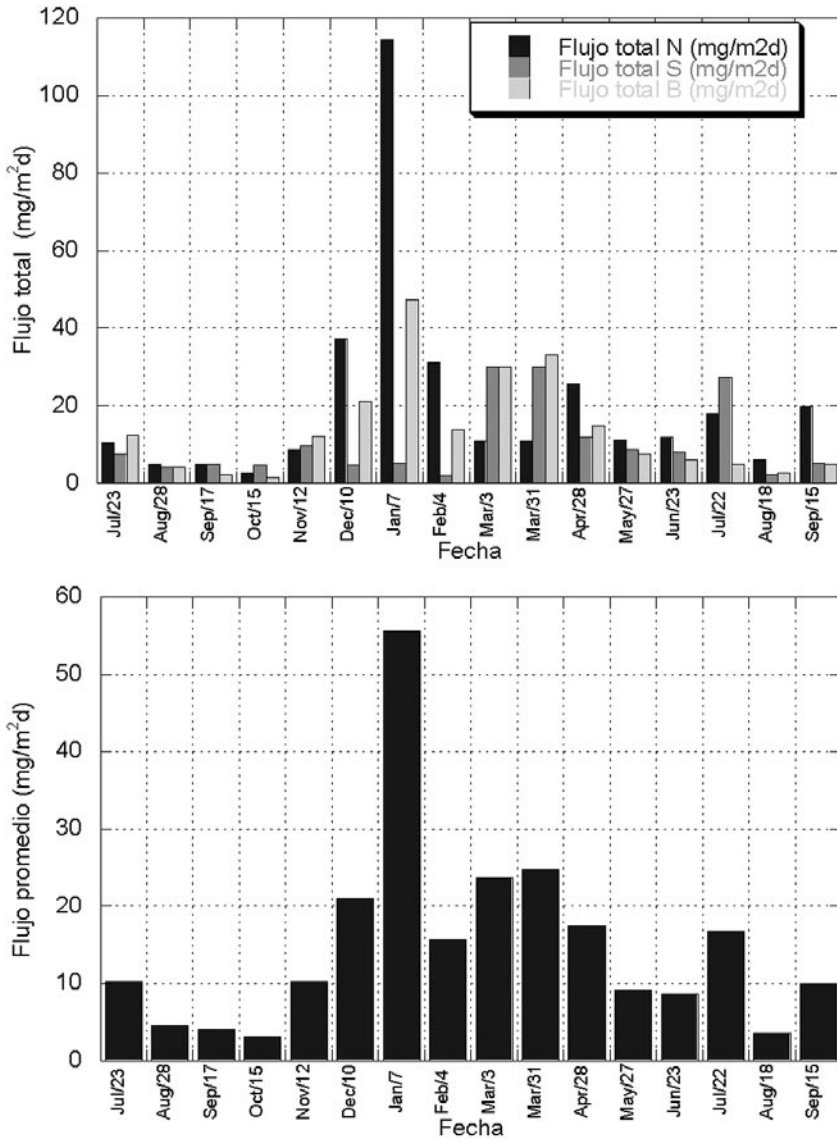


Figura 3. Flujo total de sedimentos (en $\text{mg}/\text{m}^2\text{día}$) sobre las mesetas arrecifales de los Bancos de Salmedina (superior) y flujo promedio de las tres trampas (inferior). En todos los casos N, S y B corresponden a las trampas localizadas en la figura 2.

Burbujas (B). En el Sur de Salmedina (S) el flujo aumentó en marzo y julio de 2004. El patrón temporal más claro y completo se midió en Burbujas. El flujo medio en las trampas fue de 20.6 mg/m²d para N, 10.45 mg/m²d para S y 13.7 mg/m²d para B.

Las variables ambientales que tuvieron mayor relación con el material particulado en las trampas fueron (Tabla 1): temperatura superficial del mar (mostró relaciones significativas con 9 variables sedimentológicas en las tres trampas), Viento (relaciones significativas con 7 variables sedimentológicas en las tres trampas), Salinidad (relaciones significativas con 7 variables sedimentológicas en las trampas S y B) y Altura de ola (relaciones significativas con 7 variables sedimentológicas en las tres trampas). La única variable ambiental no relacionada con los parámetros de sedimentación fue la clorofila.

Tabla 1. Principales correlaciones entre variables ambientales y variables sedimentológicas medidas en las trampas (en negrilla los valores significativos al 95%).

	Transparencia	Nubosidad	Viento (nudos)	Altura ola	Turbidez	Clorofila a	TSM	Salinidad
Flujo total S (mg/m ² d)	0.0	-0.3	0.5	0.3	0.3	-0.1	-0.5	0.4
Flujo total B (mg/m ² d)	-0.4	-0.6	0.1	0.7	0.5	0.4	-0.7	0.6
Fte>125 N	-0.2	-0.4	0.6	0.5	0.4	0.0	-0.5	0.4
% Frag Concha N	0.2	0.1	0.6	0.1	-0.1	-0.5	0.0	0.1
% briozoos N	-0.1	-0.3	-0.5	0.1	0.4	0.4	-0.3	0.3
% escleritos N	-0.6	-0.3	-0.2	0.5	0.3	0.4	-0.3	0.2
F TeOb S	-0.1	-0.4	0.7	0.4	0.3	-0.1	-0.5	0.4
% FB S	0.5	0.2	-0.1	-0.3	0.0	-0.2	0.1	0.2
% briozoos S	0.2	-0.4	0.2	0.3	0.2	-0.1	-0.6	0.6
% escleritos S	-0.3	-0.5	0.4	0.5	0.4	0.4	-0.3	0.2
FArenas B	-0.4	-0.5	0.2	0.6	0.7	0.4	-0.6	0.6
F MO B	-0.4	-0.7	0.6	0.7	0.4	0.1	-0.6	0.5
F TeOb B	-0.1	-0.7	0.5	0.6	0.2	-0.1	-0.7	0.6
% Frag Concha B	0.5	0.2	0.0	-0.3	-0.3	-0.2	0.1	0.0
% ostracod B	0.1	-0.6	-0.1	0.1	0.2	0.1	-0.4	0.6
% briozoos B	-0.1	-0.6	0.1	0.6	0.0	0.0	-0.8	0.6
% escleritos B	-0.5	-0.3	0.0	0.4	0.1	0.1	-0.5	0.3

La trampa más relacionada con las variables ambientales fue la localizada en Burbujas (28 relaciones significativas). Presentó relación con todas las variables excepto clorofila. Le siguen la trampa del Sur de Salmedina, con 8 relaciones ambientales significativas y del Norte de Salmedina con 6.

El flujo total en B y S está relacionado negativamente con TSM (Figura 4). El flujo total en N no mostró ninguna relación significativa con las variables ambientales. Igualmente los flujos de terrígenos (TeOb en B y S, y Te>125 en N) presentaron una

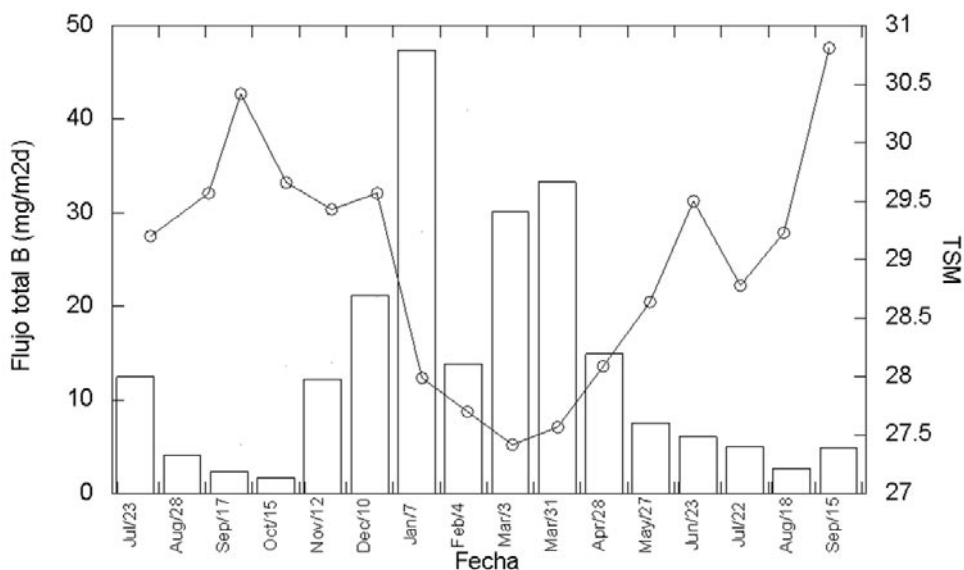


Figura 4. Flujo total en Burbujas (barras) comparado con la temperatura superficial del mar (línea).

correlación negativa con TSM y positiva con viento, altura de la ola y salinidad, mostrando que en el período seco (enero a abril) ocurrió el mayor aporte de terrígenos a los Bancos.

Los flujos diferenciados por componentes (arenas, calcita, materia orgánica y terrígenos) estuvieron relacionados positivamente con los flujos totales y entre sí. Esto significa que ninguno de estos componentes se incrementó respecto a los demás durante el período húmedo y toda la sedimentación estuvo concentrada en el periodo seco. En la figura 5 se presentan los flujos totales en cada localidad discriminados por el tipo de material: calcita, materia orgánica y terrígenos más ópalo biogénico. En la figura 6 se comparan los flujos de arena y de terrígenos más ópalo biogénico. Se nota que la estacionalidad de ambos componentes es clara, especialmente en B y está relacionada positivamente.

Durante la época seca algunos porcentajes de componentes calcáreos biogénicos presentaron un comportamiento definido, como son (Figura 7): mayores porcentajes de escleritos y briozoarios y menor porcentaje de gastrópodos.

Las trampas que presentaron mayor correlación fueron la S y la B. Presentaron correlaciones significativas positivas para Flujo de TeOb (0.62), Flujo de terrígenos > 125 (0.63), % gastrópodos (0.58), % de foraminíferos bentónicos (0.64) y % de briozoos (0.64). La trampa N se correlacionó con la B en las variables Flujo total (0.72), Flujo de arenas (0.7) y % de escleritos (0.64). Las trampas N y S no se correlacionaron en ninguna variable.

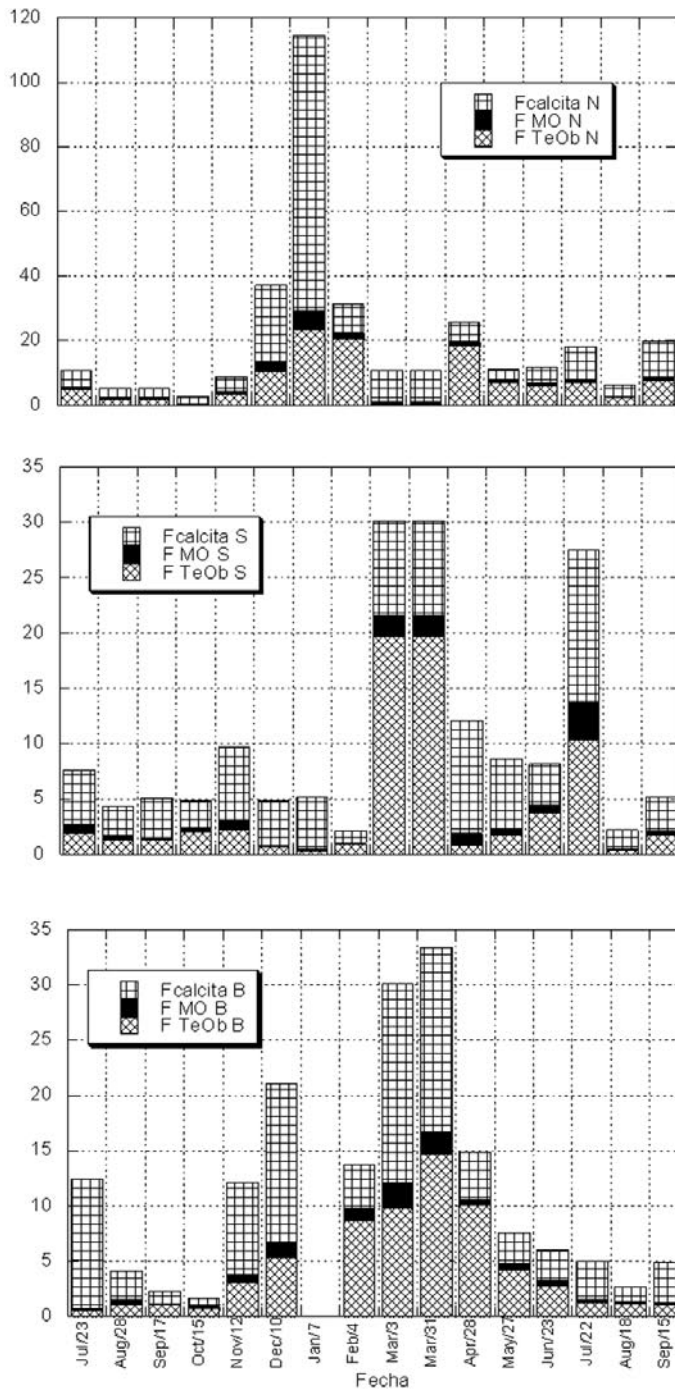


Figura 5. Flujos totales discriminados en los tres tipos: calcita, materia orgánica y terrígenos más ópalo biogénico. N superior, S al centro, B inferior.

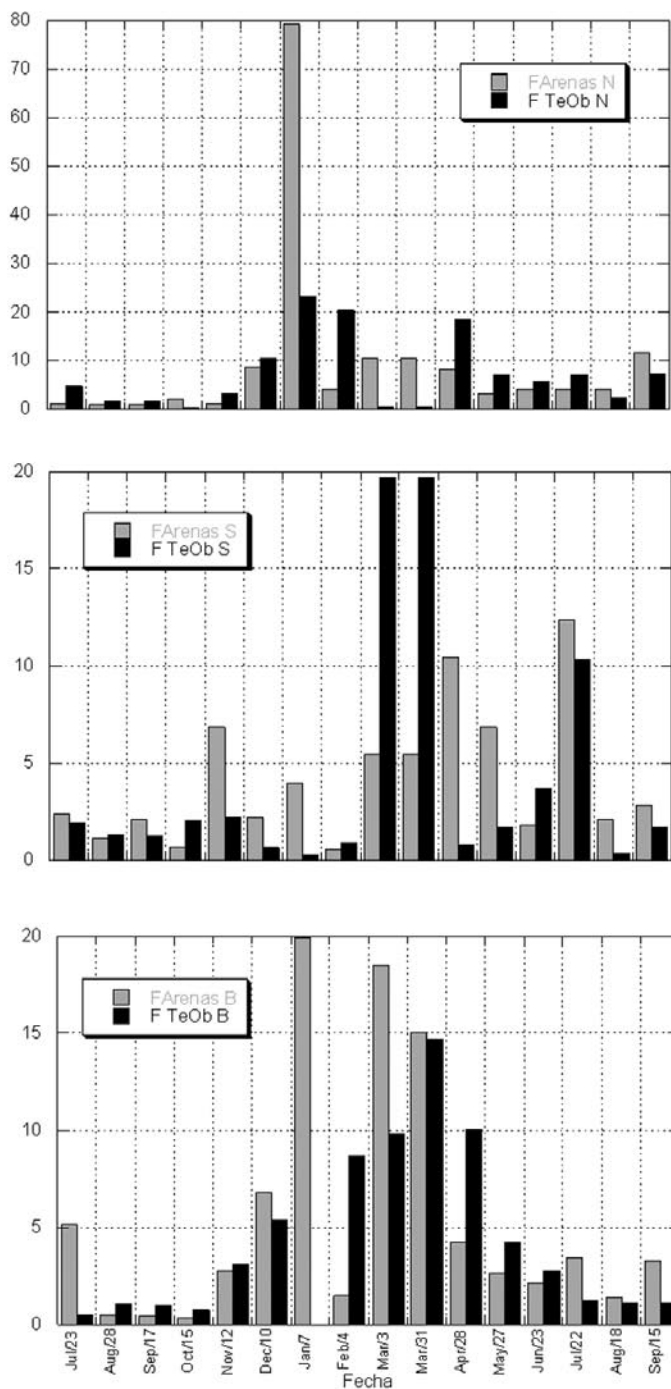


Figura 6. Comparación del flujo de arenas y el flujo de terrígenos en las trampas de las tres localidades. N superior, S al centro, B inferior.

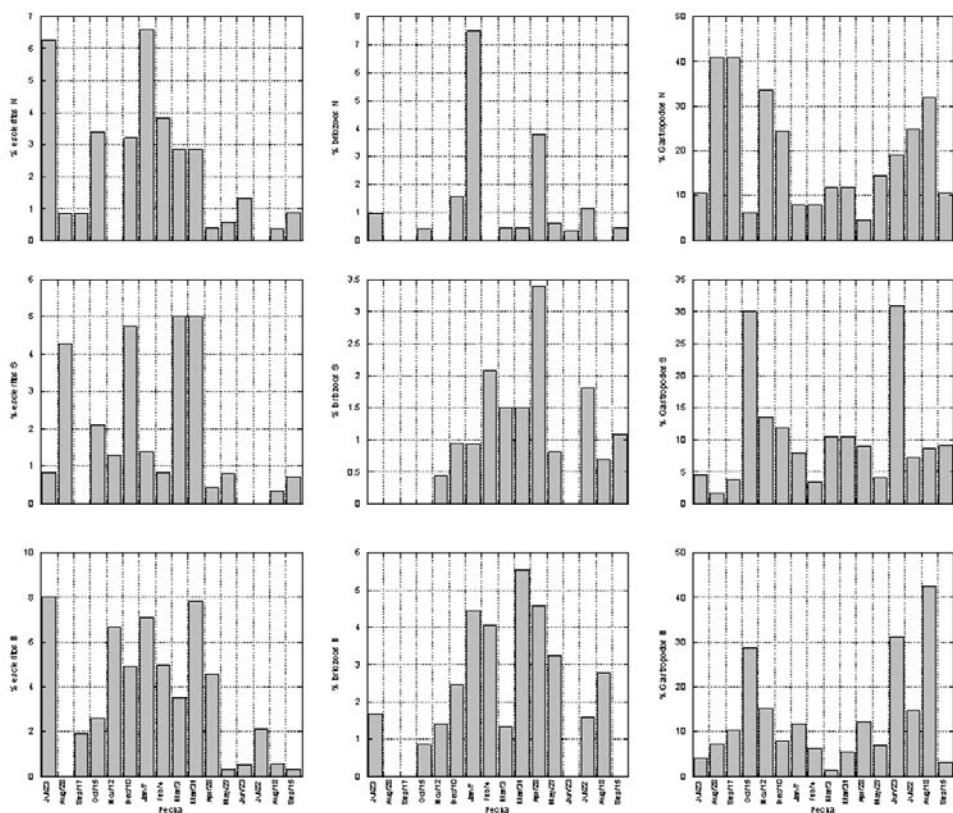


Figura 7. Porcentaje de escleritos (izquierda), briozoos (centro) y gasterópodos (derecha) en las tres localidades. N superior, S al centro, B inferior.

DISCUSIÓN

El mayor flujo de sedimentos en las tres localidades de los Bancos de Salmedina durante diciembre de 2003 a marzo de 2004 coincidió con la época seca, la cual a su vez es la época de menor TSM, mayor salinidad, mayor altura de ola, variaciones extremas en turbidez y clorofila y menor nubosidad (Orejarena *et al.*, 2004). Los flujos de todos los tipos de partículas aumentaron durante esta época, incluidos los terrígenos. Se esperaba que el flujo de terrígenos aumentara en la época húmeda, contrario al flujo de arenas, debido a la mayor resuspensión de sedimento calcáreo de fondo en la época seca y a que los aportes de los ríos a esta zona de plataforma se consideraban principalmente finos y más abundantes durante la época húmeda.

Un aspecto a considerar en la variable de terrígenos es que el ópal biogénico y la quitina no fueron separados en el laboratorio. Esta separación podría precisar mucho mejor el comportamiento de los terrígenos sobre los Bancos. Sin embargo, por

los resultados encontrados, es evidente que los tres componentes aumentaron durante la época seca.

El aumento del flujo de terrígenos durante la época seca indica que el oleaje y las corrientes litorales que ocurren en esta estación son los mayores responsables del aporte de terrígenos a los Bancos. Efectivamente, en la época seca la pluma del Magdalena es deflectada hacia el SW y se ha visto la llegada de una lengua turbia desde Punta Canoas hasta los Bancos (Andrade y Thomas, 1988). Por el contrario, durante la época húmeda, cuando las aguas aportadas por el Canal del Dique pueden inundar la plataforma continental al frente de Cartagena, ayudadas por la contracorriente de Panamá (Andrade y Thomas, 1988; Leble y Cuignon, 1987), los aportes de terrígenos disminuyeron en las trampas. Esto genera un interés de estudiar el frente de aguas continentales y su variabilidad anual, así como el comportamiento de los sedimentos aportados por el Canal del Dique. Es posible que éstos sean depositados antes de que las aguas del Canal alcancen los Bancos de Salmedina. En este caso podría generarse la hipótesis de que los principales aportes de sedimentos del Canal del Dique a la plataforma se quedan en las islas del Rosario y los Bancos de Salmedina reciben aportes de terrígenos principalmente desde el Norte.

Otro aspecto de los terrígenos es que el flujo fue mayor y semejante en las trampas de Salmedina, más cercanas al continente, que en Burbujas (Figuras 5 y 6). En la figura 5 además se observa cómo en Salmedina Sur el flujo de terrígenos fue proporcionalmente más importante que el de calcita, mientras que en las otras trampas, especialmente al N de Salmedina, no se presentó este patrón. Esto puede explicarse por la mayor exposición al oleaje de las últimas trampas, especialmente la N. En la figura 6 los flujos de terrígenos muestran un desfase en los máximos. El máximo ocurre primero en N de Salmedina, luego en el S de Salmedina y por último en Burbujas. Este desfase apoya la hipótesis presentada sobre los aportes de terrígenos a los Bancos desde el Norte.

El análisis de los aportes continentales de terrígenos, unido a la evidencia de vulcanismo de lodo activo en el bajo Burbujas, implica que los arrecifes de Salmedina están sujetos a una fuerte tensión por sedimentación, que unida al aumento de temperaturas superficiales del mar en la región podría resultar adversa para la supervivencia del ecosistema. Los efectos de la sedimentación se evidencian en las coberturas de corales. De acuerdo con observaciones realizadas durante esta investigación los tipos de coral vivo en los Bancos son principalmente masivos, costrosos y laminares (*Montastrea annularis*, *Siderastrea sp.*, *Agaricia sp.*, y *Diploria sp.*), mientras que los corales de tipo ramificado se encuentran muertos (*Porites porites* y *Acropora palmata*). Según las observaciones de Hodgson (1993) los corales menos resistentes al exceso de sedimentación son precisamente los ramificados. Para entender el impacto sobre los arrecifes es necesario profundizar en temas como el frente de aguas continentales y oceánicas en la región, la respuesta y adaptación de las especies de coral presentes en los Bancos a la sedimentación y mediciones directas de la sedimentación sobre las colonias coralinas (según Hodgson

(1993) la sedimentación directa sobre la colonia es más perjudicial que la turbidez del agua en sí).

En cuanto a los componentes calcáreos, aunque no se determinaron los flujos absolutos, los porcentajes mostraron que algunos de los componentes son indicativos de la resuspensión del sedimento en la época seca. Es el caso de los escleritos y briozoos. Estos componentes, especialmente los escleritos, son aportados directamente desde el fondo del arrecife. Otros componentes que no mostraron un comportamiento estacional, como los foraminíferos bentónicos y ostrácodos, pudieron desarrollarse en las trampas. De hecho las observaciones de las especies de foraminíferos bentónicos recolectados en las trampas son muy diferentes a las encontradas en el fondo del arrecife e indican una sucesión característica, que debe analizarse en detalle, pues aunque puede indicar mayor susceptibilidad de unas especies a la resuspensión, también puede indicar un desarrollo *in situ* de los mismos, que explicaría su falta de correlación con la estacionalidad.

No cabe duda que la mejor localidad en cuanto al registro de la sedimentación en los Bancos fue la de Burbujas. Esta localidad presentó fuerte relación con las variables ambientales y mostró un ciclo anual muy definido. Se propone como el lugar ideal para continuar los estudios de sedimentación sobre los Bancos.

Por último, a pesar de que los registros estuvieron dominados por la resuspensión del fondo durante la época seca y que la metodología utilizada requiere ajustes, tal como un mejor manejo de los organismos nadadores en las trampas y un mejor control de los pesos para determinar flujos absolutos de todas las variables, los resultados encontrados son de gran interés para la sedimentología de la plataforma continental colombiana. Este trabajo permitió definir hipótesis sobre la proveniencia de los sedimentos a los Bancos y su estacionalidad. Se recomienda continuar con monitoreos de sedimentos a más largo plazo en la zona, e implementar otros sistemas de trampas en los Bancos y otros arrecifes de la plataforma continental colombiana.

CONCLUSIONES

El estudio de los contenidos de las trampas localizadas sobre las mesetas arrecifales de los Bancos de Salmedina permitió conocer parámetros de sedimentación sobre los Bajos durante un ciclo anual. La localidad donde los patrones durante el ciclo anual fueron más significativos fue el Bajo de Burbujas.

El mayor flujo de sedimentos a las trampas coincidió con la época seca. Todos los flujos sedimentarios aumentaron durante este período climático y también los porcentajes de algunos componentes calcáreos biogénicos como son los escleritos y los briozoos, los cuales son indicadores de fuentes autóctonas por resuspensión en condiciones de alta energía.

En cuanto a la sedimentación terrígena, los resultados indicaron que los aportes hacia los Bancos ocurren principalmente en la época seca. El comportamiento de los terrígenos durante el ciclo estudiado permitió formular la hipótesis de que los aportes de terrígenos a los Bancos provienen principalmente desde el Norte, traídos por filamentos que llevan materiales desde la celda de deriva litoral que se origina en el Magdalena. No se detectaron aportes desde el Canal del Dique en la época húmeda.

Algunos grupos biogénicos como los gastrópodos, foraminíferos bénticos y ostrácodos pudieron crecer dentro de las trampas y su estudio posterior sería muy importante en términos de ecología y biología.

El arrecife de los Bancos de Salmedina está expuesto a condiciones adversas tanto de aumento de temperatura como de exceso de sedimentación que limitan el óptimo desarrollo de los corales en la localidad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Sena-Colciencias por los recursos que hicieron posible esta investigación. A la Escuela Naval Almirante Padilla por su apoyo en la logística, infraestructura y personal para el proyecto. Al CIOH por los laboratorios y apoyo logístico. A todas las demás instancias de la Armada Nacional que colaboraron con las salidas de campo y al personal que participó en el monitoreo de las trampas de sedimentos. A la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y el fondo de investigaciones DIME por su apoyo, soporte económico y el préstamo de los laboratorios que hicieron posible realizar los análisis sedimentológicos. A National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, por las series de temperatura superficial del mar de Reynolds, Stoke and Smith.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, C.A. y Y.F. Thomas. 1988. Sedimentos en suspensión e hidrodinámica al suroeste del delta del río Magdalena, mar Caribe, Colombia. Bol. Cient. CIOH, 8: 27-34.
- Baba, J., C. Peterson, y H.J. Schrader. 1991. Fined Grained Terrigenous sediments Supply and Dispersal in the Gulf of California During the Last Century. En: Dauphin, J.P. and Simoneit, B. (Eds). The Gulf and Peninsular Province of the Californias, AAPG, 47: 589-601.
- Bernal, G., G. Poveda, P. Roldán y C. Andrade. 2006. Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la Costa Caribe colombiana. Rev. Acad. Colom. Cien., 30(115): 195-208.
- Cendales, M.H., S. Zea y J.M. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo de arrecifes de las islas del Rosario e isla Barú (mar Caribe, Colombia). Rev. Acad. Colomb. Cienc., 26 (101): 497-510.
- Díaz, J.M. (Ed.). 2000. Áreas coralinas de Colombia. Serie de Publicaciones Especiales INVEMAR, No. 5. 175 p.

- Dodge, R.E. y J.R. Vaisnys. 1980. Skeletal growth chronologies of recent and fossil corals. In: Rhoads and Lutz (Eds.). Skeletal growth of aquatic organisms: biological records of environmental change. Plenum Press, 750 p.
- Grupo de investigación en Oceanología (GIO). 2005. Estudio Oceanográfico de los Bancos de Salmedina, Caribe colombiano. Cartagena, Escuela Naval Almirante Padilla. 108 p.
- Hodgson, G. 1993. Sedimentation damage to reef corals. In: Rosentiel School of Marine and Atmospheric Science (Ed.). Global aspects of coral reefs. University of Miami, pp 320-325.
- Hoitink, A.J.F. 2004. Tidally induce clouds of suspended sediment connected to shallow-water coral reefs. *Marine Geology*, 208: 13-31.
- James, N.P., 1983. Reef Environment. In: Scholle, P.A., D.G. Bebout and C.H. Moore (Eds.). Carbonate depositional environments. AAPG Memoir, 33: 346-462.
- Leble, S. y R. Cuignon. 1987. El archipiélago de las islas del Rosario, estudio morfológico, hidrodinámico y sedimentológico. *Bol. Cient., CIOH*, 7: 37-52.
- Lough, J.M. 2001. Climate variability and change on the Great Barrier Reef. En: Wolanski, E. (Ed.). Oceanographic processes of coral reefs: physical and biological links in the Great Barrier Reef. CRC Press. pp: 269-300.
- Orejarena, J.A., J.G. Domínguez, C. Ricaurte, G. Mayo y C.A. Andrade. 2004. Variaciones de la concentración de la clorofila a y su relación con los parámetros físicos medidos en los Bancos de Salmedina durante 2003-2004, Caribe colombiano. *Bol. Cient., CIOH*, 22: 56-63.
- Ramírez G., A., I.B. de Ramírez y J.E. Correal F. 1986. Ecología descriptiva de las madreporarias del Parque Nacional Los Corales del Rosario. Fondo para la protección del ambiente "José Celestino Mutis". FEN Colombia. 71p.
- Reyes-Bonilla, H. 1993. Coral reef bleaching at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Science*, 52(2): 832-837.
- Reynolds, R.W. y T.M. Smith. 1994. Improved global sea surface temperature analysis. *J. Clim.*, 1:75-86.
- Ricaurte, C., J.G. Domínguez, G. Mayo, C.A. Andrade, H.M. Ospina y A.J. Gutiérrez. 2004. Nota sobre algunos rasgos geomorfológicos de los Bancos de Salmedina. *Bol. Cient., CIOH*, 22: 64-76.
- Rodríguez-Ramírez, A. y J. Garzón-Ferreira. 2003. Monitoreo de arrecifes coralinos, pastos marinos y manglares en la Bahía de Chengue (Caribe colombiano): 1993-1999. INVEMAR, Santa Marta, Serie Publicaciones Especiales 8: 170 p.
- Vernette, 1985. La Plate-Forme Continentale Caraibe de Colombie (du débouché du Magdalena au golfe de Morrosquillo). Importance du diapirisme argileux sur la morphologie et la sedimentation. Thèse de doctorat d'état ès Sciences presentee a l'Université de Bordeaux I. 381 p.
- Veron, J.E.N. 1995. Corals in space and time. The biogeography and evolution of the Scleractinia. Sotuhwood Press, Australia. 321 p.
- Wild, C., M. Huettel, A. Klueter, S.G. Kremb, M.Y.M. Rashid y B.B. Jergensen. 2004. Coral mucus functions as an energy carrier and particle trap in the reef ecosystem. *Nature*, 428: 66-70.
- Wolanski, E., R. Richmond, L. McCook y H. Sweatman. 2003. Mud, marine snow and coral reefs. *Am. Sci.*, 91: 44-51.

FECHA DE RECEPCIÓN: 11/07/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 19/09/06



CRECIMIENTO DEL ABANICO DE MAR *GORGONIA VENTALINA* (LINNAEUS, 1758) (CNIDARIA: GORGONIIDAE) EN EL ÁREA DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO

Nelson Manrique-Rodríguez¹, Sonia Bejarano-Chavarro² y Jaime Garzón-Ferreira³

¹ Laboratorio de Biología Molecular Marina BIOMMAR, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

E-mail: na.manrique47@uniandes.edu.co (NMR)

² Marine Spatial Ecology Lab MSEL, University of Exeter, UK. E-mail: sb277@exeter.ac.uk

³ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.

E-mail: jgarzon@invemar.org.co

RESUMEN

Como contribución al conocimiento de la biología del abanico de mar *Gorgonia ventalina* y para aportar información que sirva de apoyo en el diseño de estrategias de manejo y conservación de esta especie amenazada, se desarrolló una investigación sobre su tasa de crecimiento en varias formaciones coralinas del área de Santa Marta (incluyendo el Parque Nacional Natural Tayrona) en el Caribe colombiano. Se analizaron mediciones manuales de 35 colonias y fotográficas en 11 de esas 35 colonias al inicio y al final del estudio al cabo de ocho meses. La tasa media anual con los dos métodos fue alta y osciló entre 7.6 y 8.1 cm/año de altura y 6.9 y 8.3 cm/año de ancho respectivamente y con un incremento en área de 246.1 cm²/año, esta elevada tasa sugiere que el área de estudio posee las características ideales para el óptimo desarrollo de la especie. Sin embargo, el crecimiento de estas poblaciones puede estar limitado por cambios ambientales, biológicos y antrópicos.

PALABRAS CLAVE: Crecimiento, Abanicos de mar, *Gorgonia ventalina*, Santa Marta, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Growth of sea fan *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Colombian Caribbean. As a contribution to the biological knowledge about the sea fan *Gorgonia ventalina* and the use of this information as a tool to generate conservation and management strategies for this threatened species, a study about its annual growth rate, in different reef areas in Santa Marta and the National Natural Park Tayrona in the Colombian Caribbean took place. Manual measurements of 35 colonies were analyzed and images of 11 colonies were recorded in the beginning and in the end of the field stage. The annual growth rate varies among colonies and areas where measurements were taken. The average annual growth rate obtained with both of the methods was high and oscillated between 7.6 and 8.1 cm/year in height and between

6.9 and 8.3 cm/year wide. The total area of the colonies increased 246.1 cm²/year. These high rates suggest that the study area has the ideal features for the optimal development of the species. Eventhough, these features may be limited by environmental, biological and anthropic changes.

KEY WORDS: Growth, Sea fans, *Gorgonia ventalina*, Santa Marta, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Los gorgonáceos son habitantes conspicuos y de gran importancia ecológica en los arrecifes coralinos del mar Caribe (Bayer, 1961). Entre ellos, el abanico de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) era el más notorio e importante en las zonas someras (Cairns, 1977; Lasker y Coffroth, 1983; Botero, 1987) hasta finales de los años ochenta cuando sufrió una serie de mortandades masivas en diversas localidades (Smith *et al.*, 1996) como Costa Rica, Panamá (Guzmán y Cortés, 1984), Trinidad (Laydoo, 1983) y Jamaica (Geiser *et al.*, 1998). Se estima que las poblaciones del Caribe colombiano fueron afectadas entre 1988 y 1994, llegando a desaparecer casi por completo en varias de las principales áreas coralinas como las Islas del Rosario, Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona (Garzón-Ferreira y Zea, 1992), San Andrés (Díaz *et al.*, 1995) y Cayos de Albuquerque y Courtown (Sánchez *et al.*, 1997). Tales fueron la magnitud y el alcance de estos eventos que actualmente *Gorgonia ventalina* es considerada especie amenazada a nivel regional y se ha incluido localmente entre las especies vulnerables a enfrentar un moderado riesgo de extinción o deterioro poblacional a mediano plazo (Ardila *et al.*, 2002).

Aspectos básicos de la biología y ecología de *G. ventalina* han sido descritos por Wainwright y Dillon (1969), Grigg (1972), Alcolado *et al.* (1980) y Yoshioka y Yoshioka (1987). Se han estudiado otros aspectos como el origen, distribución y posibles causas de la mortandad masiva (Nagelkerken *et al.*, 1997a y b) y la dinámica de contagio de la Aspergillosis (Harvell *et al.*, 2004). Sin embargo, en pocos casos se ha registrado su tasa de crecimiento (*i.e.* Birkeland, 1974; Yoshioka y Yoshioka, 1991). Aunque en Colombia, se han llevado a cabo evaluaciones de la estructura de la comunidad de gorgonáceos en varias localidades (Botero, 1987; Sánchez, 1995 y 1999; Sánchez *et al.*, 1997), no existe información reciente sobre el estado y el desarrollo de las poblaciones del abanico de mar 15 años después de la mortalidad masiva. Son pocas las estimaciones de la tasa de crecimiento a pesar de saberse que este es uno de los atributos claves en la persistencia de las especies y en el desarrollo de las poblaciones.

Teniendo en cuenta la problemática de los abanicos de mar *G. ventalina* en el Caribe y como un aporte al vacío de información descrito, se estimó la tasa de crecimiento anual de abanicos de mar de diferentes tallas. Este trabajo formó parte de la evaluación del estado actual de las poblaciones de *Gorgonia ventalina* en el área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona durante el 2003 dentro de las actividades del Sistema

Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC). El objetivo de esta evaluación fue proporcionar información científica útil para generar alternativas encaminadas al manejo y conservación de esta especie, por lo cuál esta evaluación se enmarcó dentro del programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos BEM en la línea de Biología y Estrategias de Conservación del INVEMAR.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona están ubicados sobre la costa del departamento del Magdalena (Figura 1). Su topografía está determinada por la entrada directa al mar de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta. Sus costas generalmente rocosas y diversos acantilados, bahías, ensenadas, puntas e islotes generan un alto grado de heterogeneidad ambiental (Garzón-Ferreira y Cano, 1991). Estas características geomorfológicas, el tipo de sustrato y el espesor del andamiaje coralino, han dado origen a dos tipos de formaciones coralinas básicas: aquellas formadas por colonización parcial de biota hermatípica sobre bloques de rocas y aquellas edificadas sobre un sustrato rocoso más estable, que han alcanzado una considerable cobertura (Díaz *et al.*, 2000).

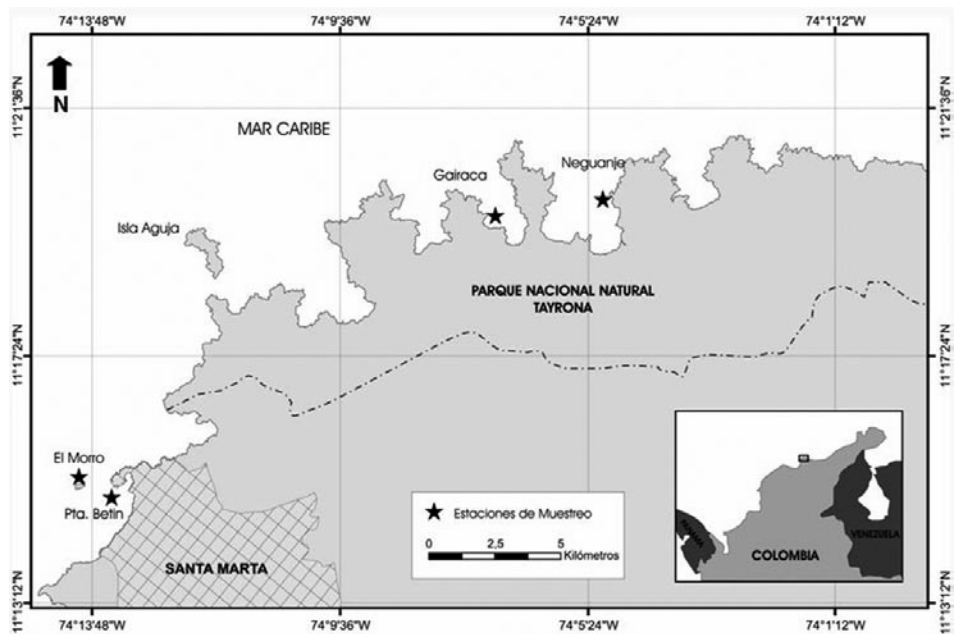


Figura 1. Localización del área de estudio en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. Las estrellas negras muestran las estaciones de muestreo donde se estimó la tasa de crecimiento de *Gorgonia ventalina*. El rectángulo del mapa insertado en la esquina inferior derecha señala la ubicación del área de estudio en la costa del Caribe de Colombia.

En las zonas más protegidas de las bahías como en Punta Betín y Neguanje las formaciones coralinas son más complejas y diversas. Inclusive, hacia las zonas en donde el relieve escarpado lo permite, se desarrollan en un sustrato muy inclinado arrecifes de parche que actúan como rompeolas y dan protección a la costa contra la erosión (Díaz *et al.*, 2000). En el interior de las zonas expuestas de las bahías y ensenadas del área como en Gairaca y el Morro, el sustrato duro (rocoso y/o coralino) es menos abundante en los primeros 15 m de profundidad. En el islote Morro Grande y en Isla Aguja e islotes vecinos, el fondo rocoso-coralino se extiende hasta los 40-45 m de profundidad y la pendiente del fondo es más pronunciada que en el sublitoral de las bahías y ensenadas (Botero, 1990).

MATERIALES Y MÉTODOS

La tasa de crecimiento de 35 colonias sanas y distribuidas en diferentes rangos de tallas (R1= 18 colonias de 1 a 20 cm; R2= 9 colonias de 21 a 40 cm y R3= 8 colonias mayores de 41 cm) fue evaluada manualmente entre marzo y diciembre de 2003, en cuatro estaciones someras (2 a 15 m) ubicadas en los costados expuestos al oleaje del Morro y Gairaca y en las zonas protegidas de Punta Betín y Neguanje. Para tal efecto, cada colonia fue numerada con un rótulo de cinta plástica (Rotex 3M®) atado con alambre dulce a su parte basal. La altura y ancho máximos fueron medidos con una cinta métrica flexible (precisión, 0.1 cm) al principio y al final del periodo de estudio (Figura 2 a y b). Inicialmente se marcaron en total 60 colonias de las cuales 14 se perdieron y 11 fueron afectadas por diferentes condiciones de deterioro durante los ocho meses, presentando tasas de crecimiento nulas (menores o iguales a cero). Estas colonias no fueron contempladas dentro de los análisis, para minimizar el error (Birkeland, 1974; Lasker *et al.*, 2003).

Complementariamente, de las 35 colonias monitoreadas con el método manual, se seleccionaron 11 para hacerles un seguimiento fotográfico con una cámara digital (Sony® Cybershot 4.1). Todas las fotografías se tomaron utilizando una tabla acrílica cuadrículada (divisiones de 1 x 1 cm) como referencia de tamaño (Figura 2 c y d), que permitió calcular el incremento total en longitud y área durante el monitoreo. Por otra parte, para cuantificar el crecimiento de las colonias que tuvieron seguimiento fotográfico, se editaron las imágenes en el programa Adobe Photoshop 7® ajustando su cuadrícula a otra sobrepuesta a la imagen. Posteriormente se calculó el incremento en altura, ancho y área de cada colonia empleando el programa Scionimage® (Scion Corporation Frederick, MD) el cual estima la cantidad de píxeles contenidos en un segmento o área de referencia de la cuadrícula en la fotografía (1 cm o 1 cm²) y, basándose en esta estimación, determina la longitud de un segmento mayor (*e.g.* altura o ancho) o el área de superficie de la colonia.

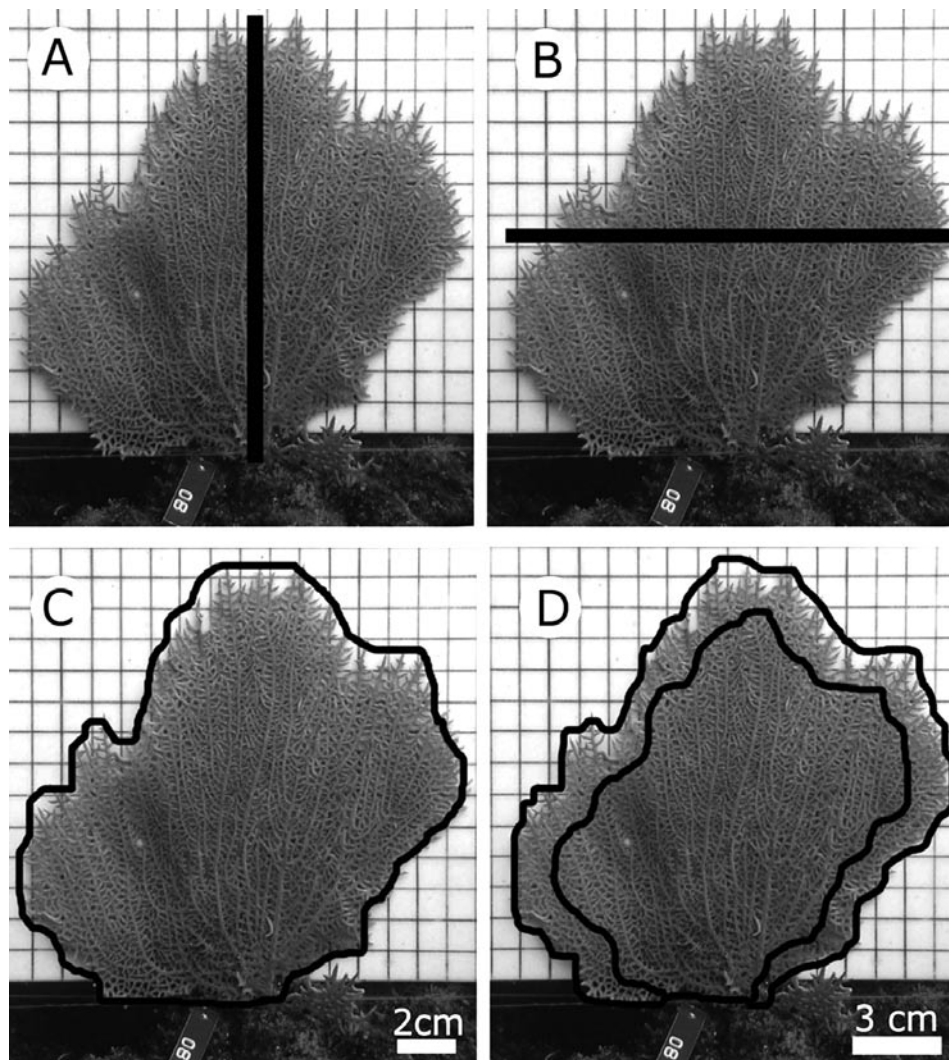


Figura 2. Mediciones empleadas para estimar la tasa de crecimiento de *Gorgonia ventalina* en Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona. A y B: Variables registradas con el método manual (altura y ancho máximo, respectivamente). C y D. Variables registradas con el método fotográfico (altura y ancho máximo e incremento en área, respectivamente).

Un año después de la primera medición (marzo 2004) se realizó una tercera visita a las cuatro estaciones en la cual fue posible reubicar 12 de las colonias marcadas inicialmente en dos de las estaciones. No obstante, estos datos se compararon para ver alguna variación con las tasas anuales estimadas a partir de la información recopilada durante ocho meses. La tasa de crecimiento de cada colonia estimada con los dos métodos durante el periodo de monitoreo se calculó restando su longitud final de su longitud

inicial y su área inicial de su área final. Suponiendo que el crecimiento es constante a través del tiempo, se estimaron a partir de estos valores la tasa media mensual y anual de cada colonia, y de cada estación. La tasa media de crecimiento estimada con los dos métodos en el área de estudio se determinó a partir de los promedios de sus cuatro estaciones, obtenidas a su vez a partir de los valores calculados para cada colonia. Además se determinó el valor promedio para las estaciones de costados expuestos y protegidos del oleaje con el objeto de evaluar diferencias en relación con la dinámica del agua, agrupando los valores de las estaciones correspondientes. Se estimó otro valor promedio para examinar la variabilidad de las tasas entre colonias de diferentes tallas, agrupadas en tres clases (R1= 18 colonias de 1 a 20 cm, R2= 9 colonias de 21 a 40 cm y R3= 8 colonias mayores de 41 cm).

A pesar de los problemas de replicabilidad entre los tres factores a estudiar (localidad, exposición al oleaje, y talla) generados por la pérdida de varias colonias, se ajustó el mejor modelo estadístico que generara el menor ruido en la información. Como los datos no se ajustaron a una distribución normal (prueba de Shapiro-Wilks) aún después de ser transformados (\log_{10}), para evaluar si existe variabilidad en la tasa anual de crecimiento entre las estaciones del área de estudio y entre tasas de las diferentes clases de talla establecidos, se llevó a cabo el análisis univariado de varianza de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf, 1979). A su vez, para determinar si hubo diferencias en la tasa anual de crecimiento con respecto a la exposición al oleaje y los métodos de muestreo, se empleó la prueba pareada no paramétrica de Mann Whitney-Wilcoxon (Sokal y Rohlf, 1979). Estos análisis estadísticos se desarrollaron con el programa STATGRAPHIC Centurión V®.

RESULTADOS

Las estimaciones con el método manual muestran que las colonias de *Gorgonia ventalina* crecen mensualmente como promedio 0.6 ± 0.1 cm de altura y 0.7 ± 0.1 cm de ancho. Por lo tanto, suponiendo que el crecimiento sea constante, las poblaciones pueden crecer 8.1 ± 0.9 cm de altura y 8.3 ± 0.9 cm de ancho en un año (Tabla 1). En la figura 3, se presenta la tasa media de crecimiento anual calculada en cada estación con el método manual. Nótese que el incremento en altura presentó valores máximos en Gairaca (9.9 ± 1.7 y 9 ± 1.7 cm/año, respectivamente) y valores mínimos en el Morro y Neguanje (6.2 ± 1.5 y 6.2 ± 1.6 cm/año respectivamente). La tasa de incremento calculada en ancho presentó valores máximos en Punta Betín (12.8 ± 1.5 cm/año) y mínimos en el Morro (4.7 ± 1.9 cm/año). A su vez, al revisar los promedios estimados con la información recopilada durante ocho meses y la real registrada durante un año, se observa que los valores son similares. Sin embargo, esta comparación muestra una diferencia cercana a los dos centímetros que pudo ser generada por las colonias que no fueron reencontradas (14 colonias).

Tabla 1. Tasas de crecimiento (cm/tiempo) de *Gorgonia ventalina* estimadas con el método manual en el área de Santa Marta entre los años 2003 y 2004. * Colonias no reubicadas y ES: Error Estándar.

Estación	Colonia	Clase de talla	Altura (cm)				Ancho (cm)			
			Tasa 8 meses	Tasa mensual	Tasa anual calculada	Tasa anual real	Tasa 8 meses	Tasa mensual	Tasa anual calculada	Tasa anual real
Morro	1	1	4.2	0.5	6.3	*	4.9	0.6	7.4	*
	2	1	4.6	0.6	6.9	*	1.9	0.2	2.9	*
	3	2	1.6	0.2	2.4	*	0.1	0.0	0.1	*
	4	2	6.2	0.8	9.3	*	5.8	0.7	8.7	*
Gairaca	1	2	8.8	1.1	13.2	*	5.7	0.7	8.6	*
	2	1	0.6	0.1	0.9	*	5.8	0.7	8.7	*
	3	1	7.7	1.0	11.6	*	4.1	0.5	6.2	*
	4	1	5.6	0.7	8.4	*	2.9	0.4	4.4	*
	5	2	5.2	0.7	7.8	*	4.7	0.6	7.1	*
	6	1	8.9	1.1	13.4	*	9.1	1.1	13.7	*
	7	1	9.6	1.2	14.4	*	1.7	0.2	2.6	*
Punta Betín	1	3	1.4	0.2	2.1	4.2	4.3	0.5	6.5	10
	2	1	3.3	0.4	5.0	4.3	9.9	1.2	14.9	12.1
	3	3	4.2	0.5	6.3	5	9.9	1.2	14.9	14.9
	4	1	6.4	0.8	9.6	*	1.7	0.2	2.6	*
	5	1	9.1	1.1	13.7	10.5	12.3	1.5	18.5	13.2
	6	3	1.2	0.2	1.8	2.5	9.1	1.1	13.7	10.1
	7	2	7.4	0.9	11.1	10	9.5	1.2	14.3	10.8
	8	2	7.1	0.9	10.7	9.7	9.7	1.2	14.6	10.2
	9	1	5.6	0.7	8.4	6.3	13.1	1.6	19.7	14.1
	10	1	6.2	0.8	9.3	*	6.4	0.8	9.6	*
	11	1	2.9	0.4	4.4	*	5.9	0.7	8.9	*
	12	3	18.5	2.3	27.8	*	13.4	1.7	20.1	*
	13	1	6.1	0.8	9.2	6.1	5.3	0.7	8.0	6.3
	14	1	4.6	0.6	6.9	*	2.3	0.3	3.5	*
Neguanje	1	2	2.2	0.3	3.3	*	5.8	0.7	8.7	*
	2	3	3.3	0.4	5.0	5.5	1.3	0.2	2.0	6
	3	2	2.4	0.3	3.6	3.3	1.6	0.2	2.4	6
	4	1	11.1	1.4	16.7	17.1	7	0.9	10.5	2.5
	5	1	0.4	0.0	0.6	1.1	3.6	0.5	5.4	5.1
	6	1	1.2	0.2	1.8	3.9	1.6	0.2	2.4	4.8
	7	2	5	0.6	7.5	*	3.2	0.4	4.8	*
	8	1	7.4	0.9	11.1	*	4.6	0.6	6.9	*
	9	3	3.6	0.5	5.4	*	3.3	0.4	5.0	*
	10	2	5	0.6	7.5	*	2.5	0.3	3.8	*
Promedio			5.38	0.67	8.08	6.39	5.54	0.69	8.31	9.00
ES			0.60	0.08	0.91	1.11	0.60	0.08	0.90	1.03

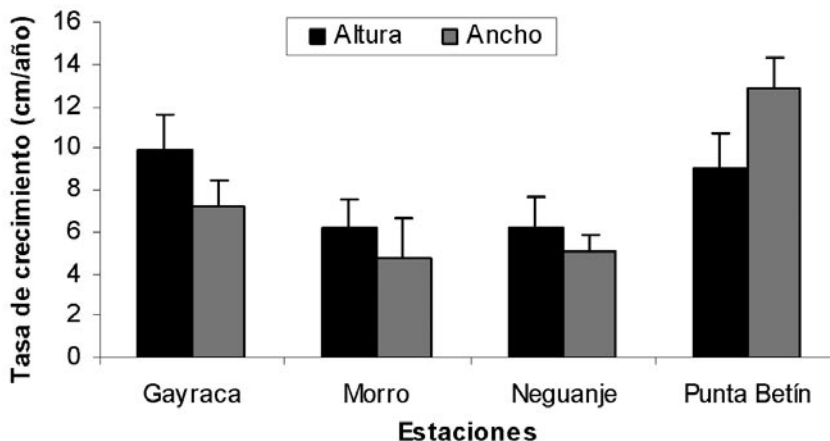


Figura 3. Tasa media de crecimiento anual (altura y ancho máximo) y error estándar de las poblaciones de *Gorgonia ventalina* registradas con el método manual en cada una de las estaciones expuestas (Morro y Gairaca) y protegidas (Neguanje y punta Betín) del oleaje en Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona.

Por otro lado, a pesar de los problemas de replicabilidad en el estudio, la prueba de Kruskal-Wallis reveló que no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en las tasas de crecimiento en altura entre las diferentes estaciones ($P= 0.147$). En contraste, se evidenciaron diferencias significativas en las tasas de crecimiento en ancho ($P= 0.009$), mostrando que en la estación de Punta Betín el incremento fue mayor que en las demás estaciones. Por otro lado, la prueba de Mann Whitney-Wilcoxon indicó que no existen diferencias entre la exposición al oleaje y la tasa de crecimiento en altura ($P= 0.310$) ni en ancho ($P= 0.249$). Así mismo, la variabilidad en las tasas de crecimiento entre las diferentes clases de talla con la prueba de Kruskal-Wallis no presentó diferencias significativas en altura ($P= 0.426$) ni en ancho ($P= 0.391$).

Las 11 colonias monitoreadas con el método fotográfico evidencian una tasa de crecimiento promedio mensual de 0.6 ± 0.1 cm de altura y de 0.7 ± 0.1 cm de ancho, así como un incremento anual de 7.6 ± 1.0 cm de altura y de 6.9 ± 1.2 cm de ancho. Con el método fotográfico, sobresalió la tasa de crecimiento más alta en la estación de Punta Betín (altura: 9.6 ± 3.3 cm y ancho: 10.4 ± 5.1 cm) y la tasa más baja se registró en Gairaca (altura: 6.4 ± 2.3 cm y ancho: 2.7 ± 2.0 cm) (Tabla 2). Finalmente, la variabilidad en las tasas de crecimiento entre los dos métodos, analizada con la prueba de Mann Whitney-Wilcoxon no reveló contrastes significativos en altura ($P= 0.947$) y ancho ($P= 0.212$). Por otro lado, con el método fotográfico se registró un incremento promedio anual en área de 246.1 ± 80.6 cm² siendo también la estación de Punta Betín la que presentó el mayor incremento (417.6 ± 205.4 cm²) y la estación de Neguanje el incremento más bajo (131.6 ± 53.8 cm²) (Tabla 2).

Tabla 2. Tasas de crecimiento (cm y cm²/tiempo) de *Gorgonia ventalina* estimadas con el método fotográfico en el área de Santa Marta entre los años 2003 y 2004.

Estación	Colonia	Rango	Altura (cm)			Área (cm²)				
			Tasa 8 meses	Tasa mensual	Tasa anual calculada	Tasa anual real	Tasa 8 meses	Tasa mensual	Tasa anual calculada	Tasa anual real
Gairaca	2	1	0.6	0.1	0.9	*	75.2	9.4	112.9	*
	3	1	7	0.8	10.5	*	132.3	16.5	198.4	*
	4	1	4.4	0.6	6.6	*	96.2	12.0	144.3	*
	6	1	5.1	0.6	7.6	*	123.7	15.4	185.6	*
		promedio	4.2±1.5	0.5±0.17	6.4±2.3		106.9±15.1	13.3±1.8	160.3±22.5	
Punta Betín	3	3	2.5	0.3	3.7	3.82	8.4	1.1	12.7	13.9
	5	1	10.2	1.3	15.3	14.1	482.1	60.2	723.2	741.1
	8	2	10.2	1.3	15.4	16.2	544.6	68	816.9	811.2
	11	1	2.6	0.3	3.9	4.7	78.4	9.8	117.7	122.5
		promedio	6.3±2.2	0.8±0.2	9.6±3.3	9.7±3.1	278.4±137.0	34.8±17.0	417.6±205.4	422.2±0.6
Neguanje	2	3	1.9	0.2	2.8	3.1	43.1	5.3	64.6	70.2
	5	1	2.2	0.3	3.3	3.0	61.3	7.6	92	89.6
	8	1	9.3	1.1	14	13	158.8	19.8	238.2	248.4
		promedio	4.45±2.4	0.5±0.2	6.7±3.6	6.4±3.3	87.7±35.9	10.9±4.4	131.6±53.8	136.1±56.4
Promedio ES			5.12	0.63	7.65	8.21	164.02	20.55	246.06	299.57
			1.04	0.13	1.05	2.25	51.46	6.77	80.62	126.21

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Luego de monitorear la tasa de crecimiento de *Gorgonia ventalina* en cuatro formaciones coralinas del área de Santa Marta, se registró que ésta fue mayor (8.1 y 8.3 cm/año de altura y ancho, respectivamente) a la estimada por Yoshioka y Yoshioka (1991). Estos autores estimaron una tasa de 2.1 cm/año para *G. ventalina* empleando el método manual en dos arrecifes al sur oeste de Puerto Rico. Igualmente, esta tasa de crecimiento fue superior a la registrada por Birkeland (1974) en dos zonas expuestas al oleaje en Panamá. Este autor estimó una tasa de 4.1 cm/año con el método manual. La elevada tasa de crecimiento en el área de Santa Marta puede estar determinada por la disponibilidad de alimento en partículas suspendidas y microorganismos del plancton, proporcionados por la escorrentía y aguas residuales. Esto, sumado a la orientación de las corrientes que pueden dispersar toda esta materia orgánica en el área (Ramírez, 1990) y favorecer el acceso de los abanicos al alimento disponible. De esta manera se sugiere que las colonias que tienen en Santa Marta una mayor disponibilidad de alimento, un metabolismo más elevado y por ende un mayor crecimiento que en otras áreas, con una menor influencia de la escorrentía.

A pesar de los problemas de replicabilidad entre los tres factores, se especula que la variabilidad de las tasas de crecimiento entre las colonias puede estar relacionada con su estado de salud. Aunque se escogieron colonias sanas para el seguimiento, varias sufrieron diferentes condiciones de deterioro. Además, se infiere que estas colonias destinaron gran parte de su energía metabólica en la regeneración de tejido y por consiguiente su crecimiento fue limitado. Esta afirmación se sustenta con las tasas de crecimiento nulas y negativas en colonias afectadas por los agentes de deterioro en las estaciones de Neguanje y Gairaca. Por otro lado, a pesar de no evidenciar diferencias estadísticamente significativas en las tasas de crecimiento de altura entre las estaciones, los valores más altos se registraron en Gairaca, donde las colonias monitoreadas fueron predominantemente jóvenes y con una baja incidencia de condiciones de deterioro (Bejarano *et al.*, 2005).

Las tasas de crecimiento en ancho, que fueron significativamente mayores en las colonias de Punta Betín pueden estar relacionadas con la influencia del río Manzanares que desemboca en la Bahía de Santa Marta, el emisario submarino que descarga sus aguas residuales en un punto muy cercano a la estación y las actividades de la zona portuaria, los cuales generan una alta turbidez (Ramírez, 1990). Se sugiere que allí las colonias zooxanteladas de *Gorgonia ventalina* tienden a crecer más hacia lo ancho para tener una mayor área de captura de rayos solares. Fenómeno conocido como plasticidad fenotípica que ha sido registrado en varios organismos clonales (Willis, 1985; Ayre y Willis, 1988; Anthony, 1999). Por otro lado, tal como lo registró Birkeland (1974) en Panamá, en el presente estudio no se encontraron diferencias significativas en

la tasa de crecimiento con respecto a la influencia del oleaje. Esto puede ser sustentado por la flexibilidad característica de los abanicos y la orientación en ángulo recto de las colonias frente al oleaje, lo que les permite mitigar la dinámica de este sin alterar su desarrollo, como lo han descrito Wainwright y Dillon (1969) y Alcolado *et al.* (1980). La razón de no evidenciar diferencias entre las tasas de crecimiento en las diferentes clases de tallas, radica en que el tamaño de las colonias es controlado por el balance entre la disponibilidad de alimento y la tasa metabólica (Rinkevich, 2000; Lasker *et al.*, 2003) procesos que han sido modelados por Sebens (1987) y Kim y Lasker (1998).

El método fotográfico digital resultó ser una herramienta precisa, ya que además de estimar medidas lineales (altura y ancho), permite estimar el incremento en área, que es el indicador de crecimiento más riguroso (Juan Armando Sánchez. Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia. 2004. Com. Pers.). A pesar de que las estimaciones con los dos métodos no presentaron diferencias significativas, las tasas de crecimiento en longitud calculadas con el método fotográfico fueron muy similares en comparación a las obtenidas mediante el seguimiento manual. La estación de Punta Betín mostró a través de este método un mayor incremento en ancho, mientras que las estaciones de Neguanje y Gairaca exhibieron mayor crecimiento en altura. Nunca antes había sido registrado el crecimiento en área para *Gorgonia ventalina*, lo que permite evidenciar un mayor crecimiento de las colonias en Punta Betín (417.6 cm²), que en las otras estaciones. La explicación de estos resultados puede estar dada por las mismas razones ambientales y ecológicas que se discutieron para el método manual.

En resumen se considera que el área de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona presentan las características ambientales favorables para el buen crecimiento de los abanicos de mar. No obstante, estos atributos están siendo actualmente condicionados por cambios en la temperatura, turbidez, incidencia de condiciones de deterioro y la influencia antrópica en el área que pueden repercutir en su historia de vida.

RECOMENDACIONES

Se recomienda diseñar y ejecutar rigurosamente estrategias puntuales de manejo y conservación, que vigilen y protejan a los abanicos de mar *Gorgonia ventalina* de Santa Marta y el parque Tayrona, que han venido recuperándose paulatinamente especialmente en el sector de Gairaca (Manrique-Rodríguez, 2004). Igualmente es importante seguir investigando la biología de esta especie, con estudios acerca de su diversidad genética, reproducción, reclutamiento, regeneración, restauración, efectos de las principales condiciones de deterioro y realizar programas de monitoreo permanente en el área y en otras localidades del Caribe colombiano donde se vio seriamente amenazada esta especie.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren expresar sus más sinceros agradecimientos al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR por el apoyo prestado a lo largo de ésta investigación bajo el marco del Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia SIMAC y el programa Caribbean Coastal Marine Productivity CARICOMP. Igualmente a Juan Manuel Díaz, Camilo García, Sven Zea, Juan Armando Sánchez y Adolfo Sanjuán. Los estudiantes del INVEMAR: Mónica Sepúlveda, Edwin Gómez, Isabel C. Chacón G. y Katherine Bernal participaron activamente en la fase de campo. Esta publicación forma parte del trabajo de grado de Nelson Manrique para optar por el título de Biólogo Marino (Universidad Jorge Tadeo Lozano), bajo la dirección de Jaime Garzón-Ferreira y Sonia Bejarano.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcolado, P., A. Corvea y A. González. 1980. Variaciones morfológicas internas y externas de los abanicos de mar *Gorgonia* spp. y su valor adaptativo. *Cienc. Biol.*, 5: 47-56.
- Ayre D.J. y B.L. Willis. 1988. Population structure in the coral *Pavona cactus* clonal genotypes show little phenotypic plasticity. *Mar. Biol.*, 99: 495-505.
- Anthony, K.R.N. 1999. A tank system for studying benthic aquatic organisms at predictable levels of turbidity and sedimentation: Case study examining coral growth. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 1415-1422.
- Ardila, N., G. Navas y J. Reyes. 2002. Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. INVEMAR Santa Marta, 180p. Serie de Libros Rojos de Fauna amenazada de Colombia. Tomo 1.
- Bayer, F. M. 1961. The shallow-water Octocorallia of the west Indian region. Martinicus Nijhoff, La Haya, 373p.
- Bejarano-Chavarro S., N. Manrique-Rodríguez y J. Garzón-Ferreira. 2005. Recent partial mortality and other health conditions of the sea fans *Gorgonia ventalina* (Linnaeus 1758) in the Santa Marta area, Colombian Caribbean, 15 years after a mass mortality event. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp. Japón.* p. 982-988.
- Birkeland, C. 1974. The effect of wave action on the population dynamics of *Gorgonia ventalina* Linnaeus. *Stud. Trop. Oceanogr.* 12: 115-126.
- Botero, L. 1987. Gorgonian octocoral communities of the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia: species composition, patterns of zonation and quantitative structure. PhD thesis, University of Delaware, United States. 136 p.
- Botero, L. 1990. Quantitative structure of gorgonian communities in Tayrona National Park, Caribbean coast of Colombia. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 17(1): 73-88.
- Cairns, S. 1977. Guide to the commoner shallow-water gorgonians (sea whips, sea feathers and sea fans) of Florida, the Gulf of Mexico and Caribbean Region. *Miami Univ. Sea. Grant. Field. Guide.*, 6: 1-74.
- Díaz, J.M., J. Garzón-Ferreira y S. Zea. 1995. Los arrecifes coralinos de la Isla de San Andrés. Colombia: Estado actual y perspectivas para su conservación. Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Colección Jorge Álvarez Lleras 7, Santa fé de Bogotá, 150p.
- Díaz, J. M., L.M. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR, Santa Marta, Ser. Publ. Espec., 5: 176 p.

- Garzón-Ferreira J. y M. Cano. 1991. Tipos, distribución, extensión y estado de conservación de los ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Natural Tayrona. Versión presentada al Séptimo Concurso Nacional de Ecología, iEnrique Pérez Arbelaez, Fondo para la Protección del Medio Ambiente – FEN COLOMBIA Bogotá, 82 p.
- Garzón-Ferreira, J. y S. Zea. 1992. A mass mortality of *Gorgonia ventalina* (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Caribbean coast of Colombia. *Bull. Mar. Sci.*, 50: 522-526.
- Geiser D.M., J.W. Taylor, K. B. Ritchie y G.W. Smith. 1998. Cause of sea fans death in the West Indies. *Nature*, 394: 137–138.
- Grigg, R. 1972. Orientation and growth form of sea fans. *Limnol. Oceanogr.*, 17(2): 185 – 192.
- Guzmán, H. M. y J. Cortés. 1984. Mortandad de *Gorgonia flabellum* Linnaeus (Octocorallia: Gorgoniidae) en la costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 32(2): 305-308.
- Harvell, D., J. Ward, N. Douglas, G. Vasta, J. Bruno y K. Kim. 2004. Environmental modulators of sea fan inducible resistance to fungal disease. Corson Hall, Cornell University, Ithaca, New York, USA. Abst. 10th Int. Coral Reef Symp. 452 p.
- Kim. K. y H.R. Lasker. 1998 Allometry of resource capture in colonial cnidarians and constraints on modular growth. *Funct. Ecol.*, 12: 646-654.
- Lasker, H. y Coffroth, M. 1983. Octocoral distributions at Carrie Bow Cay, Belize. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 21-28.
- Lasker H.R., M.L. Boller, J. Castanaro y J.A Sánchez. 2003. Determinate growth and modularity in a gorgonian octocoral. *Biol. Bull.*, 205: 319-330.
- Laydoo, R. 1983. Recent mass mortality of gorgonians in Trinidad. Unpub. Rep., Inst. Mar. Affairs, Trinidad, W. Indies. 12 p.
- Manrique-Rodríguez, N. 2004. Estado actual y crecimiento de *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, 85 p.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G. W. Smith, K. Bonair, P. Bush, J. Garzón-Ferreira, L. Botero, P. Gayle, C. Hereber, C. Petrovic, L. Pors y P. Yoshioka. 1997a. Widespread disease in Caribbean sea fans: I. Spreading and general characteristics. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panamá, 1: 679-687.
- Nagelkerken, I., K. Buchan, G. W. Smith, K. Bonair, P. Bush, J. Garzón-Ferreira, L. Botero, P. Gayle, C. D. Harvell, C. Hereber, K. Kim, C. Petrovic, L. Pors y P. Yoshioka. 1997b. Widespread disease in Caribbean sea fans: II. Patterns of infection and tissue loss. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160: 255-263.
- Ramírez, G. 1990. Distribución de nutrientes inorgánicos en las aguas costeras de la región de Santa Marta, Caribe colombiano. VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. p. 244-254.
- Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Mar Biol.*, 136: 807-812.
- Sánchez, J. A. 1995. Benthic communities and geomorphology of the Tesoro Island reef, Colombian Caribbean. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín.*, 24: 55-77.
- Sánchez, J. A., J. M. Díaz y S. Zea. 1997. Gorgonian communities in two contrasting environments on oceanic atolls of the southwestern Caribbean. *Bull. Mar. Sci.*, 61(2): 453-465.
- Sánchez, J. A. 1999. Black coral-octocoral distribution patterns on Imelda Bank, a deep-water reef, Colombia, Caribbean Sea. *Bull. Mar. Sci.*, 65(1): 215 –225.
- Sebens, K.P. 1987. The ecology of indeterminate growth in animals. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 371-407.
- Smith, G. W., L. D. Ives, I. Nagelkerken, y K. B. Ritchie. 1996. Caribbean sea fan mortalities. *Nature*, 383: 487–495.
- Sokal, R. y F. J. Rohlf. 1979. *Biometría: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Editorial Blume, Madrid 831 p.

- Yoshioka, P. M. y B.B. Yoshioka. 1987. Variable effects of hurricane David on the shallow water gorgonians of Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 40(1): 132-144.
- Yoshioka, P. M. y B.B. Yoshioka. 1991. A comparison of the survivorship and growth of shallow-water gorgonian species of Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 69: 253-260.
- Wainwright, S. A. y J. R. Dillon. 1969. Orientation of sea fans. *Biol. Bull. Mar. Biol. Lab., Woods Hole*. 136: 130-139.
- Willis B.L. 1985. Phenotypic plasticity versus phenotypic stability in the reef corals *Turbinaria mesenterina* and *Pavona cactus*. *Proc. 5th Int. Coral Reef Symp., Tahiti* 4: 107-112.

FECHA DE RECEPCIÓN: 19/10/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 20/09/06

DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD ANTIEPIBIÓTICA DE LOS EXTRACTOS ORGÁNICOS CRUDOS DE LAS ESPONJAS MARINAS *CRIBROCHALINA INFUNDIBULUM* Y *BIEMNA CRIBARIA*

Jazmín Arias¹, Sven Zea², Federico Newmark¹ y Marisol Santos-Acevedo¹

- ¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: fitosporaceae@yahoo.com(J.A), fnewmarkum@yahoo.es (FN), msantos@invemar.org.co (MSA)
² Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: szea@invemar.org.co

RESUMEN

Los organismos marinos sésiles pueden utilizar mecanismos físicos, químicos y biológicos para controlar (evitar o inducir) la epibiosis. Como una primera aproximación hacia mecanismos químicos, en este estudio se evaluó la capacidad antiepibiótica de los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas *Cribrochalina infundibulum* (= *C. vasculum*) y *Biemna cribaria*. Los extractos fueron incluidos a concentración natural en geles a base de agar, y dispuestos en campo durante 28 días para ofrecerlos como sustrato a la comunidad epibiótica natural y así comparar el grado de colonización en comparación con geles control sin extracto. Se encontró que los extractos de ambas esponjas inhiben significativamente la colonización de la mayoría de los grupos de organismos epifaunales, siendo *B. cribaria* más efectiva que *C. infundibulum* y, así mismo, que su tasa de liberación de extracto al medio es menor, por lo que su acción inhibitoria es más duradera.

PALABRAS CLAVE: Antiepibiosis, Extractos orgánicos, *Cribrochalina infundibulum*, *Biemna cribaria*, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Antifouling capacity determination of crude organic extracts from the marine sponges *Cribrochalina infundibulum* and *Biemna cribaria*. Sessile organisms can use physical, chemical, and biological mechanisms to control, avoid or induce epibiosis. The antifouling capacity of crude organic extracts from the marine sponges *Cribrochalina infundibulum* (= *C. vasculum*) and *Biemna cribaria*, was evaluated. Natural concentrations of sponges extracts were added to agar based gels and deployed in the field during 28 days, to offer substrate to natural epibiotic community. Colonization extent was then compared with control

Contribución No. 958 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No. 293 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



gels without extracts. Extracts from both sponges significantly inhibited the colonization of most of epifaunal organisms. *B. cribaria* was found to be more effective than *C. infundibulum*; moreover its extract lixivation was lower with a longer inhibitory action.

KEY WORDS: Antifouling, Organic extracts, *Cribrochalina infundibulum*, *Biemna cribaria*, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

La epibiosis se define como el asentamiento de organismos en crecimiento sobre las superficies animadas e inanimadas sumergidas; es un fenómeno que puede ser favorable, neutro o tener efectos letales tanto para el epibionte como para el basibionte (Henrikson y Pawlik, 1998; Puyana, 2002). Sin embargo, hay que tener en cuenta que no todos los organismos marinos presentan epibiontes.

La colonización de una nueva superficie sumergida en un medio acuático está compuesta generalmente por cuatro fases que se superponen: acondicionamiento bioquímico, colonización bacteriana, colonización unicelular y, finalmente, colonización de eucariotes multicelulares. En la primera fase hay adsorción de compuestos químicos orgánicos disueltos (Wahl, 1989; Callow y Callow, 2002); la colonización bacteriana se refiere a una cubierta bacteriana creciente formada por células vivas, muertas y mucopolisacáridos (Wahl, 1989; Else *et al.*, 2003). La colonización por eucariotes unicelulares comprende la llegada de levaduras, protozoos y diatomeas y finalmente la colonización de organismos multicelulares se refiere al establecimiento de larvas meroplanctónicas y esporas algales (Wahl, 1989).

Entre las especies con una forma de vida sésil, es común la defensa química contra la epibiosis mediante la liberación o exudación de compuestos químicos (Van Alstyne y Paul, 1988; Wahl, 1989; Pawlik, 1993; Berembaum, 1995; Hay, 1996; Sammarco y Coll, 1997; Puyana, 2002; Thakur y Müller, 2004). Los extractos químicos de los organismos marinos contienen un vasto despliegue de compuestos con actividad antibacterial, antialgal, antilarval y otras actividades nocivas, menos definidas, que podrían ser empleadas para impedir, controlar o inducir la epibiosis. La protección contra la epibiosis es una posible función defensiva de algunos productos naturales marinos, aislados de organismos bentónicos o sésiles, en particular las esponjas (Henrikson y Pawlik, 1995).

Por otro lado, la detección de actividades antiepibióticas en los extractos orgánicos crudos de diversos organismos marinos tiene un notable interés en la industria, ya que actualmente hay una búsqueda en torno a alternativas limpias a los métodos antiepibióticos tradicionales (cobre, tributilestano) que tienen serias consecuencias sobre el ambiente [toxicidad en un amplio rango de organismos acuáticos, contaminación de

sedimentos en fondos marinos y dermatitis severa en humanos (IMO, 2002)], con el fin de contrarrestar los inconvenientes que causan los epibiontes sobre embarcaciones y otras estructuras sumergidas [aumento en el consumo de combustible, altos costos en la limpieza y remoción de pintura de los cascos, así como las medidas de conformidad asociadas (IMO, 2002; Callow *et al.*, 2003)]. Durante la realización de este estudio se buscó determinar la capacidad antiepibiótica de los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas *Cribrochalina infundibulum* y *Biemna cribaria*, con el fin de tener una aproximación al papel ecológico (defensa contra epibiontes) de los compuestos presentes en dichos extractos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección

Se seleccionaron las especies *C. infundibulum* y *B. cribaria* como ejemplo de una esponja expuesta y una críptica, respectivamente. Las esponjas fueron recolectadas mediante buceo con equipo autónomo, en la ensenada Granate (11° 20' -11° 21' 15" N y 74° 08' -74° 07' 43" W) en diciembre de 2003 a 23 m de profundidad (*B. cribaria*) y Punta de Betín (Bahía de Santa Marta, 11° 15' 6" N y 74° 13' 15") en febrero de 2004 a 11 m de profundidad (*C. infundibulum*). Se tomaron aproximadamente 600 g de cada esponja con ayuda de un cuchillo y se introdujeron en bolsas plásticas con cierre hermético. Se registraron las características de los organismos en su ambiente natural, tales como forma, coloración, consistencia y características de superficie y ósculos. Las esponjas se trasladaron a los laboratorios del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR en Santa Marta. Se conservó un fragmento de cada especie en etanol 70% como muestra testigo, depositada en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia, con sede en INVEMAR (INV-POR-895 para *C. infundibulum*; INV-POR-890 para *B. cribaria*). El resto de esponja se congeló inmediatamente a -15 °C para evitar la posible degradación de sus componentes químicos.

Preparación de los extractos

Para determinar la concentración natural de extracto en las esponjas se realizaron mediciones volumétricas de los fragmentos de esponja húmeda a ser extraída, en una probeta con agua de mar filtrada. Posteriormente se liofilizaron y se sometieron a extracción en dos rondas, una con metanol grado analítico y la otra, luego de separar el sobrenadante por filtración, con metanol: diclorometano (2:1). Los sobrenadantes de las dos rondas se juntaron y el solvente se evaporó en un rotavapor. Previo a su utilización, los extractos fueron resuspendidos en cantidades mínimas de metanol: diclorometano (2:1).

Desarrollo de la prueba antiepibiótica

Para el experimento se preparó un medio gelatinoso de agar compacto (Phytigel®), el cual se sirvió en cajas de Petri de 10 cm de diámetro, realizando 10 réplicas por tratamiento. Para cada caja se disolvieron para los controles 0.32 g de Phytigel en 20 ml de agua desionizada y para los tratamientos (extractos) se disolvieron 0.21 g de Phytigel en la misma cantidad de agua [Chaves (2003), metodología modificada de Henrikson y Pawlik (1995)]. Estas cantidades diferentes responden a la necesidad de lograr una consistencia equivalente en los geles control y aquellos con extracto. En cada caso se prepararon 200 ml de gel para llenar las 10 cajas réplicas, una vez disuelto el polvo de agar, se calentó y agitó para lograr homogeneizar la mezcla.

Inmediatamente y en caliente se añadieron los solventes y extractos. Para preparar los geles control se usaron, por caja de Petri, 5.13 ml de metanol: diclorometano (2:1); para los tratamientos de *C. infundibulum*, 4.8 ml de extracto y para los de *B. cribaria*, 2.87 ml de extracto. Estas cantidades equivalen al contenido natural de extracto en 20 ml de esponja en cada una de las especies estudiadas, y las cantidades del solvente utilizado para suspender el extracto. Previamente al servido de los geles, a las cajas se les pegó una malla plástica en el fondo para evitar que el gel se desprendiera al ser inmerso en el medio marino. Los geles calientes se sirvieron en las cajas y se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Las cajas fueron pegadas sobre tabletas rectangulares de acrílico de 10 x 15 cm. Las tabletas fueron amarradas en orden aleatorio a un marco de tubo de PVC de media pulgada, que se ubicó a 1.5 m de profundidad en Punta Betín, amarrado en forma ligeramente inclinada (aproximadamente 20°), por un lado al tubo de toma de agua de mar, y por el otro a unos bloques de cemento, quedando el gel orientado boca abajo, hacia el fondo, para evitar que éstos se llenaran de sedimento y fueran colonizados principalmente por algas, y para promover una mayor fijación de epibiontes, que usualmente prefieren los sustratos crípticos. Esta estructura permaneció durante 28 días en el mar a partir de la cuarta semana de junio de 2004.

Las cajas fueron recuperadas y se llevaron al laboratorio, donde se mantuvieron en acuarios con agua de mar filtrada, en flujo semicerrado y continuo. Bajo el estereoscopio se contó el número de individuos sésiles por grupo principal detectado (poliquetos, ascidias, briozoos, hidroides, esponjas y algas clorofíceas). También se estimó su cobertura usando el método de rejilla de puntos (Henrikson y Pawlik, 1995; Pereira *et al.*, 2002; Chaves, 2003) seleccionando 100 puntos al azar en cada caja, bajo los cuales se registró el organismo presente; la proporción de puntos ocupados por cada clase de organismo en relación al total de puntos se usó para calcular la cobertura en porcentaje de área. Conteos y coberturas se compararon entre tratamientos (controles y extractos) mediante las pruebas estadísticas de Kruskal–Wallis y de comparaciones múltiples de Dunn, $p = 0.05$ (Siegel y Castellan, 1988). Al finalizar las observaciones y cuantificaciones, se seleccionaron aleatoriamente cinco cajas del tratamiento con extracto

de *C. infundibulum* y con *B. cribaria*, y se sometieron al mismo proceso de extracción que los tejidos de esponja, con el fin de determinar el porcentaje promedio de extracto (en peso) que quedó en los geles después de permanecer 28 días en el mar y tres días en acuarios con agua marina filtrada en recirculación.

RESULTADOS

Después de 28 días en campo, se encontró en los controles una abundancia total de epibiontes significativamente mayor a los tratamientos, así como una de abundancia total de organismos solitarios, de poliquetos y de hidroides para ambos extractos. Para las algas clorofíceas encontradas (*Enteromorpha*) solamente el extracto de *B. cribaria* generó una menor abundancia (Tabla 1). En cuanto a cobertura, no hubo efecto en las variables analizadas por parte de los tratamientos; únicamente se presentó una disminución significativa de la cobertura total de epibiontes y de feofíceas por parte de *B. cribaria* (Tabla 2).

Tabla 1. Promedio de abundancia (# ind. por caja \pm desviación estándar de epibiontes asentados sobre los geles). Promedios con superíndices iguales no fueron significativamente diferentes entre sí (pruebas de Kruskal-Wallis y Dunn, por variable, $p < 0.05$).

	Control	<i>C. infundibulum</i>	<i>B. cribaria</i>
Abundancia Total	586.2 \pm 204.0 ^A	349.0 \pm 98.9 ^B	282.5 \pm 109.8 ^B
Abundancia Solitarios	579.1 \pm 206.0 ^A	351.9 \pm 96.1 ^B	277.0 \pm 107.6 ^B
Poliquetos	250.0 \pm 74.6 ^A	162.0 \pm 61.3 ^B	145.0 \pm 69.6 ^B
Ascidias	11.0 \pm 13.3 ^A	4.0 \pm 2.6 ^A	5.0 \pm 2.8 ^A
Hidroides	31.3 \pm 53.6 ^A	1.0 \pm 1.2 ^B	1.0 \pm 1.6 ^B
Esponjas	160.0 \pm 97.0 ^A	94.0 \pm 39.9 ^A	122.0 \pm 74.7 ^A
Clorofíceas	131.0 \pm 214.7 ^A	85.0 \pm 103.4 ^{AB}	9.0 \pm 9.7 ^B
Briozoos	2.0 \pm 2.0 ^A	2.0 \pm 1.8 ^A	1.0 \pm 0.8 ^A

Tabla 2. Promedio de cobertura (% por caja \pm desviación estándar) total de epibiontes asentados sobre los geles. Promedios con superíndices iguales no fueron significativamente diferentes entre sí (pruebas de Kruskal-Wallis y Dunn, por variable, $p < 0.05$).

	Control	<i>Cribrochalina</i>	<i>Biemna</i>
Cobertura Total	62.7 \pm 17.4 ^A	46.0 \pm 14.2 ^{AB}	34.6 \pm 15.8 ^B
Cobertura Coloniales	1.7 \pm 2.1 ^A	1.1 \pm 1.5 ^A	0.7 \pm 0.7 ^A
Poliquetos	6.2 \pm 2.6 ^A	5.6 \pm 2.8 ^A	5.5 \pm 3.0 ^A
Ascidias	2.3 \pm 2.0 ^A	1.7 \pm 1.6 ^A	1.2 \pm 0.7 ^A
Hidroides	1.3 \pm 1.0 ^A	0.1 \pm 0.3 ^A	<1 ^A
Esponjas	2.9 \pm 2.4 ^A	2.0 \pm 1.3 ^A	2.0 \pm 2.1 ^A
Clorofíceas	2.6 \pm 2.3 ^A	3.0 \pm 2.6 ^A	0.8 \pm 0.7 ^A
Briozoos	0.3 \pm 0.3 ^A	0.5 \pm 0.3 ^A	0.2 \pm 0.3 ^A
Feofíceas	50.2 \pm 18.7 ^A	35.1 \pm 15.9 ^{AB}	28.1 \pm 13.7 ^B

En el caso de abundancia de poliquetos y de hidroides, la abundancia total de epibiontes y la abundancia total de organismos solitarios, existe un efecto notorio de inhibición del asentamiento por parte de los extractos de *C. infundibulum* y *B. cribaria*, ya que en los controles se presentó un número de individuos significativamente mayor (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Para la abundancia de clorofíceas, la cobertura de feofíceas y la cobertura total de epibiontes, se presentó una diferencia significativa ($p < 0.05$) únicamente entre los controles y los geles con extracto de *B. cribaria*, mientras que *C. infundibulum* no tuvo efecto en estas variables; por lo tanto, *B. cribaria* tuvo más efecto inhibitorio en las diferentes variables medidas.

A pesar de que ninguna de las dos esponjas presenta naturalmente epibiontes, los extractos de éstas no inhibieron todos los grupos de organismos que se encontraron en los geles control. Después de 28 días de permanencia de los geles en el mar y tres en los acuarios, se encontró un remanente de extracto del 53.5% para *B. cribaria* y un 49.6% para *C. infundibulum*; lo cual indica una tasa de liberación ligeramente más baja del extracto de *B. cribaria*.

DISCUSIÓN

Los propágulos presentes en el medio marino normalmente se encuentran expuestos a un mosaico de señales positivas y negativas, como nutrientes, perturbaciones y organismos alelopáticos, que junto con las señales generadas por los extractos liberados de los geles podrían atenuar su asentamiento en los mismos. Sin embargo, no puede predecirse el comportamiento de las larvas frente a esta situación, ya que se desconoce el efecto particular de los extractos sobre los microepibiontes (Keough y Raimondi, 1995).

Los poliquetos serpúlicos y espirórbidos generalmente responden positivamente a la presencia de películas bacterianas (Fusetani, 1997), razón por la cual la disminución de estos epibiontes sobre los geles con extracto podría deberse en parte a una inhibición relativa de la formación de la biopelícula, sin embargo esto no ha sido comprobado. Por otra parte, la colonización bacteriana de superficies vivientes puede estar influenciada por los efectos de compuestos químicos exudados o asociados a la superficie, o respuestas quimotácticas (atracción o repulsión), o factores que afectan la motilidad de las células y la producción de polímeros extracelulares usados para que los organismos se fijen permanentemente (Puyana, 2002).

Las larvas que potencialmente responden diferencialmente a diversas señales químicas disueltas en la columna de agua hacen probable que los extractos liberados de los geles alteren las señales que favorecerían el asentamiento de dichas larvas, causando la disminución observada en la macroepibiosis (abundancia y cobertura totales de epibiontes, abundancias de poliquetos, Clorophyta e hidroides y cobertura

de Phaeophyta). Se ha propuesto que esto podría darse muy cerca de la superficie, ya que los procesos de circulación en el mar pueden disolver rápidamente las señales químicas, haciendo poco probable que los compuestos solubles puedan estar presentes a concentraciones suficientes para influir en las larvas (Puyana, 2002). Sin embargo, en este estudio se determinó que la concentración de los extractos de las esponjas estudiadas se mantuvo en buena proporción en los geles, en especial para *B. cribaria*, aunque se desconoce aún el mecanismo de liberación por las esponjas, de los compuestos presentes en los extractos al medio.

Ninguna de las dos esponjas inhibió la totalidad de los organismos epibiontes. Esto indica que las esponjas podrían contener sustancias que no inhiben totalmente el asentamiento de algunos organismos, o que promueven el asentamiento de otros, o que la suma de los efectos de los compuestos contenidos en los extractos orgánicos crudos no tiene una inhibición efectiva de la epibiosis. Adicionalmente, la esponja podría usar otros mecanismos *in vivo* para evitar la epibiosis, como la liberación de altas cantidades de numerosos compuestos.

La posibilidad de que los extractos obtenidos de las esponjas no sean efectivos antiepibióticos contra ciertos organismos, podría tener varias causas: (1) Las esponjas simplemente no disuaden el asentamiento de algunos grupos de epibiontes por medio de este mecanismo. (2) Las sustancias antiepibióticas que aquellos organismos producen en ciertas temporadas podrían no haber coincidido con la época de recolección de las muestras. Se sabe que la producción de compuestos de algunos organismos marinos como las algas, presentan diferentes niveles de concentración durante el año (Hellio *et al.*, 2003). (3) La presión de epibiosis marina varía durante el año debido a que, si bien en aguas tropicales el reclutamiento de invertebrados generalmente no está confinado a un periodo definido en el año, se presentan temporadas de reclutamiento en donde la intensidad fluctúa entre las especies (García y Salzwedel, 1993). Debido a que el ensayo se realizó en época lluviosa y la recolección de los ejemplares en época seca, existe la posibilidad de que no se haya detectado por completo el potencial antiepibiótico de los extractos orgánicos crudos de las esponjas estudiadas, ya que las defensas químicas contra epibiontes, consideradas metabólicamente costosas, pueden ser más prevalentes durante los momentos de picos de producción larval (Henrikson y Pawlik, 1998) cuando existe una relación entre la producción de sustancias antiepibióticas y picos de reclutamiento larval (Becerro *et al.*, 1997). (4) La producción de extractos con marcada efectividad antiepibiótica podría presentarse sólo en ciertas poblaciones de la especie en cuestión, que puede no coincidir con aquella de donde se extraen los especímenes. (5) La esponja podría obtener ciertos beneficios de algunos epibiontes. A pesar de que los organismos epibiontes son generalmente considerados como detrimento para los hospederos, pueden tener efectos positivos si proveen un incremento en la resistencia a los consumidores (Hay, 1996). Se sabe que una variedad de compuestos de organismos marinos sésiles

influyen el asentamiento larval y la metamorfosis de organismos bentónicos, algunos de los cuales juegan papeles importantes en la interacción de estos organismos, brindando por ejemplo protección al basibionte (Pawlik, 1992; Fusetani, 1997). Además, existe la posibilidad de que las larvas competentes usen características químicas de las esponjas como una señal para los sitios apropiados de establecimiento (Bingham y Young, 1991).

Las sustancias presentes en los extractos crudos están contenidas en diferentes fracciones químicas de las esponjas, de forma tal que la respuesta activa total puede ser una simple adición de las actividades individuales, o el resultado de un efecto sinérgico (Martín y Uriz, 1993; Selvin y Lipton, 2004). Por lo tanto, es posible que dentro del extracto también se presenten compuestos que estimulen el asentamiento de epibiontes, haciendo que el efecto de las sustancias antiepibióticas presentes en otras fracciones no se manifieste plenamente.

La carencia de epibiontes sobre las esponjas y el efecto de los extractos no parecen estar relacionados [cabe mencionar que en *Cribrochalina* se encontraron endobiontes que entran por la epidermis (Willemsen, 1994; Arias, 2004), lo cual se debe a varios factores: (1) Las características físicas de los dos sustratos son bastante disímiles; mientras que una superficie es viva (con todas las implicaciones dinámicas que esto involucra), la otra es inerte. (2) La textura, la forma y la humectación de las dos superficies no son comparables. (3) El lugar de obtención de la esponja es diferente al del montaje del experimento, por lo que las condiciones de microhábitat también difieren (profundidad, disposición de las superficies, corriente, temperatura, entre otras). Todo esto justifica profundizar en el uso real de los compuestos en la naturaleza, determinando primero cuáles son los responsables del efecto antiepibiótico y luego su ubicación a nivel celular y tisular. Además se debe evaluar si son exudados o se concentran en la superficie de la esponja y si los compuestos (y sus concentraciones) son constantes durante todas las fases de crecimiento de los organismos, entre individuos y poblaciones y a lo largo del año. Para tener una idea más aproximada de la potencialidad de los extractos provenientes de las esponjas marinas *C. infundibulum* y *B. criaria* en el ámbito de la industria marina es preciso realizar ensayos que permitan determinar las cualidades antiepibióticas de las fracciones de los extractos y compuestos puros, provenientes de especímenes recolectados en diferentes épocas y localidades y compararlos con compuestos de uso comercial.

Otro factor a tener en cuenta en el empleo de los extractos como alternativa industrial es su permanencia en el medio que los contiene. Henrikson y Pawlik (1995) encontraron un remanente de 56 % del extracto original de la esponja *Hymeniacidon heliophila* en los geles, al cabo de 21 días de permanencia en el mar. Hallando la tendencia de lixiviación del extracto de esta esponja y extrapolando a los 31 días (28 días de permanencia en el mar y tres en los acuarios), habría un remanente aproximado de 45.7 %. Al comparar dichos valores con los obtenidos en este estudio, se puede

observar una permanencia ligeramente mayor en los geles de los extractos de *C. infundibulum* (49.6 %) y *B. cribaria* (53.5 %). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que ni en el presente estudio, ni en estudios anteriores realizados por otros autores, se ha verificado si el contenido del extracto obtenido de los geles coincide con el contenido de los extractos originales, esto se toma como un supuesto; además, aún no se sabe si los geles absorben exudados de los organismos fijados o del agua, que luego aparecerían en el extracto.

CONCLUSIONES

Los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas estudiadas inhibieron el asentamiento de varias clases de organismos epibiontes, siendo el de *B. cribaria* el que tuvo los valores más bajos (excepto en abundancia de ascidias, de hidroides y cobertura de esponjas). Adicionalmente tuvo una menor tasa de lixiviación desde la matriz gelatinosa.

La carencia de epibiontes sobre las esponjas marinas no parece estar relacionada con la capacidad antiepipibiotica de los extractos provenientes de ellas; es decir, que no puede predecirse la respuesta de los extractos a partir de observaciones directas de la epifauna de los organismos *in situ*. Por lo tanto, los resultados obtenidos no son un reflejo de la realidad sino una aproximación a ella.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el Fondo Colombiano de Investigaciones Científicas y Proyectos Especiales “Francisco José de Caldas” –COLCIENCIAS, dentro del “Proyecto piloto de prospección de bioactividad de organismos marinos colombianos”, código: 2105-09-12456, y por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andrés” – INVEMAR. Contribución de INVEMAR y del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias, J. 2004. Evaluación de la bioactividad y papel ecológico de los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas *Cribrochalina vasculum* y *Biemna cribaria*. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga. Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, Bogotá. 82 p.
- Becerro, M.A., M.J. Uriz y X. Turon. 1997. Chemically – mediated relations in benthic organisms: the chemical ecology of *Crambe crambe* (Porifera, Poecilosclerida). *Hydrobiol.*, 185: 77–89.



- Berembaum, M.R. 1995. Tournabout is fair play: secondary roles for primary compounds. *J. Chem. Ecol.*, 21 (7): 925–940.
- Bingham, B.L. y C.M. Young. 1991. Influence of sponges on invertebrate recruitment: a field test of allelopathy. *Mar. Biol.*, 109: 19–26.
- Callow, M.E y J.A. Callow. 2002. Marine biofouling: a sticky problem. *Biologist*, 49 (1): 1–5.
- Callow, M.E. y A. S. Clare. 2003. Some new insights into marine biofouling. *World Super Yacht*, (1): 34–39.
- Chaves, A. 2003. Evaluación del posible papel ecológico de los extractos orgánicos crudos de las esponjas excavadoras *Cliona aprica* Pang, 1973, *C.caribbaea* Carter, 1882, *C.delitrix* Pang, 1973 y *C. tenuis* Zea y Weil, sp. nov. Trabajo de grado para optar al título de Bióloga Marina. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta. 127 p.
- Else, T.A., C.R. Pantle y P.S. Amy. 2003. Boundaries for biofilm formation: humidity and temperature. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 (8): 5006 – 5010.
- Fusetani, N. 1997. Marine natural products influencing larval settlement and metamorphosis of benthic invertebrates. *Curr. Org. Chem.*, 1: 127–152.
- García, C.B. y H. Salzwedel. 1993. Recruitment patterns of sessile invertebrates onto fouling plates in the bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín.*, 22: 30–44.
- Hay, M.E. 1996. Marine chemical ecology: what's known and what's next? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 200: 103 – 134.
- Hellio, C., J.P. Marechal, B. Verón, G. Bremer, A.S. Clare y Y. Le Gal. 2003. Seasonal variation of antifouling activities of marine algae from the Brittany Coast (France). *Mar. Biotechnol.*, 6: 67–82.
- Henrikson, A.A. y J.R. Pawlik. 1995. A new antifouling assay method: results from field experiments using extracts of four marine organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 194: 157–165.
- Henrikson, A.A. y J.R. Pawlik. 1998. Seasonal variation in biofouling of gels containing extracts of marine organisms. *Biofouling*, 12 (1 – 3): 245–255.
- IMO. International Maritime Organization. 2002. Antifouling systems. Londres, 31 p.
- Keough, M.J. y P.T. Raimondi. 1995. Responses of settling invertebrate larvae to bioorganic films: effects of different types of films. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 185: 235–253.
- Martín, D. y M.J. Uriz. 1993. Chemical bioactivity of Mediterranean benthic organisms against embryos and larvae of marine invertebrates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 173: 11–27.
- Pawlik, J.R. 1992. Chemical ecology of the settlement of benthic marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 30: 273 – 335.
- Pawlik, J.R. 1993. Marine invertebrate chemical defenses. *Chem. Rev.*, 93: 1911–1922.
- Pereira, R.C., A.G.V. Carvalho, B.A.P. Gama y R. Coutinho. 2002. Field experimental evaluation of secondary metabolites from marine invertebrates as antifoulants. *Braz. J. Biol.*, 62 (2): 311–320.
- Puyana, M. 2002. Chemical ecology in aquatic ecosystems. 23 p. En: Hardege (Ed.): *Chemical ecology. Encyclopedia of life support systems (EOLSS) under the auspices of the UNESCO*. Ed. Publishers Oxford, Reino Unido.
- Sammarco, P.W y J.C. Coll. 1997. Secondary metabolites –or primary? Re-examination of a concept through a marine example. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.*, 2: 1245–1250.
- Selvin, J. y A.P. Lipton. 2004. Biopotentials of secondary metabolites isolated from marine sponges. *Hydrobiol.*, 513: 231–238.
- Siegel, S. y N.J. Castellan. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. 2nd edition. McGraw–Hill Book Company. Nueva York, 399 p.

- Thakur, N.L y W.E.G. Müller. 2004. Biotechnological potential of marine sponges. *Current Science*, 86 (11): 1506–1512.
- Van Alstyne, K.L. y V.J. Paul. 1988. The role of secondary metabolites in marine ecological interactions. *Proc. 6th Coral Reef Sym.*, 1: 175–186.
- Wahl, M. 1989. Marine epibiosis I. Fouling and antifouling, some basic aspects. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 58: 175–189.
- Willemsen, P.R. 1994. The screening of sponge extracts for antifouling activity using a bioassay with laboratory-reared cyprid larvae of the barnacle *Balanus amphitrite*. *Int. Biodet. Biodeg.*, 361–373.

FECHA DE RECEPCIÓN: 25/04/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 20/09/06



COEXISTENCIA DE LAS DOS ESPECIES DE CACHORRETA (PISCES: *AUXIS*) EN LA REGIÓN DE SANTA MARTA, COLOMBIA

Arturo Acero P.¹, Andrea Polanco F.² y Jaime Garzón-Ferreira²

- 1 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: aacero@invemar.org.co
2 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: anpolanco@invemar.org.co (APF), jgarzon@invemar.org.co (JGF)

RESUMEN

El ambiente marino de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) es único en muchos aspectos. La coexistencia allí de las dos especies de *Auxis* se registra y discute en este trabajo. *Auxis thazard*, la cachorreta, ha sido registrada varias veces de Santa Marta; sin embargo, la existencia de *A. rochei*, la cachorreta alicorta, es presentada por primera vez. Se discuten algunas diferencias inter e intraespecíficas y se comenta sobre aspectos pesqueros de estos pequeños pelágicos en la región samaria.

PALABRAS CLAVE: Cachorretas, *Auxis rochei*, *Auxis thazard*, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Coexistence of the two species of *Auxis* (Pisces) in the Santa Marta region, Colombia. The marine environment of the Santa Marta region (Colombian Caribbean) is unique in many ways. The coexistence there of both species of *Auxis* is herewith reported and discussed. *Auxis thazard*, the frigate tuna or frigate mackerel, has been reported several times from Santa Marta; however, the occurrence of *A. rochei*, the bullet tuna or bullet mackerel, is reported for the first time. Some inter and intraspecific differences are discussed; fishery aspects are commented as well.

KEY WORDS: Frigate tuna, Frigate mackerel, Bullet tuna, Bullet mackerel, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Auxis Cuvier, el género de atunes (tribu Thunnini) cuyos miembros alcanzan tallas más pequeñas, incluye dos especies epipelágicas neríticas y oceánicas, ampliamente

Contribución No. 959 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No. 296 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



distribuidas en las plataformas tropicales y templadas de los continentes (Collette y Aadland, 1996). Al menos desde Posada Arango (1909) existen registros escritos sobre la peculiar pesca predominante en Santa Marta, que incluye un importante componente de peces óseos de la familia Scombridae. Robá (1972?), en su poco conocido clásico sobre la pesca deportiva en la región samaria, destaca la riqueza y la abundancia de la participación de los scómbridos, listando doce especies de la familia y atribuyéndoles un 58.2% de las capturas. La importancia ecológica de *A. thazard* (Lacepède) en esa porción de la costa norte de Colombia es mencionada por Dahl (1971), Robá (1972?) y Gómez-Canchong *et al.* (2004). Sin embargo, ningún trabajo ha estudiado la coexistencia de las dos especies de *Auxis*, conocidas vulgarmente como cachorretas, en el ecosistema pelágico de la región de Santa Marta. De ese modo, se detalla aquí la presencia de las cachorretas en el Caribe colombiano y se dan las características morfológicas principales para separarlas, haciendo énfasis en *A. rochei* (Risso).

MATERIALES Y MÉTODOS

El material examinado fue pescado al correteo con señuelo artificial; muestras de ambas especies se han depositado en la colección de peces marinos del Museo de Historia Natural Marina del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR-P). Los caracteres morfométricos siguen a Collette y Nauen (1983); las longitudes total (LT) y horquilla (LH) se presentan en milímetros, las otras medidas en porcentajes de LH.

RESULTADOS

Auxis rochei rochei (Risso, 1810)

Scomber rochei Risso, Ichthyologie de Nice ou histoire naturelle des poissons du département des Alpes Maritimes: 165-167, Niza, 1810.

A. rochei, Cervigón (1971): 28-30; Collette y Nauen (1983): 29-30; Robins *et al.* (1986): 261; Edwards (1990): 120; Cervigón (1992): 415; Smith (1997): 650; McEachran y Fechhelm (2005): 775; Richards (2006): 2196-2197.

A. rochei rochei, Collette y Aadland (1996): 436-438; Collette (2002a): 517-518; Collette (2002b): 1843.

A. thazard (en parte), Cervigón (1994): 242-243.

Material examinado. Seis ejemplares de doce conservados (INVEMAR-P 5930) colectados por J. González entre la bahía de Santa Marta y el Cabo de la Aguja el 5-III-2005. Dos ejemplares desechados colectados por J. Garzón-Ferreira entre las bahías de Concha y Chengue el 17-II-1986.

Merística y morfometría. Aleta dorsal X-10+8; aleta anal 13+7; aleta pectoral 22(1), 23(3), 24(2); branquiespinas 40, 41, 42(2), 43 y 45; escamas transversales en el corselete a la altura del origen de la segunda dorsal 5(2), 6(2) y 7(2); LT 240-382 mm; LH 233-360.5 mm; longitud cabeza 18.5-26.1%; longitud rostro 4.2-6.5%; diámetro del ojo 3.9-6.5%; altura dorsal espinosa 8.5-12.2%; altura dorsal blanda 4.0-5.5%; longitud aleta pectoral 9.6-13.8%; longitud aleta pélvica 7.8-11.4%; altura máxima del cuerpo 14.4-20.4%; altura del cuerpo en el origen de la aleta anal 11.5-16.7%; altura del pedúnculo caudal 1.2-1.9%.

DISCUSIÓN

La presencia de las dos especies de *Auxis* en el Atlántico está relativamente bien documentada desde hace varias décadas (Richards y Randall, 1967; Zavala-Camín, 1983). Collette y Aadland (1996) concluyen que la forma más apropiada para separar las dos especies de *Auxis* es contando las hileras de escamas transversales en el corselete a la altura del origen de la segunda aleta dorsal. Según ellos, *A. rochei* se diferencia de *A. thazard* en que su corselete es en general más ancho, de modo que en ese punto hay entre cinco y doce escamas, promedio 7.9 (población de la costa Atlántica de Estados Unidos), mientras que *A. thazard* de la misma área tiene tres a seis escamas, promedio 4.0. Sin embargo, como fue expresado por Cervigón (1994: 243): “el conteo de las escamas en la zona mencionada... no es fácil de realizar con exactitud”. El promedio de los ejemplares colombianos de *A. rochei rochei* examinados en ese conteo es de 6.0, lo cual separaría las poblaciones colombiana y estadounidense de esta subespecie. Así mismo, es importante también recurrir a otros caracteres, como la forma más alargada y relativamente redondeada del cuerpo en *A. rochei*, el número de branquiespinas y la coloración. *Auxis rochei* en la costa atlántica de Estados Unidos tiene 39-46 branquiespinas en el primer arco, promedio 43.4, mientras que *A. thazard* presenta 38-42, promedio 40.1 (Collette y Aadland, 1996). Los especímenes colombianos de *A. rochei rochei* examinados tienen 40-45 branquiespinas, promedio 42.3, corroborando la aparente diferencia poblacional con los ejemplares estadounidenses. En cuanto a la coloración, *A. rochei* posee la región dorsal sin escamas, por encima de la línea lateral y por detrás de la aleta pectoral, con 15 ó más barras oscuras relativamente anchas y casi verticales. En *A. thazard* el área en mención tiene unas 15 líneas oblicuas oscuras onduladas relativamente angostas; además esta especie puede presentar hasta cinco puntos negros por debajo de la aleta pectoral, los cuales nunca son visibles en *A. rochei*. En todo caso, la separación de las especies de cachorreta requiere de atención al detalle, pues siempre hay posibilidades de confusión. Es así que Cervigón (1994) registra sin duda ambas especies, bajo el nombre único de *A. thazard*, entrando en contradicción con lo que él mismo había concluido previamente (Cervigón, 1971). Mientras Cervigón (1994) menciona que 50 individuos venezolanos

tenían generalmente 38-42 branquiespinas, moda 40 (típico conteo de *A. thazard*), y tres o cuatro escamas transversales en el corselete al nivel de la segunda aleta dorsal, el ejemplar de la figura 128, publicada previamente en Cervigón (1971), y en especial el de la fotografía (Lám. 19, 128), publicada también previamente en Cervigón (1992), son *A. rochei*. Cervigón (1971) examinó ocho ejemplares con 40-47 branquiespinas, moda 43, y 5-7 escamas transversales en el corselete que sin duda pueden adscribirse a *A. rochei rochei*. Esos conteos son similares a los de los especímenes samarios, por lo que es posible que se trate de la misma población. La tabla 1 compara algunas variables merísticas entre las dos especies de *Auxis*, a nivel tanto del Atlántico occidental como del Caribe sur.

Tabla 1. Comparación de caracteres merísticos seleccionados entre *Auxis thazard* y *A. rochei* en el Atlántico occidental, sin incluir material de Colombia o Venezuela (datos tomados de Collette y Aadland, 1996; Collette, 2002a; Richards, 2006) y en el Caribe sur (datos tomados de Cervigón, 1971 y 1994; material examinado por los autores y depositado en INVEMAR-P). Se presentan los ámbitos y, entre paréntesis, las modas de cada conteo. EC, escamas corselete, Br, branquiespinas primer arco; AD, elementos aleta dorsal; AA, elementos anal; APc, elementos aleta pectoral.

Taxa	n	EC	Br	AD	AA	APc
<i>A. thazard</i> Atlántico	7	3-6 (3)	38-42 (40-41)	X-XII-10-13	10-14	23-25
<i>A. thazard</i> Caribe sur	54	3-4	36-44 (40)	IX-XI-10-12	12-14	23-24 (24)
<i>A. rochei</i> Atlántico	30	5-12 (6-10)	39-46 (42)	IX-XII-10-13	11-14	23-25
<i>A. rochei</i> Caribe sur	14	5-7	40-47 (42-43)	X-10-11	12-14 (13)	22-24 (24)

Collete y Aadland (1996) y Collette (2002b) señalan que *A. rochei* es en el Atlántico centro-occidental la más común de las dos cachorretas. Sin embargo, Bruce B. Collette (National Marine Fisheries Service Systematics Laboratory. Washington, EE. UU. 2005. Com. Pers.) aclaró que *A. rochei* es conocida en el Atlántico occidental solo en la costa este de los Estados Unidos y en el Brasil. La presencia de las dos especies de *Auxis* en la región de Santa Marta es entonces interesante. Dahl (1971) registra *A. thazard* para la región samaria, aunque la ilustración presentada parece incluir caracteres de ambas especies. De todas formas, tres décadas de examen de la riqueza íctica pescada en Santa Marta indican que *A. thazard* es la cachorreta más abundante en la región (Acero y Garzón, datos inéditos). Por comunicación personal del Sr. José González (INVEMAR. Santa Marta, Colombia. 1984), existía la advertencia de la aparición esporádica de otra especie de cachorreta, de forma relativamente redondeada y más pequeña. En febrero de 1994, uno de los autores (JG-F) examinó cuatro ejemplares pescados juntos al nororiente de Punta Aguja con tallas entre 265 y 275 mm LH, incluyendo dos formas distintas, claramente separadas en coloración. En los primeros días de marzo de 2005 se examinó un lote de 30 ejemplares de cachorreta, 29 de los cuales identificables como *A. rochei*; doce de ellos fueron depositados en la colección del INVEMAR-P (5930).

En total se estudiaron al detalle once especímenes samarios de *A. thazard* entre 248 y 399 mm LH capturados entre 1982 y 1994 en los meses de enero (uno, bahía de

Santa Marta), febrero [seis en total: bahía de Taganga (uno), ensenada de Granate (tres) y nororiente del Cabo de la Aguja (dos)], marzo (dos, bahías de Gayraca y Cinto), abril (uno, bahía de Chengue) y septiembre (uno, ensenada de Granate). Dos ejemplares de 248 y 254 mm LH pesaron 214-220 g, uno de 298 mm LH pesó 400 g y otro de 390 mm LH pesó 1080 g. Los únicos especímenes maduros examinados fueron colectados en febrero, una hembra de 390 mm LH y dos machos de 330 y 360 mm LH. Gómez-Canchong *et al.* (2004) presentaron información valiosa sobre la pesquería de *A. thazard* al nororiente del Caribe colombiano; ellos estimaron el desembarco anual artesanal de ese sector en poco más de 28 ton/año, de las cuales más del 86% corresponden a la región de Santa Marta, casi en su totalidad concentrado en febrero. Así mismo, registran que la especie es completamente ictiófaga, alimentándose de pequeños pelágicos (86%) y de peces medianos (14%) (Gómez-Canchong *et al.*, 2004). *Auxis thazard* crece en el Atlántico occidental hasta unos 500 mm LH, siendo común hasta 400 mm LH; por su parte *A. rochei* es una especie más pequeña, que alcanza en el Atlántico occidental hasta unos 400 mm LH y es común hasta 350 mm LH (Collette, 2002b). No se ha encontrado respaldo en la literatura a que en el Caribe, al igual que en la costa atlántica de los EE. UU., la especie más común de cachorreta sea *A. rochei*. De hecho, del Caribe occidental colombiano (cayo Bolívar, departamento de San Andrés y Providencia) sólo se ha registrado a *A. thazard* (Victoria y Gómez, 1984); sin embargo, recientemente se publicó que la especie aparece en las Bahamas y las Antillas, pero no se indicó cual es el respaldo en la literatura (McEachran y Fechhelm, 2005). Cervigón (1971), quien separó correctamente las dos especies en Venezuela, encontró a *A. rochei* en octubre en isla Cubagua y a *A. thazard* en la isla de Margarita (julio) y en el archipiélago de Los Roques (mes no determinado). Acero *et al.* (1986), e inventarios anteriores citados en ese trabajo, listan a *A. rochei* del Caribe colombiano; esas referencias se basan principalmente en los informes de la FAO, que presentan a dicha especie como ampliamente distribuida en el Atlántico occidental, lo cual debe aun ser reconfirmado.

Parece apropiado concluir que en la región de Santa Marta *A. thazard*, la cachorreta, es una especie relativamente frecuente a lo largo del primer semestre del año, que incluso ha sido ya documentado que aparece en enormes cardúmenes (Dahl, 1971). Por su parte, *A. rochei*, la cachorreta alicorta, ha sido colectada junto con su congénere, en febrero y comienzos de marzo, cuando la surgencia costera samaria está en su pico más elevado (Bernal y Zea, 2000). Vale la pena tener en cuenta que de pocas localidades aisladas en el Atlántico hay registros de ambas especies; por ejemplo, Edwards (1990) las lista para la isla de Santa Helena en el Atlántico central. Un camino de investigación interesante sería la comparación detallada de las poblaciones atlánticas de *A. rochei*, incluyendo al menos material de EE. UU., Colombia y Venezuela. Se recomienda una evaluación a fondo de la abundancia, estacionalidad y parámetros biológicos de estas especies, así como en general de la pesca pelágica en Santa Marta y otras localidades de la costa caribeña de Colombia y Venezuela.

AGRADECIMIENTOS

INVERMAR ha respaldado ampliamente los esfuerzos de más tres decenios para conocer la ictiofauna marina colombiana. La ayuda de José González, gran conocedor de la plataforma samaria, ha sido determinante a lo largo de ese período en dicho proceso. Bruce B. Collette leyó y opinó sobre una versión preliminar del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Acero P., A., R. Álvarez-León y J. Garzón F. 1986. Peces comerciales del Caribe colombiano, sin incluir las islas, cayos y bajos del Caribe occidental (propuesta para la unificación de sus nombres vernaculares). Inf. Museo Mar., 31: 6+15 p.
- Bernal, A. y S. Zea. 2000. Estructura de la comunidad de zooplancton en condiciones de descarga continental y afloramiento costero en Santa Marta, Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 29: 3-26.
- Cervigón, F. 1971. Los peces marinos de Venezuela. Complemento II. Contr. Cient. Univ. Oriente, 1: 5-36.
- Cervigón, F. 1992. Peces óseos: 209-456. En Fischer, W. y L. Garibaldi (Eds.) Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma, 513 p.
- Cervigón, F. 1994. Los peces marinos de Venezuela. Seg. ed. Vol. III. Fund. Cient. Los Roques, Caracas, 295 p.
- Collette, B.B. 2002a. Mackerels, family Scombridae: 516-536. En Collette, B.B. y G. Klein-MacPhee (Eds.) Fishes of the Gulf of Maine. Tercera ed. Smithsonian, Washington, 748 p.
- Collette, B.B. 2002b. Scombridae mackerels and tunas: 1836-1857. En Carpenter, K. (Ed.) The living marine resources of the western central Atlantic. Vol. 3. FAO, Roma, 1375-2127 p.
- Collette, B.B. y C.R. Aadland. 1996. Revision of the frigate tunas (Scombridae, *Auxis*), with descriptions of two new subspecies from the eastern Pacific. Fish. Bull., 94 (3): 423-441.
- Collette, B.B. y C.E. Nauen. 1983. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos, and related species known to date. FAO Fish. Synop., 125 (2): 137 p.
- Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá, 391 p.
- Edwards, A. 1990. Fish and fisheries of Saint Helena island. Univ. Newcastle upon Tyne, Inglaterra, 152 p.
- Gómez-Canchong, P.G., L.M. Manjarrés M., L.O. Duarte C. y J.E. Altamar L. 2004. Atlas pesquero del área norte del mar Caribe de Colombia. Universidad del Magdalena, Santa Marta, 230 p.
- McEachran, J.D. y J.D. Fechhelm. 2005. Fishes of the Gulf of Mexico. Vol. 2. University Texas, Austin, 1004 p.
- Posada Arango, A. 1909. Los peces: 285-322. En Estudios científicos, Imprenta Oficial, Medellín.
- Richards, W.J. 2006. Tribe Thunnini: Tunas: 2194-2213. En Richards, W. J. (Ed.) Early stages of Atlantic fishes. An identification guide for the western central North Atlantic. Vol. II. Taylor & Francis, Boca Raton, EE. UU. 2640 p.
- Richards, W.J. y J.E. Randall. 1967. First Atlantic records of the narrow-corseleted frigate mackerel, *Auxis thazard*. Copeia, 1967: 245-247.
- Robá, R.-P. 1972? La pesca deportiva en Santa Marta. J. Plazas S., Bogotá, 111 p.
- Robins, C.R., G.C. Ray y J. Douglass. 1986. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin, Boston, 354 p.

- Smith, C.L. 1997. National Audubon Society field guide to tropical marine fishes. Knopf, Nueva York, 720 p.
- Victoria D., P. y D.P. Gómez N. 1984. Nuevos registros de peces para la isla de San Andrés (mar Caribe de Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta de Betín, 14: 115-132.
- Zavala-Camín, L.A. 1983. Revisão de algumas características usadas na identificação das espécies do gênero *Auxis*, e observações sobre o crescimento da coluna vertebral em *Auxis* (Osteichthyes) no sudeste do Brasil. Bol. Inst. Pesca São Paulo, 10: 61-71.

FECHA DE RECEPCIÓN: 01/03/06

FECHA DE ACEPTACIÓN: 21/09/2006



MODEL-BASED GEOMORPHOLOGY OF MALPELO ISLAND AND SPATIAL DISTRIBUTION OF BREEDING SEABIRDS

Mateo López-Victoria¹ and Daniel M. Rozo²

1 Department of Animal Ecology and Special Zoology, University of Giessen (JLU), Germany. E-mail: Mateo.Lopez-Victoria@bio.uni-giessen.de

2 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR (Marine and Coastal Research Institute), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: drozo@invemar.org.co

ABSTRACT

The spatial distribution of seabird nests present on Malpelo Island, the main characteristics of the island's topography, and the types of substratum available for nesting were addressed using a Digital Elevation Model (DEM). The model is based on data from remote sensors (satellite images, aerial photography and panoramic photography), and from field data processed through a geographical information system. The nests of *Sula granti* prevail on the surfaces of Malpelo Island and neighboring islets, while those of the remaining species (*S. sula*, *Creagrurus furcatus*, *Anous stolidus*, *A. minutus* and *Gygis alba*) are spatially restricted to the cliff margins and to crevices or caverns at different heights. The presence of terrestrial predators and predatory birds (*Fregata* spp.) seems to mainly explain the marginal distribution of other breeding species. The cartographic data presented here differ significantly from past and current representations, especially those concerning the island's emerged surface and other geomorphologic features. This new cartographical information will support future studies on the terrestrial fauna and flora of Malpelo Island and its islets.

KEY WORDS: Seabirds, Nest distribution, Digital Elevation Model, Malpelo Island, Colombia.

RESUMEN

Modelación geomorfológica de la Isla Malpelo y distribución espacial de aves marinas anidantes. La distribución espacial de nidos de aves marinas en la Isla Malpelo, las principales características del relieve del suelo de la Isla y los tipos de sustratos disponibles para anidación, fueron estudiados utilizando un Modelo Digital de Elevación (MDE). El modelo está basado en datos de sensores remotos (imágenes de satélite, fotografías aéreas y fotografías panorámicas), y en datos de campo procesados mediante un sistema de información geográfico. Los nidos de *Sula granti* prevalecen en las superficies de Malpelo e islotes vecinos, mientras que aquellos de las restantes especies (*S. sula*, *Creagrurus furcatus*, *Anous stolidus*, *A. minutus* y *Gygis alba*) están espacialmente restringidos a los márgenes de los acantilados y a grietas o cavernas a distintas alturas. La presencia de depredadores terrestres y aves depredadoras (*Fregata* spp.) parecen ser las

Contribución No. 960 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR



principales explicaciones de la distribución marginal de esas otras especies anidantes. Los datos cartográficos aquí presentados difieren significativamente de pasadas y actuales representaciones, especialmente en lo que concierne al área emergida de la Isla y a otros aspectos geomorfológicos. Esta nueva información cartográfica pretende apoyar futuros estudios sobre la fauna y flora terrestres de Malpelo y sus islotes.

PALABRAS CLAVE: Aves marinas, Distribución de nidos, Modelo Digital de Elevación, Isla Malpelo, Colombia.

INTRODUCTION

Malpelo Island is the top of a submerged mountain chain (Stead, 1975) and its topography relief is uneven and rough, giving the impression of an inaccessible and inhospitable naked rock (Townsend, 1895; Graham, 1975). Due to its remote location from the Pacific coast of Colombia and difficult access across its uneven and rough surfaces, research work conducted on the island has been relatively scarce, and in consequence, the cartographical information remains incomplete and poor. Up to date, only some bi-dimensional representations, with contour lines, have been made, including cartography regarding the island geomorphology and geology. These representations, on which all existing estimations of Malpelo's surface and its inhabiting fauna are based, were made more than three decades ago by the Smithsonian Institute (Kiester and Hoffman, 1975).

For the specific case of Malpelo, the traditional two-dimensional mapping methods provide incomplete information on the location, basic area, and contour lines of the island. The lack of information on the surface inhabited by different organisms, and their influence areas, difficult the estimation of their density, total population and biomass. For instance, research on the resident birds of Malpelo demands a reliable cartographical base to support this and any biological study, because the direct estimation of the total number of individuals is not possible due to the uneven topography of the island (López-Victoria and Estela, 2006).

Malpelo is home of the greatest breeding colony of the Nazca Booby (*Sula granti*) in the world and harbors populations of at least other six breeding bird species, the Masked Booby (*Sula dactylatra*), the Red-footed Booby (*Sula sula*), the Swallow-tailed Gull (*Creagrus furcatus*), the Brown Noddy (*Anous stolidus*), the Black Noddy (*Anous minutus*) and the White Tern (*Gygis alba*) (Pitman *et al.*, 1995; Pitman and Jehl, 1998; Álvarez-Rebolledo, 2000; López-Victoria and Estela, unpublished). The ecology of these seven seabird species, as well as of other 50 bird species, including further seabirds and small migratory birds, have been subject of study since the end of the XIX century (Townsend, 1895), and especially during the last 20 years (Pitman *et al.*, 1995; Álvarez-Rebolledo, 2000; López-Victoria and Estela, 2006). However, the housing requirements of resident birds have been poorly studied in terms of nesting space and location, due to the difficulties to conduct field work on the island.

The use of remote sensors and geographical information systems has proved to be a practical tool used in different ornithological studies during the last decades (Gottschalk *et al.*, 2005). Adequate graphical representations can be obtained through a Digital Elevation Model (DEM), defined as a numerical structure of data, representing the spatial distribution of the elevation of the ground surface (Felicísimo-Pérez, 1994). This technique combines the information obtained from remote sensors, the data collected in the field and the existing cartography.

The purpose of this study was to develop a DEM for Malpelo Island and neighboring islets, based on field data and information from remote sensors. An approximated cartographical data base was generated in order to: 1) estimate the resident seabird requirements in terms of nesting spatial distribution and 2) describe the main characteristics of the island's topography and substratum, as a function of the area occupied by nests. This new cartographical data base is also intended to support future studies on the terrestrial fauna and flora of Malpelo Island and neighboring islets.

MATERIALS AND METHODS

From October 2003 through June 2006 seven visits to Malpelo were made. Location and elevation of relevant spots identified on the island's surface were recorded, using a GPS Garmin Map76S (provided with barometer). The length and width of the eastern, central and southern areas of Malpelo were surveyed, and location [error (x, y) less than 15 m] and elevation [error (z) less than 3 m] of the ground relief were recorded. Additionally, panoramic and detailed photographs were taken from different angles of the islands. High resolution (126 mm format) oblique aerial photographs, taken by the Southwest Fisheries Science Center-SWFSC (Pitman *et al.*, 1995), were also obtained. The general outline and location of the islands were estimated from an image of an Aster satellite (NASA) with a resolution of 15 m (ASTER On-Demand L2 Surface Reflectance).

Data processing and analyses were carried out using the ArcGIS 9.1 software. Field data were loaded to the system of coordinates UTM zone 17N and organized in a same vector map (Shapefile format). The geographical points of GPS taken in the field were used as basis for the geographical reference of the satellite image utilizing the mode for geo-reference of the ArcMap within the system wgs84. A preliminary coastal line was digitalized according to the outline interpreted on the reflectance band. Using the preliminary coastal line as a base line and the positioning data taken in the field, the oblique aerial photos were geo-referenced, giving priority to the coastal line. Based on the finished geo-referenced photography, a photo-mosaic was assembled, covering the majority of the islands (the northern islets and the most remote islet from the eastern coast were excluded from the high resolution aerial-photograph set; Figure 1).

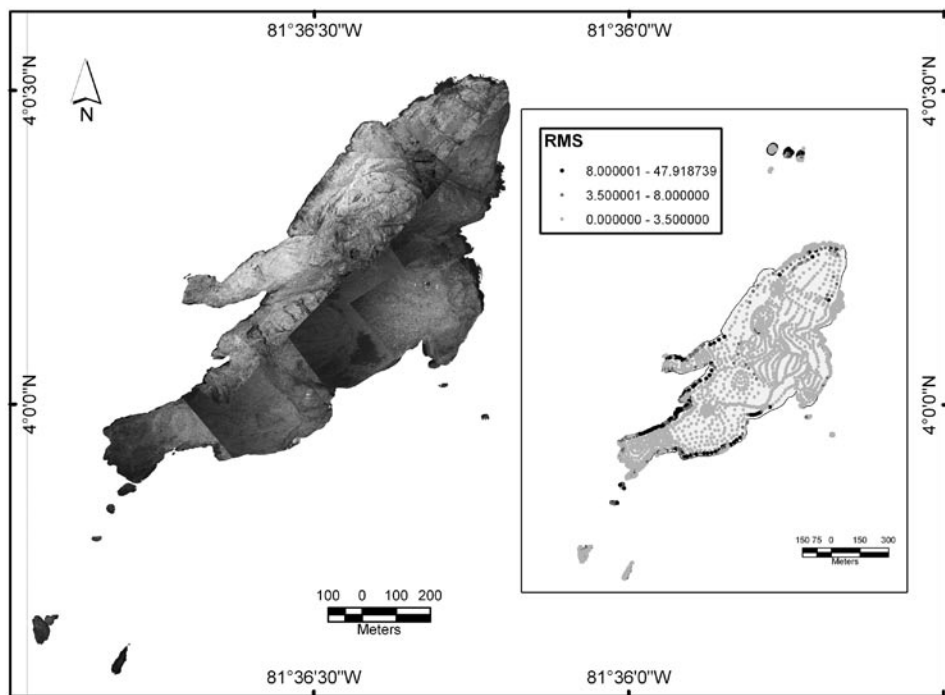


Figure 1. Photo-mosaic of Malpelo Island and neighboring islets. Aerial photographs provided by the Photogrammetry Group of NOAA. On the right side the distribution of the 3228 points used to generate the 3D model with their corresponding RMS value (each value represents the square root of the quadratic difference in each point).

From the aerial photo-mosaic, the coastal line of the islands was re-digitalized with as much detail as possible. Subsequently, the data were standardized and then loaded, including information on position and elevation derived from transects (tracks) made through Malpelo and recorded in the GPS. The data-base obtained using the GPS was complemented using the panoramic photographs taken from boats at different angles and distances from the islands. Using this information, the elevations were established based on the changes of relevant spots of the physiognomy of the islands. These values were calculated by means of linear regression, comparing known elevations to easily identifiable sites of the aerial photography mosaic.

To prevent the edge effect and the deformation of the interpolation due to lack of data on the coastal line, besides estimating the steep slopes of the islands land, a bathymetric file was created using the data of the chart 521 of the Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas (CIOH).

Once a total of 3228 geographical points were registered, an irregular net was generated using a triangulation of Delaunay (surfaces model type TIN) in order to control the loading of data elevations (Figure 1). Subsequently, a digital elevation model (one

meter of resolution) of the islands was generated, based on the technique of the finite iteration of the difference interpolation. The algorithm “topo to raster” implemented in ArcGIS 9.1 was used to simulate the island’s surface based on the map of geographical points with their estimated elevations, which was the starting point for generating the contour lines (one meter apart). This sequence was used to determine a triangulated surface (TIN) with minor changes, compared to the direct generation of elevation points.

Preliminary maps were used to mark the main geo-morphological characteristics of Malpelo on the field, as a function of the nests’ distribution of the different seabird species (except Masked Booby). Starting from these data and using the geo-referenced mosaic of aerial photography and the contour lines obtained from the estimated surface, the physical limits of zones with homogenous characteristics were digitalized. In addition to field information, the oblique aerial and panoramic photographs were taken into account to establish those limits. Data related to the location vectors of the vegetal coverage, the substratum stability and roughness as a function of the nests presence (four categories), the utilization of the islands by humans (four categories), and the distribution of the nesting sites for six seabirds were loaded (Nazca Booby, Red-footed Booby, Swallow-tailed Gull, Brown Noddy, Black Noddy and White Tern). Through the tool “surface volume” implemented in ArcGIS 9.1 the surface areas (3D) were estimated for each of the attributes of each thematic and a closed analysis was conducted to establish if the error would be acceptable.

Based on the DEM an analysis of slopes was conducted and the surfaces were calculated in two and three dimensions for all the evaluated categories, combining the TIN surface with each of the thematic attributes. Finally, the graphic output for each thematic was generated (maps, views and profiles in 2D and 3D).

RESULTS

Cartographic data collected for the present study show that Malpelo is an island of elongated form, about 1643 m long and with variable width (maximum width approximately 727 m; Figure 2). The main island is neighbored by 11 to 12 islets, depending on what definition is used for the portions of rock emerging from the sea in the periphery. At least two of the islets are relatively close to the island and one of them is small and low (see farther below). The islets were designated with different names during the last century. We opted to use the names currently given, and widely accepted by divers (Harold Botero. *Embarcaciones Asturias de Buenaventura*, Colombia. Sandra Bessudo and Krupskaya Narváez. *Fundación Malpelo*. Bogotá, Colombia. 2006. Pers. Comm.). The islets distribution and their names are as follows: four islets located 500 m from the northern end of the island, known as Los Mosqueteros; five islets located at different distances from the island’s southern point, known as Tres Reyes, La Gringa, and Escuba; two islets located at the eastern coast of the island, in front of an arch or natural

bridge, known as Vagamares and La Torta. The last islet, located at the western coast of the island, and considered by some people as a shoal, is known as El Mirador. This last islet and the first one of the southern islets (Salomón) are separated from the main island by, maximum, six and two meters, respectively (Figures 2 and 3).

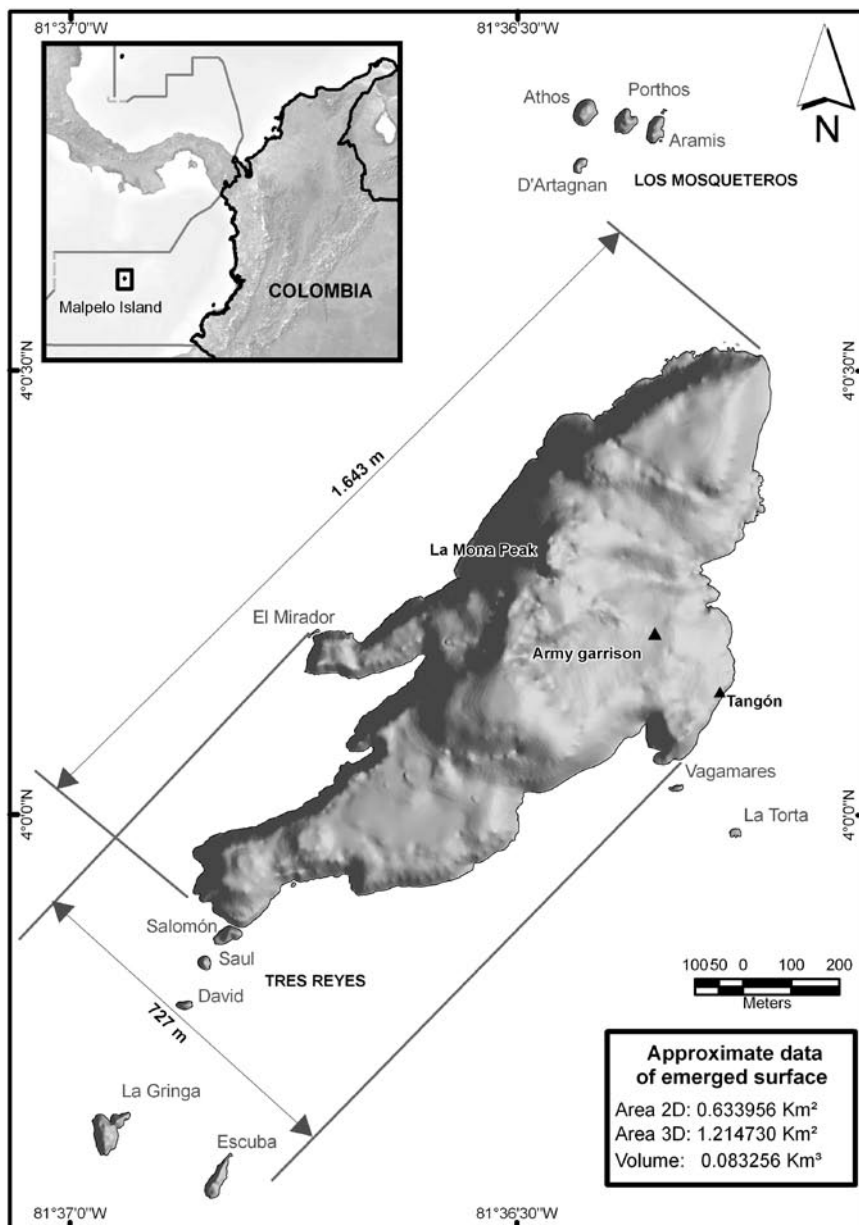


Figure 2. General map of Malpelo Island and neighboring islets.

The flat (cartographical) emerged area of the islands (Malpelo and the islets) is about 0.633 km² (ca. 63 Ha). However, their surface area (3D) is about 1.215 km² (ca. 121 Ha), i.e. almost twice as large. This large difference results from the uneven ground topography of the islands, and the presence of hills with a maximum height of about 300 m. The northern half of the main island is higher than the southern half and on the top of one of the hills, known as La Mona, a light house was erected (Figures 2 and 3).

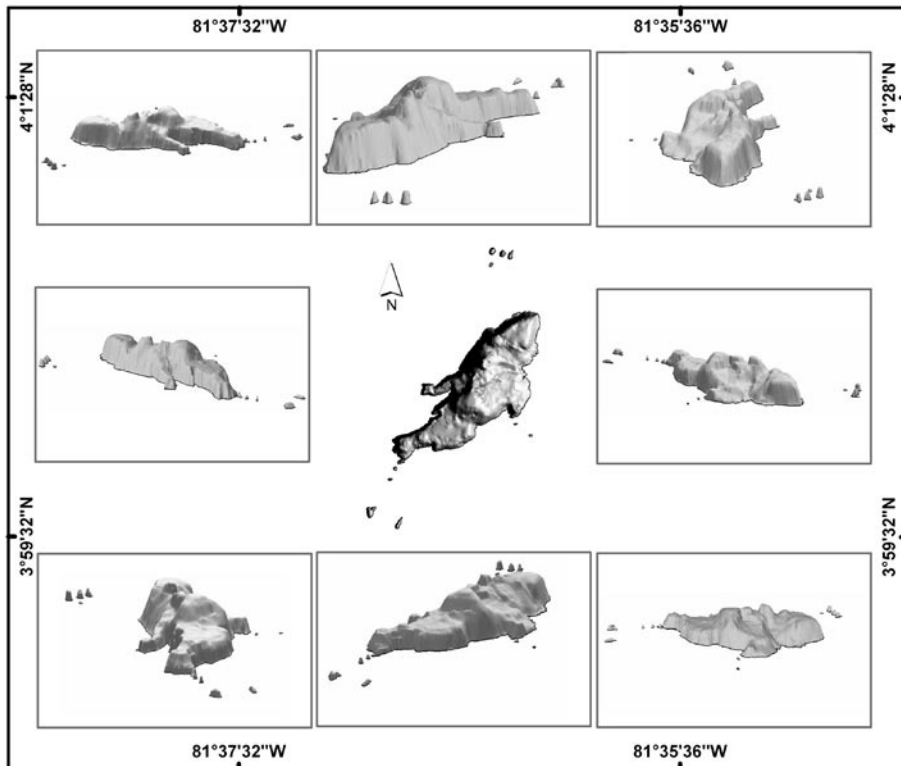


Figure 3. Three-dimensional profiles of Malpelo Island and neighboring islets (viewed from different angles).

The uneven relief of the island's ground presents several steep slopes, which constitute 72% of the islands surfaces. With the exception of some areas of the northeast of the main island, the cliffs extend 20 to 80 m deep under the sea. There are some areas that are almost flat, located on the southern part of the main island, on the eastern coast (where two navy houses were built), on the higher points, and on the highlands of the northern end of the island. With the exception of La Torta and El Mirador, having an emerged flat relief with surfaces completely swept by the swell and the high tides, all the islets are sharp pointed, rise above the sea level more than five meters, and show an uneven ground relief (Figures 4 and 5).

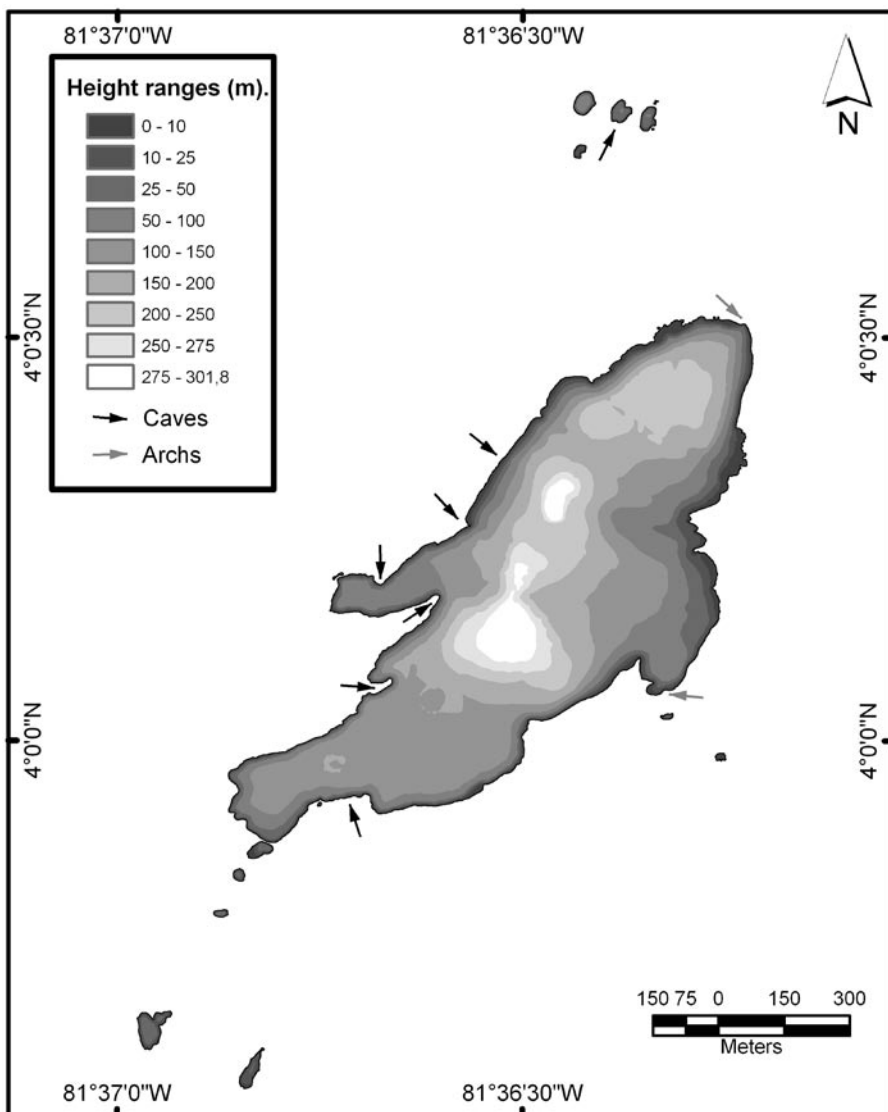


Figure 4. Topographic map of Malpelo Island and neighboring islets showing the approximate location of caves and arches.

Near 72% of the island's ground surface is solid rock of uneven relief; the remaining 28% of the area is plain rock or loose rock of different sizes (Figure 6). In those surfaces where more rock accumulation is found the slopes are smaller, and rocks falling from the hills are piled up there. These areas also correspond to watersheds, which contribute to the flow of water and rocks into the sea. A reduced number or complete absence of nests in these areas was observed.

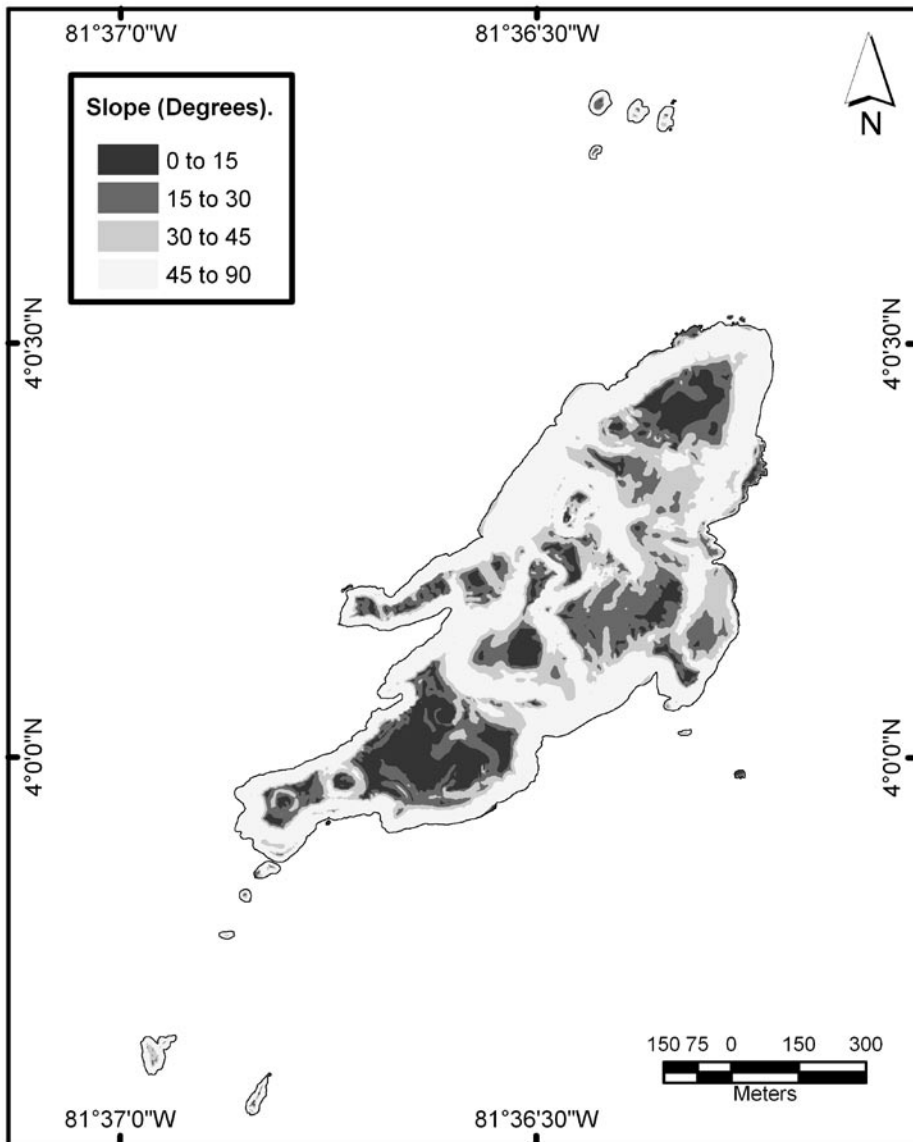


Figure 5. Map of slopes of Malpelo Island and neighboring islets.

Except for some scattered patches of grasses and ferns, not exceeding an area of 0.02 km², the vegetal cover of the islands constitutes micro-algae, mosses and lichens. The largest patch of vegetation (vascular plants), comprising the fern *Pityrogramma dealbata* is located at the center of the main island, towards the western coast, and between 100 and 150 m above the sea level. The grass patches (Poaceae) occur mainly on the top of the islets, and inside crevices and caverns of the hills skirts (Figure 7).

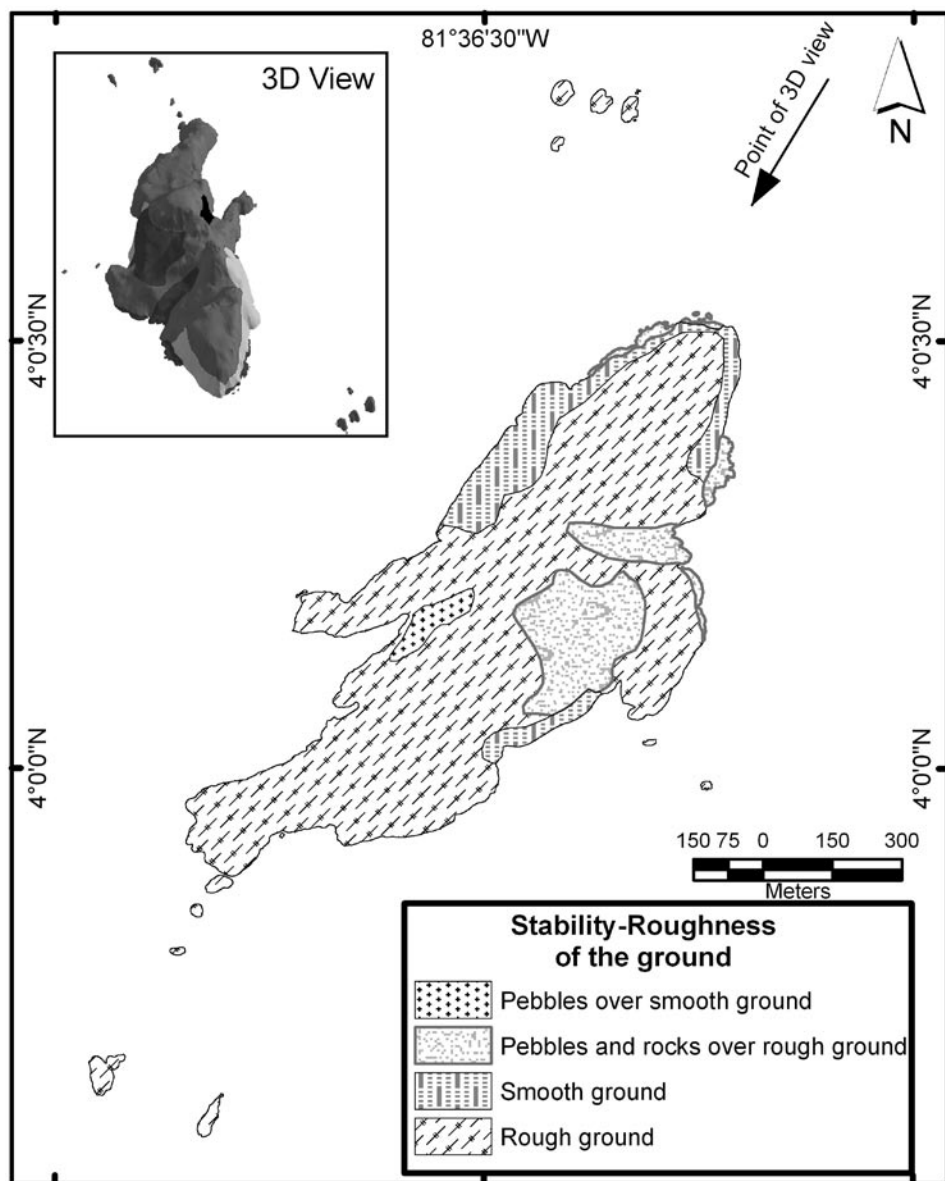


Figure 6. Map of ground's stability-roughness of Malpelo Island and neighboring islets.

Less than 3% of the main island is frequently used by humans and near 90% is sporadically visited. Inhabited areas correspond to those occupied by houses of the Colombian Navy, to the neighboring pathway linking the access dock to the barracks and, occasionally, the pathway to La Mona Hill. Colombian Navy squads or research teams sporadically explore the southern region of the main island and the hills located at the central part.

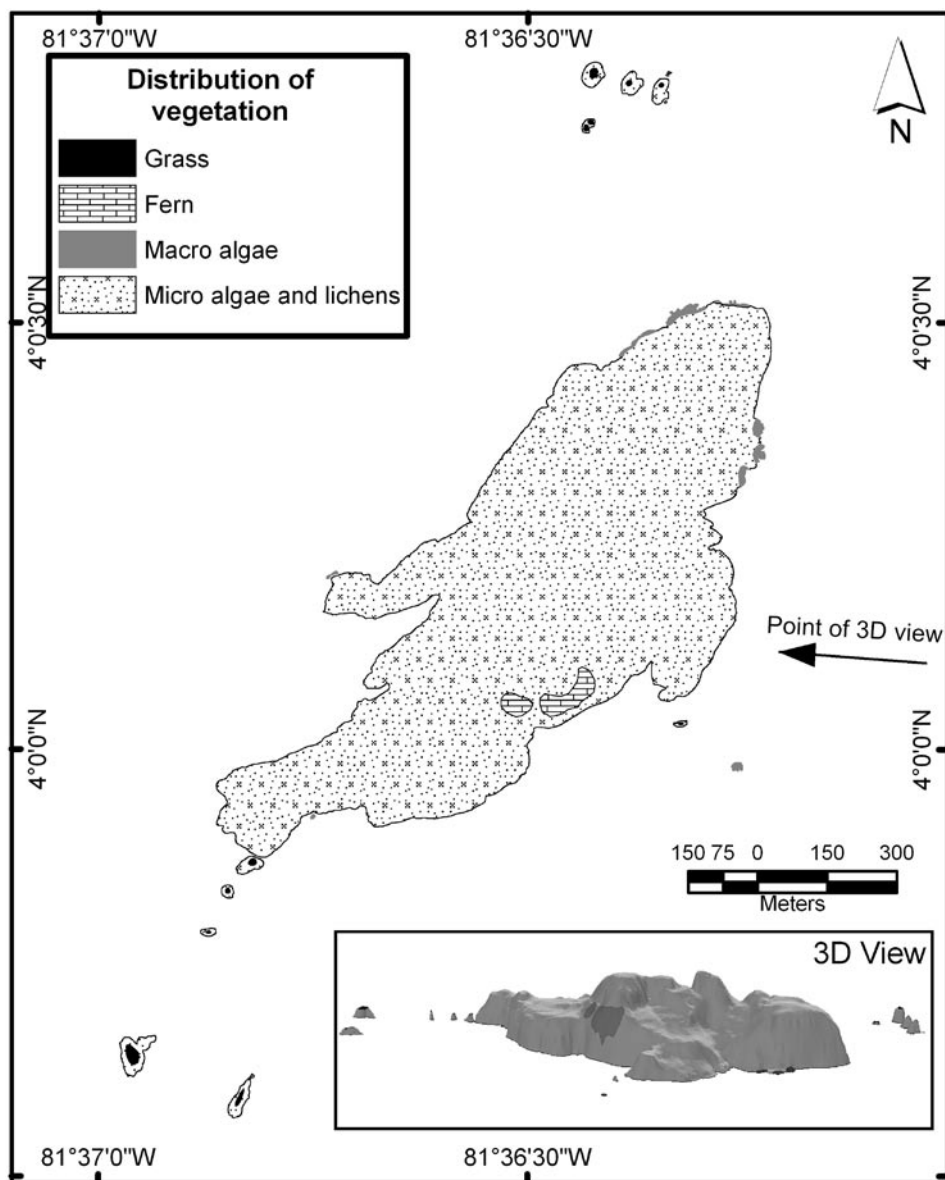


Figure 7. Map of the vegetation cover of Malpelo Island and neighboring islets.

The Nazca Booby is the most abundant species in Malpelo, having nests on almost all islets, with the exception of El Mirador and La Torta (Figure 8). Most nests are found on surfaces with moderate slopes. In those areas with steep slopes the nests are scarce and scattered. Disregarding the general slopes, the micro-relief of the ground where nests occur is flat and made out of solid rock. Nests are made out of pebbles and, in

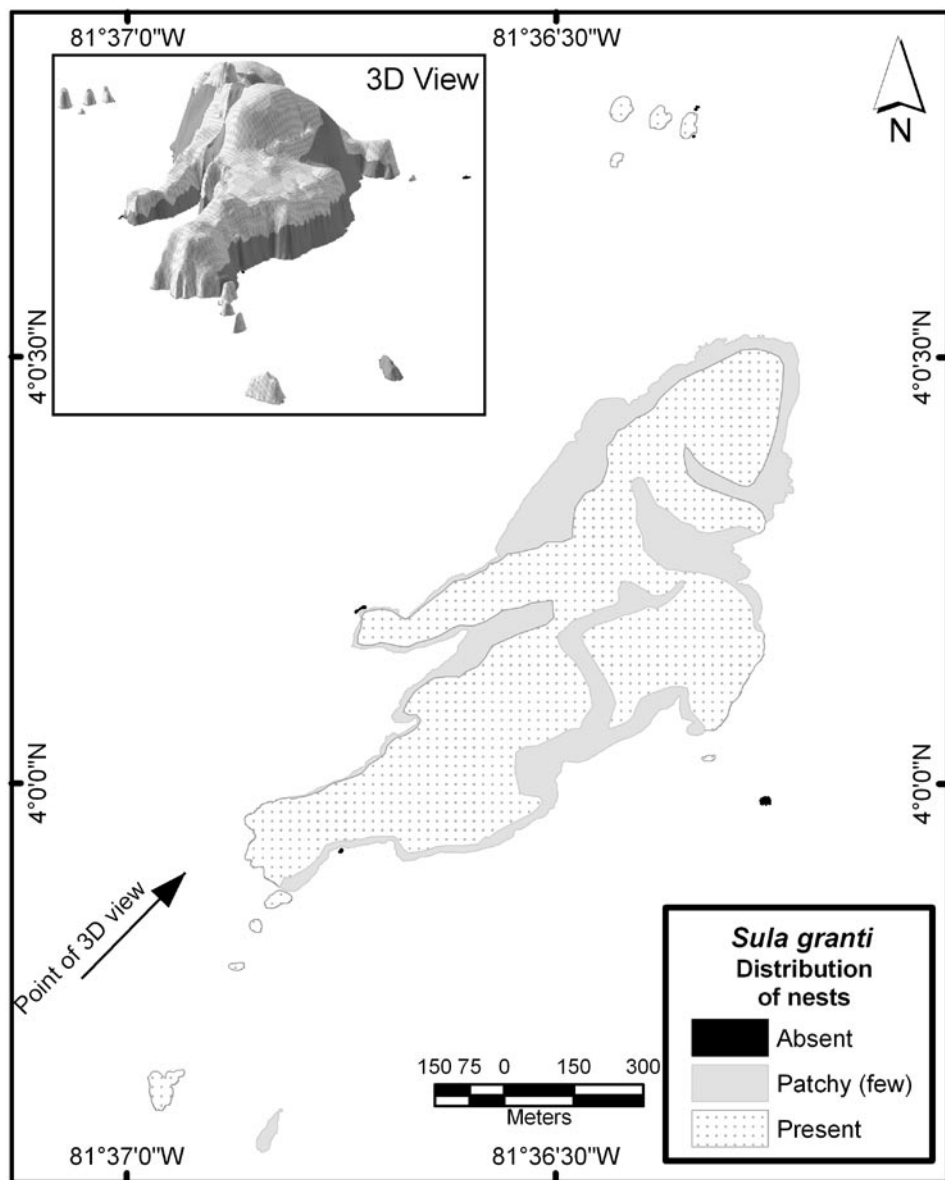


Figure 8. Map of nest distribution of Nazca Booby (*Sula granti*) on Malpelo Island and neighboring islets.

those steep-sloped areas they are located on small terraces or cornices. On the other hand, in those areas where stones or boulders are piled up in great amounts and few places of solid rock are available, nests are scarce and scattered or completely absent.

The Red-footed Booby is present throughout most of the year in the island but is not abundant. In none of the visits a group larger than 60 adult individuals was spotted. All

nests are located on the southern part of the main island, on two low areas comprised by fractures of the rock's surface. There are also some nests inaccessible for humans on the highlands of Athos, the largest northern islet (Figure 9). Nests located on the southern part of the main island are made out of grass, apparently brought by males from the northern

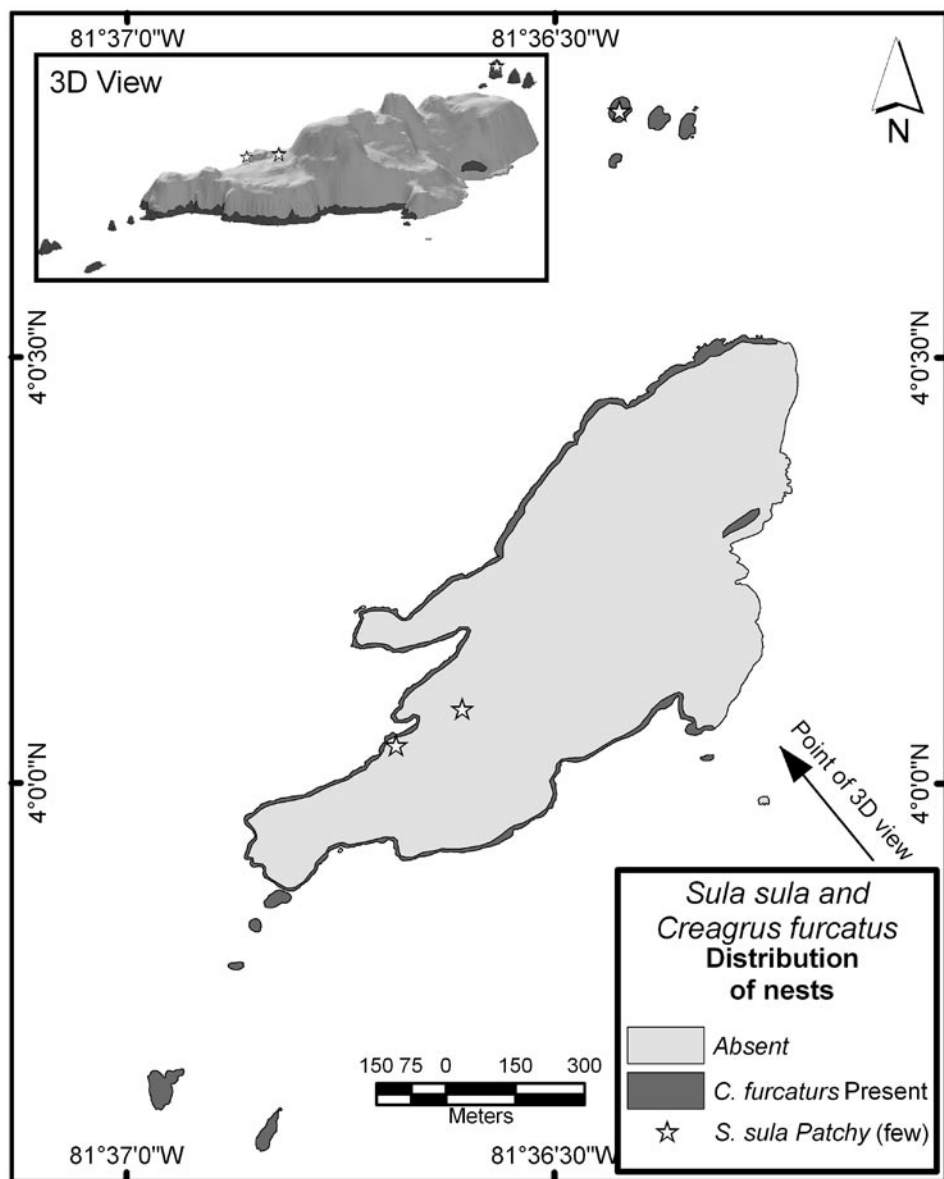


Figure 9. Map of nest distribution of Red-footed Booby (*Sula sula*) and Swallow-tailed Gull (*Creagrus furcatus*) on Malpelo Island and neighboring islets.

and southern islets. These scarce grasses are placed at the top of small rocky, pedestal or pinnacle-shaped promontories, between 30 and 50 cm in diameter, and between 70-100 cm height. Terrestrial crabs (*Gecarcinus malpilensis*) were frequently observed feeding on nest materials of this colony, and no apparent reaction from the birds to counteract the crab's predatory activity was observed. It was not possible to visit the nests located on the northern islet, but observations made with binoculars from the water surface suggest that they are located directly on or at the side of small grass patches.

The nesting distribution of Swallow-tailed Gull is restricted to a distance of 10 to 70 m from the water surface. Nests are scattered and located on small cornices, terraces or crevices of the cliffs, always on solid ground, covered with small stones and small fragments of invertebrates (mostly crabs). In the north-east of Malpelo, in the sector known as Tangón, not a single couple of this species in breeding behavior was observed (Figure 9).

The nesting distribution of Brown Noddy and Black Noddy is sympatric and extends up to the first 5 to 20 m strip of the northern islets, the coast cliffs, and the north-east and mid-east part of the main island (Figure 10). Brown Noddy also builds some scattered nests at the interior of the main island, located at the upper part of the hills and large crevices. As in the case of Swallow-tailed Gull, these two small, tern-like birds use the cliff's terraces, cornices and crevices for nesting. Although Brown Noddy may or may not build nests to lay its egg, most of them were simple structures, several of them had small stones and remains of invertebrates (mostly Grapsidae crabs), and two were built of feathers of the Nazca Booby and plastic remains (in one occasion with a tooth brush). On the other hand, Black Noddy did elaborated nests on all the occasions observed. All nests checked were cup-shaped, and were built with remains of grasses (Poaceae) and synthetic fibers of different kinds (nylon ropes, fishing-mesh, etc.) picked up from the surface of the water, and cemented with excrements. In the Vagamares, La Torta, and El Mirador islets nests were absent.

White Tern nests on the same areas as Noddies do, i.e., on small terraces, cornices and crevices of the cliffs. This bird does not build nests and chooses its nesting places above 7 to 10 m high, up to the hill's peaks (Figure 10). Opposite to the case of the two Noddies species mentioned above, White Tern does not breed colonially. Nesting activities were not observed in La Torta, Vagamares and El Mirador islets.

DISCUSSION

The most accurate cartography on Malpelo consisted of a nautical chart based on data collected by a US-Navy flight in 1954. This preliminary map was complemented and enhanced during a research cruise carried out by the Smithsonian Institute and the US-Navy in 1972 (Kiester and Hoffman, 1975). Comparison of that cartography with the

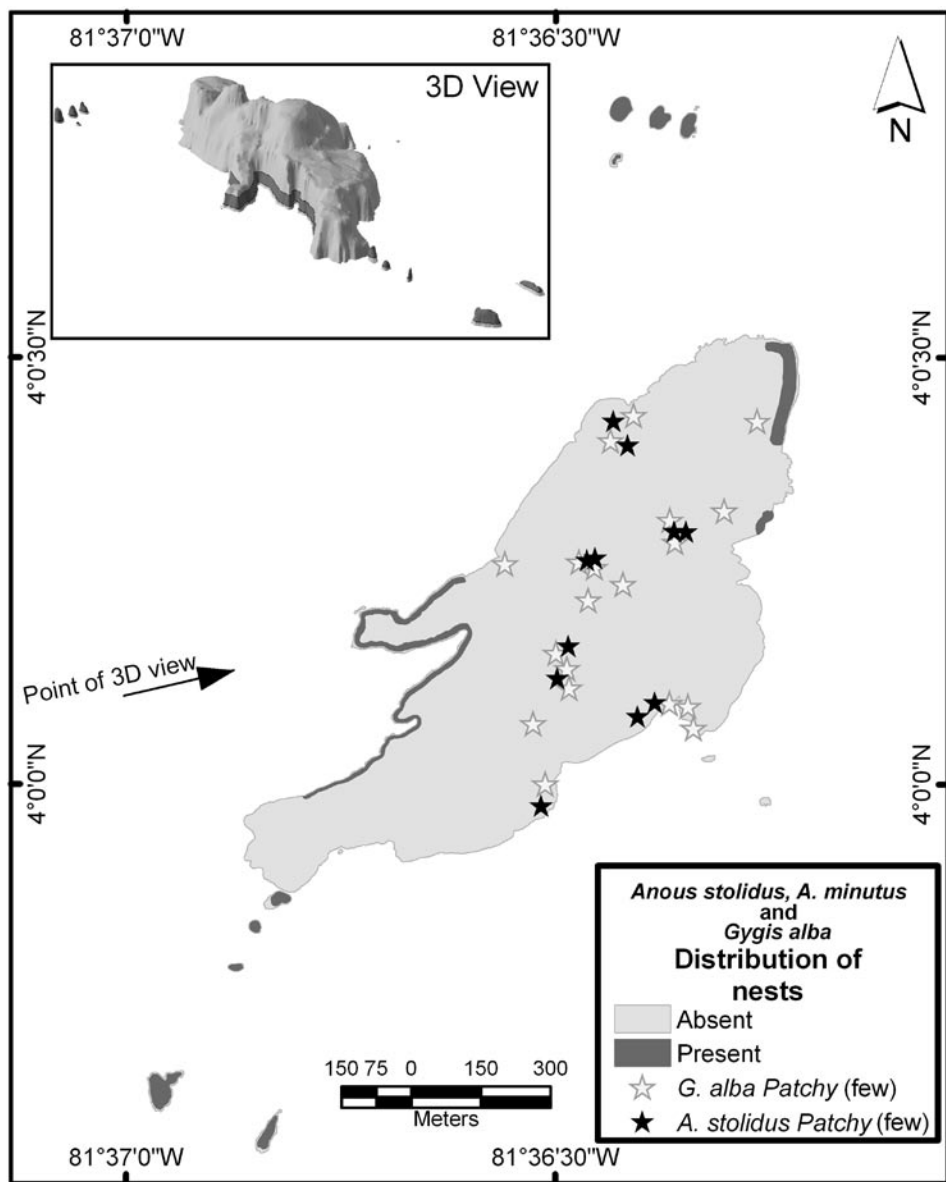


Figure 10. Map of nest distribution of Brown Noddy (*Anous stolidus*), Black Noddy (*A. minutus*) and White Tern (*Gygis alba*) on Malpelo Island and neighboring islets.

information obtained in this study allow shedding light on the following four general, significant differences: a) the southern end of Malpelo is narrower, b) the Tres Reyes and La Gringa islets are lined up between them, c) the shape, location and size of most islets is different, and d) the small peninsula located at the mid west of Malpelo has

a different orientation and is longer (Figure 11). A further difference between results obtained in this study and those from the study carried out by the Smithsonian regards the island's maximum height, reported by this institution as 376 m (some conversions from the original figure in feet result in about 400 m; Pitman *et al.*, 1995), which is, at least, 76 m higher than the 300 m estimated in this study. These differences result from the triangulation method used by the Smithsonian to measure the heights from the ship. Our results agree with the measures of about 300 m reported by Sarmiento (1953), and those obtained by Caiza and Guerrero (2000) using a GPS, in which a figure depicting the hill Cerro La Mona measuring 296 m (± 10 m) high, is shown.

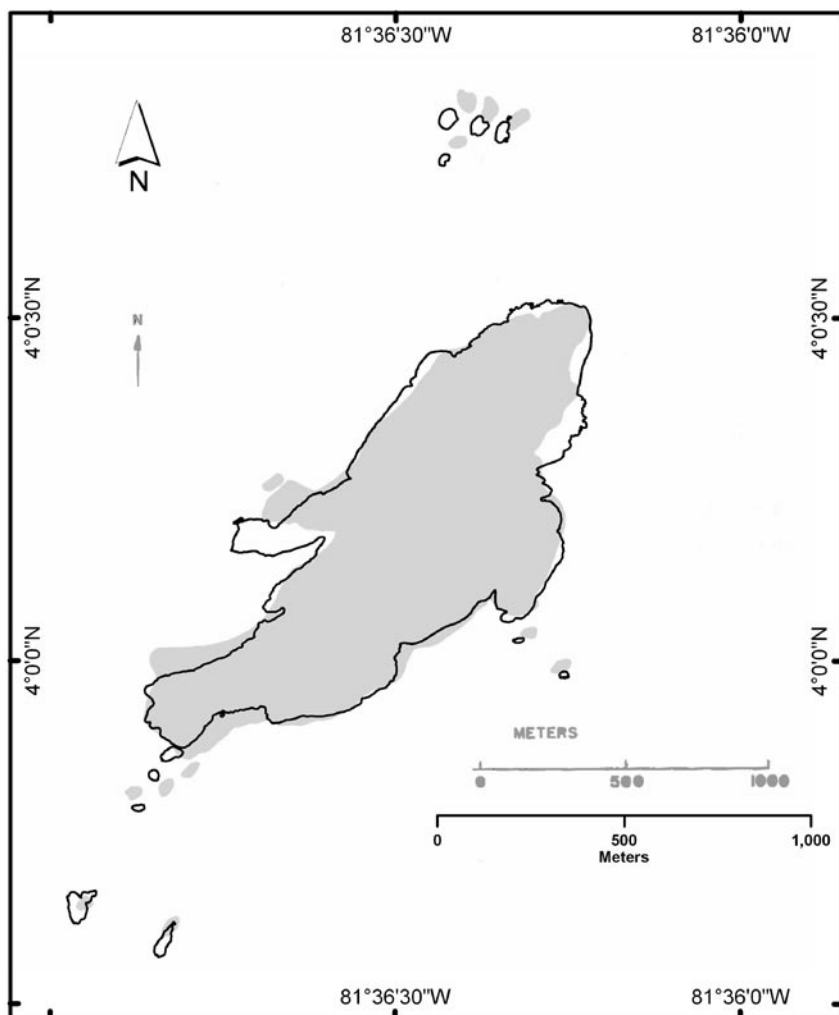


Figure 11. Comparison between the contour line map of Malpelo and neighboring islets published by the Smithsonian Institute in 1975 (gray) and the one obtained in this study (black line).

In a number of studies, the emerged flat area of Malpelo has been reported as varying between 35 and 63 Ha (0.35-0.63 km²) (Sarmiento, 1953; Prah, 1990; Brando *et al.*, 1992; Álvarez-Rebolledo, 2000; Caia and Guerrero, 2000; Díaz *et al.*, 2000). Results obtained in this study show values that coincide with the higher previously reported data for the flat area (cartographic), and even double that given surface area (3D= 1.2 km²). These differences have important implications when estimating the populations of the different organisms living on the islands, especially, when density values are extrapolated. Despite its small size, walking on the surface of Malpelo makes direct observations difficult or impossible, and therefore it is mandatory to know the surface area value to make biological estimations of the different populations as accurate as possible.

The number of islets neighboring Malpelo has been reported with different values, depending on the selected classification system. For instance, Sarmiento (1953) reported six islets, while in the maps published by Kiester and Hoffman (1975) twelve islets are shown (Figure 11); Prah (1990) mentioned eleven islets while Álvarez-Rebolledo (2000) reported ten. A total of eleven islets, with emerged areas during high tide, and separated from the main island, are currently recognizable. The first southern islet is so close to the main island that, probably, for several researchers, it does not appear as an independent land portion and, hence, the discrepancies found in the literature. In addition, El Mirador is so low that during heavy swell it is completely covered with water and therefore could be excluded as an islet; on the other hand, it is not a shoal either. In some areas several rocks fallen from the main island and separated by a few centimeters from the coast line are observed, though they cannot be classified as islets.

Another confusing aspect regards the distance from Malpelo to the Pacific coast of Colombian mainland. According to the calculations made in this study, the nearest point (to the Pacific coast of Colombia) is the Corregimiento Playa del Caballo, Mosquera municipality, Nariño department, about 380 km from the main island. On the other hand, the distance from the main island to Buenaventura sea port, located almost at the same latitude of Malpelo, is about 497 km (data obtained from the LabSI-INVEMAR; according to the coast line reported by the Instituto Geográfico Agustín Codazzi-IGAC).

Comparison of panoramic photographs taken during the last century with more recent aerial photos reveals an evident change of the largest vegetation patch formed by the fern *Pityrogramma dealbata*. The first researchers did not mention its presence (Slevin, 1928; R. Smith in Bond and Meyer de Schauensee, 1938; Murphy, 1945), although currently it is visible from the ship's anchoring place, close to the eastern coast of the main island. Subsequently, the vegetation is reported in the publication of the Smithsonian Institute, in which the scientific name is recorded for the first time, though without making mention of its coverage (Graham, 1975). Interestingly, in the aerial photographs of 1988 and in some other photographs published in 1990 (Prah, 1990) and 1992 (Brando *et al.*, 1992), the vegetation patch appears larger than the one currently

observed. The time of arrival of this fern is uncertain but it is possible that some spores reached the islands swept by winds from Central America; a further possibility is that the first human visitors that traveled among the eastern tropical Pacific islands, introduced the spores adhered to their clothes or travel gear. The presence of the terrestrial crab (*Gecarcinus malpilensis*) may explain the apparent reduction of the vegetation coverage but this should be confirmed experimentally. On the other hand grass patches growing on the picks of the islets and the presence of algae, lichens and mosses have been mentioned in the literature since early XX century (see Graham, 1975).

The Nazca Booby breeds on the coastal margins of the Galápagos, on areas almost lacking vegetation and close to cliffs (Nelson, 1978; Duffy, 1984; Townsend *et al.*, 2002), apparently due to the need of high and windy places for taking off (Duffy, 1984). In Malpelo, on the other hand, nests are distributed everywhere because the almost complete lack of vegetation and the uneven topography make most of the island's surface available for nesting. Therefore, nest distribution in Malpelo does not seem to be restricted by space, distance to the sea or nest location with respect to the wind; on the contrary, the ground slope and substratum stiffness seem to play an important role in this context.

The Red-footed Booby nests in colonies, almost always on trees or shrubs and, rarely, on grass thickets or even on artificial structures when no other vegetation is available (Schreiber *et al.*, 1996). The Malpelo colony is small and atypical; the building process of nests is very rudimentary and the eggs are laid on the rock ground, because the nest materials are frequently removed and eaten by crabs. The two colonies of this species closest to Malpelo are located on Cocos Island (Costa Rica) and the Galápagos Islands (Schreiber *et al.*, 1996).

The Swallow-tailed Gull nests on the Galápagos Islands under conditions similar to those found in Malpelo (Harris, 1970). The only difference is the maximum height at which nests are located, as that in Malpelo appears to be lower, probably due to the pressure exerted by terrestrial predators (crabs and lizards).

The Brown and Black noddies nest sympatrically in other colonies on cliff cornices as well as on shrubs and trees (Gauger, 1999). The Malpelo colony differs from other colonies because it comprises few dozens of couples; contrastingly, other colonies comprise thousands of couples (Gauger, 1999). The relative low number of couples found in Malpelo may be best explained by the presence of the terrestrial crab and at least one of the lizards (*Diploglossus millepunctatus*), as well as by the pressure exerted by the frigate birds (*Fregata magnificens* and *F. minor*) on the broods of these two species, if nests are located on exposed areas; when nests are protected inside crevices or cornices, it is very difficult for frigatebirds to hunt the broods (Gauger, 1999). Another factor affecting the nest location of the *Anous* species is the wind pattern that predominates in Malpelo during the second half of the year (winds blowing from the south and the south-west). These species are strongly affected by heavy winds and thunders, which kill broods as well as

adult individuals (Chardine and Morris, 1996; Gauger, 1999). These species, as well as the other two Laridae species present in Malpelo, nest mostly on sectors protected from tropical winds and thunders characteristic of this season.

The White Tern shares some nesting sectors with the two noddies species in Malpelo, though not at heights within the cliff area. This may be explained because noddies out-compete White Tern for nesting sites, as observed in the colony of Tern Island (Niethammer and Patrick-Castilaw, 1998). Nevertheless, other observations point out that Black Noddy is not able to successfully compete for nesting areas against White Tern, which frequently takes up its nests (Gauger, 1999). In any case, White Tern is not colonial as are both noddies species (Chardine and Morris, 1996; Niethammer and Patrick-Castilaw, 1998; Gauger, 1999), and hence, several nests of this species are scattered throughout the whole area of Malpelo, including the top of the hills.

In general terms, data on the nesting distribution of the seabirds of Malpelo collected in this study agrees with those reported in the literature (Harris, 1970; Anderson, 1993; Chardine and Morris, 1996; Niethammer and Patrick, 1998; Gauger, 1999). The predominance of Nazca Booby in most of the island's surfaces seems to be explained by the following main factors: a) it is the largest bird, in relation to other birds present in the island, and out-competes other species for nesting space (i.e. Red-footed Booby), b) it appears to be the only species in Malpelo able to counteract a permanent predatory pressure from the terrestrial crab and one of the lizards (*Diploglossus millepunctatus*), and c) it is the best adapted, compared to other birds breeding on the island, as it finds ideal conditions for nesting (i.e., doesn't require vegetation for nesting). In the case of the other species, although there are favorable conditions for nesting on many sectors of the island's surfaces, they appear to be unable to resist the pressure exerted by crabs and lizards. In those areas where these predators have been observed, only nests of Nazca Booby were found; contrastingly, no crabs or lizards were observed in those areas where nests of other species were found. These evidences are circumstantial and should be confirmed experimentally.

Future studies on the population biology of plant and animal species present in Malpelo should consider as a starting point the current surface area of the island and its uneven geomorphology. More accurate approaches to the DEM will be achieved by loading the model with inputs from remote sensors of better resolution (i.e., radar images and/or aerial photography). The northern sector of Malpelo is still poorly explored and requires more detailed cartographic research.

ACKNOWLEDGEMENTS

This investigation was partially supported by INVEMAR, the association CALIDRIS, COLCIENCIAS (Project 2105-09-13527-03), the Department of Animal



Ecology and Special Zoology, Justus-Liebig-University Giessen, Germany (JLU), the German Academic Exchange Service (DAAD), the Malpelo Foundation (in special S. Bessudo, G. Soler and Y. Lefèvre), the Colombian Ministry of Environment, Housing and Territorial Development, the Special Administrative Unit for the System of National Natural Parks of Colombia, the National Navy of Colombia (especially, the marine corps in Malpelo) and the Training Course SUCOMAR 2005, offered by InWent. This study was supported in the field by the Colombian Navy ships ARC Malpelo, ARC Valle del Cauca and ARC Caldas, as well as by the ship María Patricia (especially H. Botero) and the ship Anita. Special gratitude to the advisory and support to the project provided by B. Werding and V. Wolters (JLU), D. Anderson, S. García and F. Estela. We are grateful to M. Rodríguez, P. Herrón, J. C. Botello and J. Zamudio for assistance in the field. The aerial photographs were provided through R. Pitman and F. Zapata by the Photogrammetry Group of NOAA, Southwest Fisheries Science Center, La Jolla, California. The satellite image was provided by the program ASTER of the NASA. T. Gottschalk and A. Misok (JLU), B. Posada, P. Lozano and C. Segura (INVEMAR) provided useful comments and technical support during the analysis of the information. We thank A. Franco and two anonymous reviewers for contributing with the improvement of the manuscript. M. Mendoza and A. Hiller kindly helped to write the English version of this paper.

LITERATURE CITED

- Álvarez-Rebolledo, M. 2000. Aves de la Isla de Malpelo. *Biota Colombiana*, 1(2): 203-207.
- Anderson, D. J. 1993. Masked Booby (*Sula dactylatra*). In: A. Poole and F. Gill (Eds.). The birds of North America, No. 73. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.
- Bond, J. and R. Meyer de Schauensee. 1938. Zoological Results of the George Vanderbilt South Pacific Expedition of 1937. Part II, -The birds of Malpelo Island, Colombia. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 90: 155-157.
- Brando, A., H. von Prael and J. R. Cantera. 1992. Malpelo: Isla oceánica de Colombia. Banco de Occidente. Santiago de Cali.
- Caíta, C. and R. Guerrero. 2000. Geología de la isla Malpelo. Trabajo de Grado, Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Geología. p 127, 5 anexos.
- Chardine, J. W. and R. D. Morris. 1996. Brown Noddy (*Anous stolidus*). In: A. Poole and F. Gill (Eds.). The birds of North America, No. 220. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata and S. Zea. 2000. Áreas Coralinas de Colombia. Invemar, Serie Publicaciones Especiales 5, Santa Marta.
- Duffy, D. C. 1984. Nest site selection by Masked and Blue-footed boobies on Isla Española, Galápagos. *The Condor*, 86: 301-304.
- Feliciísimo-Pérez, A. M. 1994. Modelos digitales del terreno: principios y aplicaciones en las ciencias ambientales. Pentalfa Ediciones.

- Gauger, V. H. 1999. Black Noddy (*Anous minutus*). In: A. Poole and F. Gill (Eds.). The birds of North America, No. 412. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.
- Gottschalk, T. K., F. Huettmann and M. Ehlers. 2005. Thirty Years of Analysing and Modelling Avian Habitat Relationships using Satellite Imagery Data: A Review. *Int. J. Remote Sens.*, 26: 2631-2656.
- Graham, J.B. (Ed.). 1975. The biological investigation of Malpelo Island, Colombia. Smithsonian Contribution to Zoology, 176.
- Harris, M. P. 1970. Breeding ecology of the Swallow-tailed Gull, *Creagrus furcatus*. *The Auk*, 87(2): 215-243.
- Kiester, A. R. and J. A. Hoffman. 1975. Reconnaissance and mapping of Malpelo Island. Smithsonian Contribution to Zoology, 176: 13-16.
- López-Victoria, M. and F. Estela. 2006. Aspectos sobre la ecología del piquero de Nazca (*Sula granti*) en el SFF Malpelo. 140-156 pp. In: Castrillón-Gálvez, A. and B. S. Beltrán-León (Eds.). Santuario de Fauna y Flora Malpelo: Descubrimiento en marcha. UAESPNN - CCCP. Bogotá, 156 p.
- Murphy, R. C. 1945. Island contrasts. *Natural History*, 15: 14-23.
- Nelson, J. B. 1978. The Sulidae: gannets and boobies. Oxford Univ. Press, Oxford. 500 p.
- Niethammer, K. R. and L. B. Patrick. 1998. White Tern (*Gygis alba*). In: A. Poole and F. Gill (Eds.). The birds of North America, No. 371. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.
- Pitman, R. L., L. B. Spear and M. P. Force. 1995. The marine birds of Malpelo Island, Colombia. *Colonial Waterbirds* 18: 113-119.
- Pitman, R. L. and J. R. Jehl (Jr.). 1998. Geographic variation and reassessment of species limits in the "Masked" Boobies of the Eastern Pacific Ocean. *Wilson Bull.*, 110(2): 155-170.
- Prahl, H. von. 1990. Malpelo la roca viviente. FEN Colombia, Editorial Presencia, Bogotá, Colombia. 57 p.
- Sarmiento, A. 1953. Comisión a la isla de Malpelo. *Boletín Geológico*, 1(3): 40-57.
- Schreiber, E. A., R. W. Schreiber and G. A. Schenk. 1996. Red-footed Booby (*Sula sula*). In: A. Poole and F. Gill (Eds.). The birds of North America, No. 241. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington, D.C.
- Slevin, J. R. 1928. Description of a new species of lizard from Malpelo Island. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 16(21): 681-684.
- Stead, J. A. 1975. Field observations on the geology of Malpelo Island. Smithsonian Contribution to Zoology, 176: 17-20.
- Townsend, C. H. 1895. Birds from Cocos and Malpelo Islands, with notes on petrels obtained at sea. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College*, 27(8): 121-126.
- Townsend, M. T., K. P. Huyvaert, P. J. Hodum and D. J. Anderson. 2002. Nesting distribution of Galápagos boobies (Aves: Sulidae) an apparent case of amensalism. *Oecologia*, 132: 419-427.

DATE RECEIVED: 18/05/06

DATE ACCEPTED: 02/10/06



EXPLOTACIÓN, USOS Y ESTADO ACTUAL DE LA CIGUA O BURGAO *CITTARIUM PICA* (MOLLUSCA: GASTROPODA: TROCHIDAE) EN LA COSTA CONTINENTAL DEL CARIBE COLOMBIANO

Adriana Osorno Arango¹ y Juan M. Díaz Merlano²

- 1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: adrianaosorno@invemar.org.co
2 Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Carrera 7 No. 35-20, Bogotá D.C., Colombia, E-mail: jmdiaz@humboldt.org.co

RESUMEN

La cigua o burgao, *Cittarium pica* es un gasterópodo común y conspicuo de la zona intermareal del litoral rocoso del Caribe y ha sido utilizado como alimento por el hombre desde tiempos precolombinos. Aunque la extracción del recurso es realizada únicamente por pescadores artesanales y principalmente para autoconsumo de pobladores locales, su abundancia se ha visto reducida notablemente durante los últimos diez años, por lo que la especie hace parte de la lista roja de fauna amenazada en varios países caribeños, incluido Colombia. El presente estudio tuvo por objeto hacer un diagnóstico del estado actual de la población de *C. pica* a lo largo de la costa continental del Caribe colombiano, así como una caracterización general de los niveles de explotación y usos en tiempos recientes. Para ello, la costa Caribe colombiana se dividió en cinco sectores de acuerdo al rango de distribución establecida para la especie: 1-Urabá chocoano, 2-Isla Fuerte, 3-Cartagena e Islas del Rosario, 4-Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, 5-La Guajira. En cada uno de los sectores se efectuaron encuestas a los pobladores locales. Se realizaron muestreos en una serie de estaciones representativas con el fin de determinar la abundancia, densidad y estructura de tallas de la población de *C. pica*. La presión por extracción que se ejerce sobre el recurso es variable entre los sectores, siendo mayor en Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, Urabá chocoano, y Cartagena e Islas del Rosario. El uso principal que se da al recurso es como complemento de la dieta de los pobladores locales, aunque en algunas ocasiones éstos también comercializan la carne y la concha. Las conchas se venden a artesanos que elaboran con ella objetos de bisutería y “souvenirs”. La densidad ecológica promedio en toda el área de estudio fue 5.38 Ind/m² (± 0.82), con diferencias significativas tanto entre los sectores como entre las estaciones de un mismo sector. La estructura de tallas de la población (talla promedio = 25.08 mm \pm 4.71, moda = 11.10 mm) indica que en general el recurso está sometido a sobreexplotación en el Caribe colombiano. Con ello, se confirma que *C. pica* enfrenta un riesgo de extinción en el mediano plazo en Colombia y debe mantenerse en la categoría de “vulnerable” en la lista roja de especies amenazadas del mismo país.

PALABRAS CLAVE: *Cittarium pica*, Gastropoda, Especies amenazadas, Caribe, Colombia.

Contribución No. 961 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No. 374 del Instituto de Investigación en Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt”.



ABSTRACT

Exploitation, uses and current status of the West Indian topshell *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda, Trochidae) along the Colombian Caribbean coast. The West Indian topshell, *Cittarium pica* is a common and conspicuous gastropod that thrives in Caribbean intertidal rocky shores and has been used for food by men since pre-Columbian times. Although, the exploitation of this resource is practiced only by artisanal fishermen and mainly for self-consumption, its abundance has noticeably reduced in the last ten years, so the species has been included in the endangered animal lists of several Caribbean countries, including Colombia. The present study was carried out to assess the current status of the population of *C. pica* along the Colombian Caribbean mainland and to describe the overall exploitation level and uses of this resource in recent times. In order to achieve so, Colombian Caribbean coast was divided into five zones according to the established distribution range of the species: 1-Urabá chocoano, 2-Isla Fuerte, 3-Cartagena and Rosario Islands, 4-Santa Marta and Tayrona Natural National Park, 5-La Guajira. In each one of the zones opinion polls among local inhabitants were conducted. A series of samples from representative stations were obtained in order to determine the abundance, density and size structure of the *C. pica* population. The fishing pressure on the resource is different between the sectors, being greater in Santa Marta and Tayrona Natural National Park, Urabá chocoano, and Cartagena and Rosario Islands. The main use given to *C. pica* is as dietary complement of the local population, but the flesh and shells are commercialized at times. Shells are sold to artisans and used for “souvenirs” and handcraft manufactures. The mean ecological density of *C. pica* in the entire study area was 5.38 Ind/m² (± 0.82), with significant differences between sectors and between the stations within a sector as well. The size structure of the population (mean size = 25.08 mm ± 4.71 , mode = 11.10 mm) suggests that in general the resource is being over-exploited in the Colombian Caribbean. This result confirms that *C. pica* is an endangered species in Colombia and its status as “vulnerable” in the red list should be maintained.

KEY WORDS: *Cittarium pica*, Gastropoda, Endangered species, Caribbean, Colombia.

INTRODUCCIÓN

Cittarium pica (Linnaeus, 1758) es un gasterópodo de la familia Trochidae conocido en Colombia como cigua o burgao. Se distribuye en la región centro-septentrional del gran Caribe, desde los Cayos de Florida y las Antillas Mayores hasta la costa norte de Sur América (Robertson, 2003), siendo uno de los gasterópodos de mayor talla que habita la zona intermareal rocosa en esta área (Castell, 1987; Randall, 1964). Este molusco es además uno de los organismos herbívoro-detritívoros más conspicuos y uno de los mayores consumidores de biomasa de algas en dicho hábitat (McLean, 1967). Sirve de alimento a otros gasterópodos y a pulpos, y su concha es utilizada por varias especies de cangrejos pagúridos, especialmente del género *Coenobita* (Robertson, 2003).

C. pica ha sido explotado para consumo en muchas áreas del Caribe desde tiempos precolombinos (Scudder y Quitmer, 1998; Wing, 2001) y actualmente es, después del caracol pala *Strombus gigas*, el gasterópodo de mayor importancia económica en las Antillas (Robertson, 2003). También en la costa septentrional de Sudamérica (Colombia y Venezuela) su consumo es extendido y tiene cierta importancia comercial (Poutiers y Cipriani, 1992).

A pesar de su importancia ecológica y económica, y de ser una especie común en el litoral rocoso del Caribe colombiano, los estudios acerca de esta especie son escasos. El primer registro publicado en el área (Kaufmann y Götting, 1970) data de menos de cuatro décadas. Díaz (1985), Díaz y Götting (1986) y Bandel y Wedler (1987) realizaron posteriormente algunas observaciones sobre la distribución y zonación de esta especie en el sector de Santa Marta. Una primera aproximación a la distribución geográfica de *C. pica* en el Caribe colombiano se encuentra en Díaz y Puyana (1994), quienes registraron también la máxima talla conocida para la especie hasta el momento (Robertson, 2003).

Los altos niveles de explotación han causado una notable reducción de las poblaciones de *C. pica* en varias áreas (Schmidt *et al.*, 2002; Robertson, 2003), y la especie figura ya en las listas rojas de fauna amenazada de varios países. El Libro Rojo de Invertebrados Marinos Amenazados de Colombia (Ardila *et al.*, 2002) incluye a *C. pica* en la categoría “vulnerable”, advirtiendo que la especie enfrenta cierto riesgo de desaparecer de esta región en el mediano plazo. Hasta el momento no existen estudios que permitan evaluar el estado general de *C. pica* en todo su ámbito de distribución en Colombia, como tampoco acerca de los usos ni de los niveles y tendencias de explotación de este recurso. El presente estudio pretende llenar ese vacío de información con el fin de aportar criterios para la toma de decisiones en relación con el manejo de la especie. Este trabajo no abarca el archipiélago oceánico de San Andrés y Providencia, donde *C. pica* está también presente y es objeto de explotación por parte de la población local (Díaz y Puyana, 1994).

ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio abarcó toda la costa continental del Caribe colombiano, que se extiende por casi 1600 km desde Cabo Tiburón, en el límite fronterizo con la República de Panamá, hasta la frontera con Venezuela en Castilletes. A lo largo de esta costa, el litoral constituido por formaciones rocosas no supera en total los 330 km (20% de la línea de costa) y se distribuye irregularmente (Díaz y Acero, 2003). Sin embargo, no todas las áreas con litoral rocoso son aptas como hábitat para *C. pica* debido a que están conformadas por rocas poco cohesivas sometidas a altas tasas de erosión marina, como es el caso de las colinas litorales que se hallan entre las ciudades de Barranquilla y Cartagena (Martínez, 1993), o a que las condiciones de salinidad no son adecuadas para el establecimiento de la especie, como ocurre en gran parte del Golfo de Urabá (Urabá chocoano). Así, la distribución efectiva de *C. pica* en la costa colombiana se restringe a menos de 130 km de litoral repartidos en cinco sectores en donde se llevó a cabo la presente investigación: 1-Urabá chocoano, 2-Isla Fuerte, 3-Cartagena e Islas del Rosario (que hacen parte del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo- PNNCRSB), 4-Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona, y 5-La Guajira (Figura 1; ver también Díaz y Puyana, 1994 y Gracia y Díaz, 2002). Información detallada sobre las características

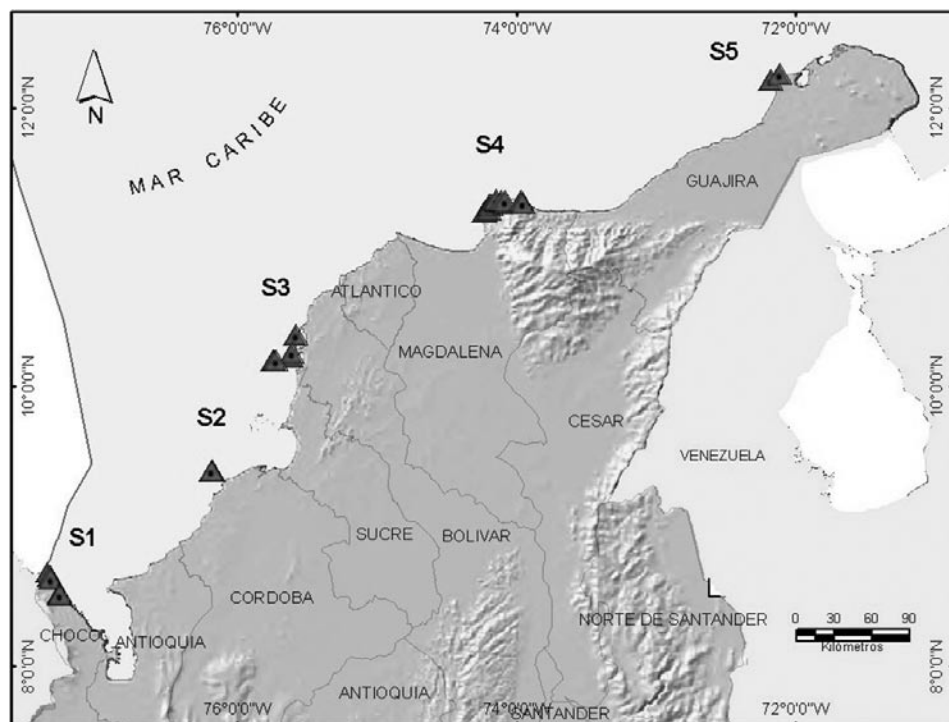


Figura 1. Costa continental del Caribe colombiano. Se muestran los sectores de distribución de *Cittarium pica* que corresponden al área de estudio (S1- Urabá chocoano, S2- Isla Fuerte, S3- Cartagena e Islas del Rosario, S4- Santa Marta - PNNT, S5- La Guajira).

climáticas, geomorfológicas y ecológicas de las ecoregiones marinas y costeras del Caribe colombiano puede encontrarse en Díaz y Acero (2003) y Vides y Sierra-Correa (2003), entre otros. En cada sector se hicieron muestreos en al menos dos estaciones. La selección de las estaciones se hizo durante un reconocimiento previo de cada sector, y con base en información suministrada por pobladores locales acerca de la distribución y abundancia de *C. pica*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de indagar acerca de los usos y niveles de explotación de *C. pica* se realizaron encuestas individuales a pescadores de mariscos en cada uno de los sectores de estudio. Se indagó sobre la cantidad aproximada de personas dedicadas a la extracción de *C. pica* en cada sector con el fin de determinar la población a encuestar (mínimo 10% del total). En total se hicieron 71 encuestas, 21 en el sector del Urabá chocoano, 10 en Isla Fuerte, 15 en el sector de Cartagena e Islas del Rosario, 15 en el sector de Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y 10 en el sector de La Guajira. La

encuesta constó de 10 preguntas relacionadas con: las zonas de distribución y explotación de la especie, la frecuencia de las faenas de captura, tanto en la actualidad como en tiempos pasados, la abundancia actual del recurso con relación a épocas anteriores, los meses de mayor captura en el año, las tallas que prefieren y suelen capturar, los usos y la comercialización de productos. Los resultados fueron expresados en términos absolutos y relativos con respecto a la población encuestada.

Para determinar las densidades y la estructura de tallas de la población de *C. pica*, se llevaron a cabo muestreos durante los meses de enero a abril (época seca) de 2003. Los criterios tenidos en cuenta para la escogencia de las estaciones incluyeron la configuración y amplitud del sitio (mínimo 30 m de largo por 2 m de ancho para permitir la obtención de al menos dos muestras por estación), facilidad del acceso y que hubieran signos inequívocos de la presencia de *C. pica*, tales como sustrato rocoso consolidado y cobertura de macroalgas (alimento de la especie). Las estaciones fueron geoposicionadas mediante un GPS portátil. En cada estación se trazó un transecto lineal de 30 m a lo largo del nivel medio de marea partiendo del lugar en donde fue observado el primer individuo. Cuadrantes de 1x1 m fueron colocados consecutivamente a lo largo del transecto, alternando su posición por encima y por debajo de la línea central del transecto, de manera que cada estación constara de dos muestras, cada una de 15 cuadrantes, una por encima y otra por debajo de la línea del transecto. La mayoría de los individuos de una población de *C. pica* se concentra en el mesolitoral y el infralitoral superior (Vermeij, 1973 En: Robertson, 2003).

En cada cuadrante se determinó la cantidad de individuos y se registró la talla de cada uno de ellos tomando mediante un calibrador Vernier la medida del diámetro máximo de la base de la concha (D), para luego devolverlos a su lugar. D equivale a “shell width” (SW) lo cual corresponde de acuerdo a Debrot (1990 a) al máximo diámetro de la base de la concha, y que en este estudio se interpreta como la medida del diámetro de la base de la concha desde la punta más externa del labio pasando por la mitad del ombligo (Figura 2). Se calcularon los promedios y errores estándar de la densidad para cada estación. Estos valores se promediaron para calcular la densidad promedio de cada sector, para lo cual se diferenció entre la densidad bruta y la densidad ecológica. La densidad bruta corresponde al número de individuos por espacio total, de modo que ésta se calculó promediando para cada sector las medias aritméticas de densidad resultantes de las estaciones en donde se encontró tanto una densidad considerable de *C. pica* como en las que no. La densidad ecológica, también llamada densidad específica, neta o económica (Odum, 1983) equivale al número de individuos por espacio efectivo, y se calculó promediando para cada sector las medias aritméticas de densidad solo de las estaciones en donde se encontró una densidad considerable de *C. pica*. Entiéndase en este caso por “densidad considerable” la presencia de al menos cuatro individuos en una estación (> 4 indiv. / 30 m^2) o mayor a dos individuos por

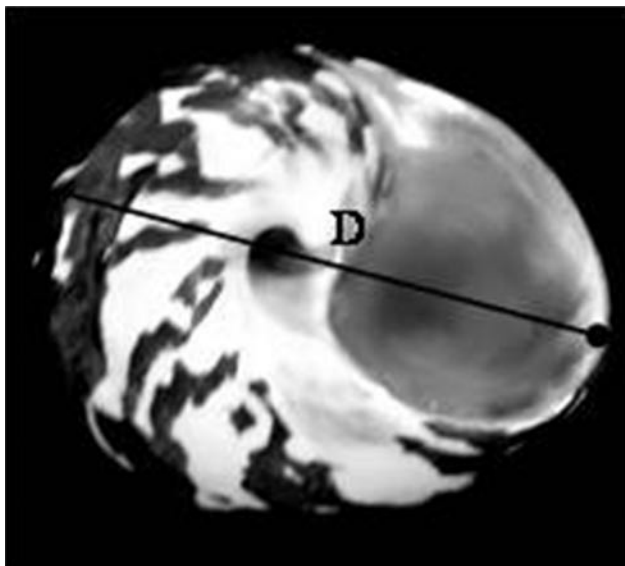


Figura 2. Medida morfométrica tomada para *Cittarium pica* en el presente estudio: diámetro (D) de la base de la concha o shell width.

muestra (>2 indiv. / 15 m^2); recuérdese que fueron dos muestras por estación. El límite fijado anteriormente (> 4 indiv. / 30 m^2 ó >2 indiv. / 15 m^2) se basa en el concepto de “población”, que de acuerdo a Solomon *et al.* (1996) corresponde a un grupo (más de dos individuos) de organismos de una sola especie que viven en una zona geográfica dada al mismo tiempo. Para establecer si los resultados cumplían los supuestos de normalidad, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilks para las estaciones con densidad considerable y se evaluó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett. Se efectuaron análisis de varianza para detectar la significancia estadística entre las muestras de cada estación, entre las estaciones de cada sector y entre sectores; posteriormente se hicieron pruebas de rangos múltiples (Tukey HSD- tipo suma de cuadrados) para determinar las diferencias entre estaciones y sectores. Para el análisis de tallas se calcularon las medidas de tendencia central (media y moda) y el error estándar y se construyeron gráficas de distribución relativa de individuos por intervalos de tallas. La media equivale al promedio, y la moda corresponde al valor que se repite con más frecuencia. De acuerdo con la talla mínima (1.30 mm) y máxima (107.40 mm) halladas en todo el área de estudio, se establecieron 14 intervalos de tallas, cada uno de 8 mm de rango, dentro de los cuales se clasificaron los 3374 individuos medidos. La distribución por intervalos de tallas se construyó empleando Microsoft EXCEL® mediante una “tabla dinámica” con base en las siguientes funciones: 1) Rango: diferencia entre los valores máximo y mínimo de una serie de datos; es igual a la talla máxima menos la mínima (Máx. - Mfn.). 2) Intervalo: se define con base en la regla de “Sturges” por la ecuación

$1+3.332 * \log_{10} N$; se debe aproximar a un número entero. 3) Amplitud: es el rango dividido por el número de intervalos ($\text{Rango} / 1+ 3.332 * \log_{10} N$); se debe aproximar a un número entero. A partir de lo anterior, los intervalos de tallas fueron ordenados en el presente estudio en tres grupos con el fin de facilitar su análisis: 1) tallas pequeñas: menores a 41.3 mm, 2) tallas medianas: entre 41.3 mm y 73.3 mm, y tallas grandes: mayores a 73.3 mm. Cada grupo contiene de cuatro a cinco intervalos de tallas. También se tuvieron en cuenta estudios previos (Castell, 1987; Debrot, 1990a; Robertson, 2003) para categorizar las tallas resultantes como pequeñas, medianas y grandes.

RESULTADOS

De acuerdo con los resultados de las encuestas, aproximadamente 187 personas se dedican a la colecta de *C. pica* a lo largo de menos de 130 km de litoral rocoso con hábitat efectivo para esta especie en la costa continental del Caribe colombiano (Tabla 1). La mayor cantidad de población dedicada a dicha actividad se concentra en los sectores de Santa Marta – PNNT (35.3 %) y del Urabá chocoano (32.6 %), los cuales son los sectores con mayor cantidad de hábitat disponible para la especie (38 y 40 km respectivamente) y donde tradicionalmente la explotación del recurso tiene mayor arraigo (el Festival de la Cigua en Capurganá es una de las festividades populares de mayor tradición en el Golfo de Urabá). Con relación a las áreas de explotación, los resultados de las encuestas indican que en cada uno de los sectores de estudio existen algunas zonas mayormente frecuentadas por los pescadores para capturar a *C. pica*. En el Urabá chocoano dichas zonas corresponden a Capurganá, Sapzurro, Cabo Tiburón e Islas San Blas en Panamá. En Isla Fuerte estas zonas son al Norte de la isla y en “El Inglés”. En Cartagena e Islas del Rosario *C. pica* se captura más continuamente en Barú, Isla Grande e Isla del Rosario. En Santa Marta y PNNT, esta explotación se lleva a cabo con mayor frecuencia en Chengue, Guachaquita y Neguange. Mientras que en La Guajira las zonas principalmente frecuentadas para extraer el recurso son Pilón de Azúcar, Ojo de Agua y Apúre.

Tabla 1. Disponibilidad de hábitat estimada (km de costa, aprox.), cantidad de personas dedicadas a la extracción de *Cittarium pica* y cantidad de sitios en los que se practica la extracción en los sectores del Caribe colombiano.

Sectores de Estudio	Hábitat (km)	Personas	Sitios
Urabá chocoano	40	61	19
Isla Fuerte	2	12	4
Cartagena – Islas del Rosario	22	27	17
Santa Marta - PNNT	38	66	23
La Guajira	25	21	6
Total	127	187	69

Los resultados de las encuestas sugieren que las poblaciones de *C. pica* han experimentado una reducción notoria de su abundancia en toda el área de estudio durante el transcurso de la última década. Así, el 59.24 % del total de encuestados coincidió en afirmar que la disminución del recurso ha sido drástica y el 24.76 % considera que ha sido notoria mas no drástica. Tan sólo el 13.33 % de los encuestados no percibió variación en la abundancia del recurso en los últimos diez años.

De otra parte, aunque seguramente en relación con lo anterior, la frecuencia de las faenas de captura ha experimentado aparentemente también una reducción considerable, ya que apenas el 16.90 % de los encuestados sigue participando en tales faenas más de una vez por mes, frecuencia que hace una década involucraba al 60.56 % de los encuestados (Figura 3a). Una proporción significativa de los encuestados (35.21 %) participa en la actualidad sólo esporádicamente (una o dos veces al año) en las faenas y otro 25.35 % de ellos aún menos frecuentemente o ha dejado ya de hacerlo (Figura 3b).

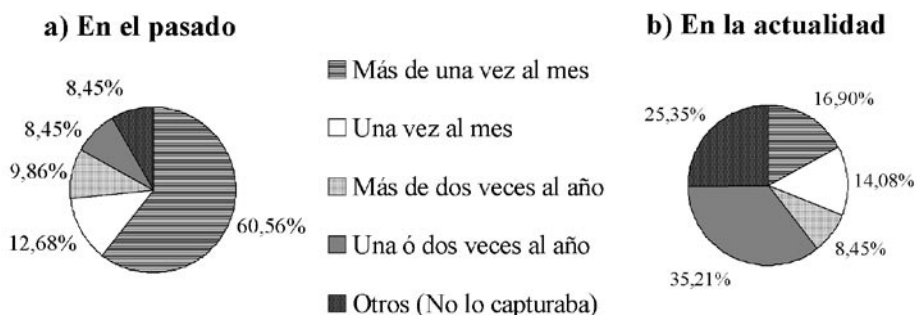


Figura 3. Frecuencia de las faenas de colecta de *Cittarium pica* en el Caribe colombiano según las encuestas realizadas en este estudio. a) Hace 10 años o más, b) En la actualidad (año 2003 durante el cual se realizaron las encuestas).

Aunque *C. pica* es un recurso disponible durante todo el año, de acuerdo con los resultados de las encuestas la frecuencia de faenas de colecta es mayor entre mayo y noviembre; ello se cumple para todos los sectores del área de estudio. Adicionalmente para los sectores Urabá chocoano y Santa Marta – PNNT, la frecuencia de colecta de *C. pica* se incrementa al máximo durante el mes de mayo. Como era de esperarse, la mayoría de encuestados (73.2 %) prefiere coleccionar individuos de tallas grandes, aunque cuando participan también mujeres y niños en las faenas, especialmente en el sector del Urabá chocoano, dicha discriminación no ocurre.

El principal uso que se da a *C. pica* en el Caribe colombiano es para autoconsumo como alimento (90.1 % de los encuestados), aunque en los sectores del Urabá chocoano, Cartagena - Islas del Rosario y Santa Marta - PNNT una porción de las capturas suele destinarse para la venta en el mercado local, tanto de la carne como de la concha. Esta última es comercializada por un 22.5 % de los encuestados a artesanos que las pulen y

elaboran distintos objetos (hebillas, aretes, llaveros, etc.) con destino a las ferias y ventas ambulantes de artesanías y “souvenirs” (Figura 4). La extracción de nácar de la concha con fines cosméticos para la piel es un uso esporádico, principalmente en el sector de Santa Marta - PNNT. El precio de venta por libra de carne (músculo) oscila entre \$3000 y \$10000 pesos (aprox. US \$ 1.3-4.2).

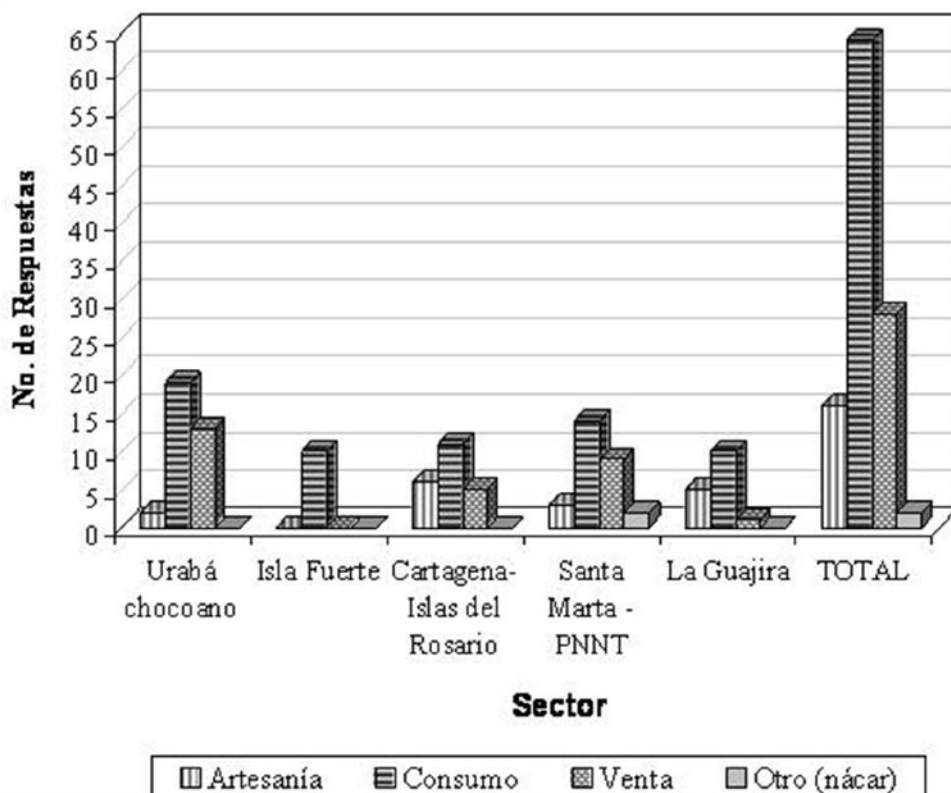


Figura 4. Usos que se dan a *Cittarium pica* en los sectores del área de estudio y su promedio para todos los sectores en total. Se indica el número absoluto de respuestas en lugar del número de encuestados ya que estos podían reponder a la vez para cada tipo de uso.

Las densidades promedio de *C. pica* en las estaciones de muestreo y los respectivos sectores se presentan en la Tabla 2. En el Urabá chocoano, Isla Fuerte y La Guajira no se encontraron densidades considerables en algunas estaciones, por lo que los valores de densidad ecológica difieren de los de densidad bruta. Por el contrario, en los sectores de Cartagena- Islas del Rosario y Santa Marta - PNNT las densidades fueron considerables en todas las estaciones. Según las pruebas de Shapiro-Wilks y de Bartlett, las densidades halladas en las estaciones con densidades considerables correspondieron a una distribución normal y presentaron homogeneidad de varianzas ($P < 0.05$). Las diferencias

entre las densidades brutas ($P=0.00$; F-Ratio = 4.44) y entre las densidades ecológicas ($P=0.00$; F-Ratio = 7.00) fueron significativas. La densidad ecológica promedio más alta correspondió al Urabá chocoano, seguida por La Guajira, Cartagena - Islas del Rosario, Santa Marta - PNNT e Isla Fuerte (Tabla 2). La prueba de rangos múltiples mostró que

Tabla 2. Abundancia y densidades de *Cittarium pica* en las estaciones de los distintos sectores con sus respectivas coordenadas geográficas. Se indica la media (\bar{x}) de “densidad bruta” y de “densidad ecológica” en cada sector y su promedio general para el total del área de estudio. \bar{x} = media o promedio, EE = \pm error estándar.

Sector / Estación	Longitud W	Latitud N	\bar{x} indiv./m ²	\pm EE	Abund. Total indiv. /30m ²	\bar{x} Dens. Bruta indiv./m ²	\bar{x} *Dens. Ecológica indiv./m ²
1. Urabá chocoano							
1- Cabo Tiburón *	77° 25' 45.1"	8° 40' 22.28"	16.34	± 2.64	503		
2- Piscina de los Dioses*	77° 20' 58.1"	8° 38' 58.9"	3.27	± 0.39	99		
3- Los Longos *	77° 20' 23.4"	8° 37' 29.1"	3.83	± 0.43	117	4.70	7.81
4- Chitra	77° 16' 30.6"	8° 31' 40.0"	0.03	± 0.03	1	(± 3.09)	(± 4.39)
5-Ensenada de Calderón	77° 16' 24.4"	8° 31' 39.7"	0.05	± 0.05	2		
2. Isla Fuerte							
1- El Inglés	76° 10'	9° 23'	0.07	± 0.05	2	1.65	3.23
2- El Bobito *	76° 11'	9° 23'	3.23	± 0.39	97	(± 1.58)	(± 0.39)
3. Cartagena e Islas del Rosario							
1- Solo Erizo*	75° 34' 54.8"	10° 22' 38.3"	2.63	± 0.26	79		
2-Las Cuevas*	75° 35' 18.6"	10° 13' 2.4"	21.00	± 1.28	630		
3-Porto Naito*	75° 36' 37.7"	10° 14' 37.1"	2.83	± 0.26	85	5.43	5.43
4-Punta Alcatraz*	75° 44' 23.1"	10° 11' 9.9"	3.23	± 0.29	97	(± 3.13)	(± 3.13)
5-Punta Brava*	75° 44' 58.4"	10° 11' 11.0"	1.20	± 0.15	36		
6-Isla del Pirata*	75° 43' 30.7"	10° 11' 12.2"	1.67	± 0.23	50		
4. Santa Marta y Parque Nacional Natural Tayrona							
1-Punta Betín*	74° 13' 27.8"	11° 15' 14.5"	0.77	± 0.18	23		
2-Morro*	74° 14' 1.76"	11° 15' 8.68"	1.37	± 0.23	41		
3-Playa la Bleida*	74° 12' 2.5"	11° 16' 14.8"	0.90	± 0.49	36		
4-Punta Aguja*	74° 12' 9.2"	11° 16' 26.1"	1.23	± 0.25	37		
5-Bahía Concha*	74° 9' 26.24"	11° 18' 38.74"	1.33	± 0.24	40		
6-Playa-Guapa*	74° 8' 29.93"	11° 19' 42.49"	19.23	± 1.50	577	4.05	4.05
7-Macuaca*	74° 8' 46.56"	11° 20' 16.27"	6.13	± 0.33	184	(± 1.48)	(± 1.48)
8-Gayraca*	74° 6' 37.8"	11° 20' 6.49"	1.97	± 0.30	59		
9-Neguange*	74° 4' 49.46"	11° 19' 20.27"	5.50	± 0.27	165		
10-Playa Cristal*	74° 4' 54.19"	11° 20' 15.01"	5.57	± 0.37	167		
11-Cabo San Juan*	73° 58' 5.2"	11° 19' 57.6"	2.10	0.21	63		
12-Arrecifes*	73° 57' 25.8"	11° 19' 22"	2.50	± 0.34	75		
5. La Guajira							
1-Ojo del agua*	72° 10' 33.32"	12° 12' 29.49"	6.40	± 0.45	192	3.27	6.40
2-Pilón de Azúcar	72° 07' 13.24"	12° 14' 23.7"	0.13	± 0.06	4	(± 3.13)	(± 0.45)

\bar{x} general (total área de estudio) densidad bruta (\pm EE) $\rightarrow 3.82$ indiv./ m² (± 0.65)

\bar{x} general (total área de estudio) densidad ecológica (\pm EE) $\rightarrow 5.38$ indiv./ m² (± 0.82)

*Los asteriscos corresponden a las estaciones con “densidades considerables” de *C. pica* (ver Metodología).

la densidad ecológica en el Urabá chocoano fue significativamente diferente a la de los demás sectores. Sin embargo, hubo amplias variaciones de la densidad de individuos entre las estaciones de este sector ($P=0.00$; F-Ratio = 24.07), aunque no entre las muestras de una misma estación ($P=0.38$; F-Ratio = 1.09), situación que se repitió en todos los demás sectores.

Para un total de 3374 individuos medidos en toda el área de estudio, la talla media fue de 25.08 mm, la moda de 11.1 mm, la talla mínima de 1.3 mm, y la talla máxima de 107.4 mm registrada esta última en un ejemplar de La Guajira. La talla media más alta (46.47 mm) correspondió también al sector de La Guajira, donde según la moda, son frecuentes individuos de más de 56 mm. Por el contrario, la talla media más baja (18.69 mm) correspondió al Urabá chocoano. En los demás sectores los valores de talla media fueron similares. Exceptuando La Guajira, en todos los sectores las tallas “pequeñas” (< 41.3 mm) fueron las más frecuentes (Tabla 3).

Tabla 3. Medidas de tendencia central de las tallas (diámetro de la concha, en mm) de *Cittarium pica* registradas en los sectores de muestreo y para toda el área de estudio.

	Urabá chocoano	Isla Fuerte	Cartagena - Islas del Rosario	Santa Marta - PNNT	La Guajira	Total área de estudio
Total individuos	703	102	948	1.425	196	3,374
Promedio	18.69	29.32	27.10	23.66	46.47	25.08
± error estándar	(± 0.38)	(±1.60)	(±0.58)	(±0.40)	(±1.51)	(±4.71)
Moda	11.10	3.50	14.40	23.80	56.00	11.10
Máxima	68.10	65.40	92.90	94.00	107.40	107.40
Mínima	3.80	2.30	1.30	3.80	3.60	1.30

Casi una tercera parte de los individuos medidos (28.39 %) correspondieron al intervalo de tallas entre 9.3 y 17.3 mm y otra quinta parte de ellos (19.56 %) estuvieron dentro del intervalo siguiente (17.3 – 25.3 mm), es decir, casi la mitad de la población está conformada por individuos pequeños. En general, las tallas que pueden considerarse dentro de la categoría “grande” (> 73.3 mm) estuvieron escasamente representadas (Figura 5).

DISCUSIÓN

Al igual que en otras áreas del Mar Caribe (Robertson, 2003), *C. pica* ha sido un recurso explotado para alimento, ornamento y objetos rituales desde tiempos precolombinos en el Caribe colombiano (Reichel-Dolmatoff, 1985). En la actualidad, *C. pica* sigue siendo un recurso que se explota en todos los sectores de la costa del Caribe colombiano donde el litoral rocoso ofrece condiciones apropiadas para la existencia de la especie, principalmente en la parte noroccidental del Golfo de Urabá y en el área de

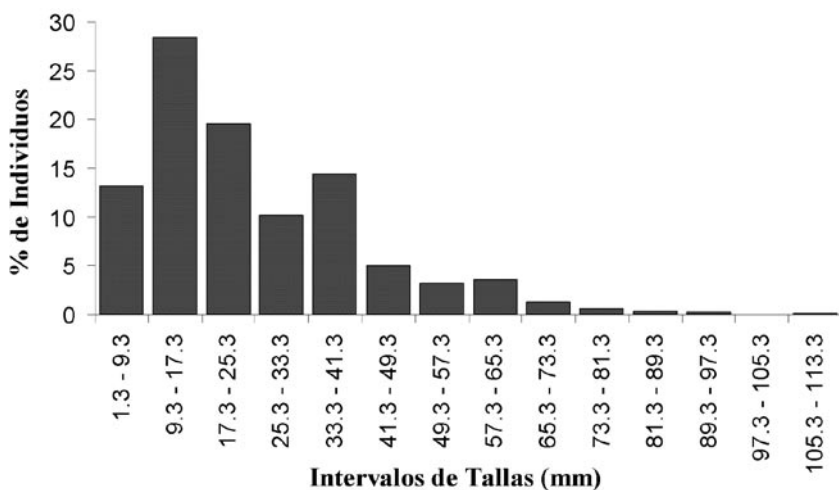


Figura 5. Distribución por intervalos de talla del porcentaje (%) de individuos de *Cittarium pica* hallados en toda el área de estudio.

Santa Marta y PNNT. Puesto que se trata de un recurso explotado artesanalmente a escala local y de escasa comercialización, no ha hecho nunca parte de las estadísticas pesqueras del país, por lo que los niveles de explotación sólo pueden deducirse a partir de estudios particulares en campo.

Como lo indican los resultados de las encuestas, el uso principal actual del recurso en Colombia está dirigido al autoconsumo de la carne como complemento de la dieta de los pobladores locales. La comercialización de la carne y la concha se practica con cierta frecuencia en el Urabá chocoano y en los sectores de Cartagena - Islas del Rosario y Santa Marta - PNNT. El uso de la concha para la elaboración de artesanías parece haberse incrementado en estos mismos sectores en los últimos años.

Como se deduce igualmente de las encuestas y concordando con la tendencia generalizada en todo el Caribe (Robertson, 2003), la abundancia del recurso se ha visto reducida en el transcurso de la última década, obligando a aumentar el esfuerzo de colecta. Tratándose de un recurso primordialmente de autoconsumo, su escasez en ciertos sectores ha conducido a que aparentemente se ejerza una menor presión sobre el mismo en la actualidad que hace algunos años (según la periodicidad de las faenas). Sin embargo, la escasez de *C. pica* en el Urabá chocoano, donde su consumo tiene un fuerte arraigo cultural, ha obligado a extender el área de faenas de colecta allende los límites fronterizos con Panamá, incluso hasta las islas de San Blas. La demanda del recurso se incrementa notablemente para el mes de octubre, cuando tiene lugar el popular Festival de la Cigua en este sector.

Debido a la inexistencia de estudios poblacionales previos sobre *C. pica* en el Caribe colombiano, no es posible establecer si las densidades de individuos encontradas

en el presente estudio son menores que en tiempos pasados. En todo caso, las densidades encontradas no difieren en gran medida de las registradas en otras áreas del Caribe (Tabla 4) en las que igualmente se ejerce presión de colecta sobre el recurso y se ha evidenciado disminución de su abundancia (Schmidt *et al.*, 2002; Robertson, 2003). Cabe anotar, sin embargo, que las mayores densidades encontradas en el presente estudio en estaciones puntuales de los sectores de Cartagena e Islas del Rosario (21 indiv./ m²), Santa Marta y PNNT (19.23 indiv./m²) y Urabá chocoano (16.34 indiv./m²) correspondieron a situaciones particulares (zona militar de acceso restringido y zonas escarpadas y expuestas a fuerte oleaje respectivamente) donde seguramente la presión de colecta sobre el recurso es muy baja. De todas maneras, la densidad de individuos en un mismo sector es muy variable de un lugar a otro dependiendo de ciertas condiciones ambientales. Así, la densidad de individuos de *C. pica* suele ser mayor en lugares expuestos al oleaje con respecto a los resguardados (Randall, 1964; Debrot, 1990 a).

Tabla 4. Densidades promedio de *Cittarium pica* en diferentes áreas del Mar Caribe.

Área/País	Localidad/Sector	Densidad promedio <i>C. pica</i> (indiv./ m ²)	Referencia
Archipiélago de los Roques (Venezuela)	Dos localidades	5.6	Castell (1987)
	Dos localidades	7.1	Debrot, (1990 a)
Exuma Cays (Bahamas)	Expuesto	6.0	Debrot (1990 b)
	Intermedio	2.3	
	Resguardado	0.1	
Costa Rica	Sitio de explotación	3.5	Schmidt <i>et al.</i> (2002)
	Sitio sin explotación	14.0	
	Urabá chocoano	7.8	
Colombia	Isla Fuerte	3.2	Presente estudio
	Cartagena e Islas del Rosario	5.4	
	Santa Marta y PNNT	4.1	
	La Guajira	6.4	

La gran mayoría de individuos que componen la población de *C. pica* en el Caribe colombiano son de talla pequeña (diámetro de la base de la concha < 40 mm), y los de mayor talla son en general más pequeños que los de tallas máximas registradas en otras áreas del Caribe (Tabla 5). No obstante, la talla máxima conocida hasta ahora para la especie (Robertson, 2003) corresponde a la de un individuo colectado hace más de una década en el sector de La Guajira (Díaz y Puyana, 1994). La predominancia de individuos pequeños (juveniles) en una población de *C. pica* puede deberse a elevadas tasas de reclutamiento o a la existencia de un factor de mortalidad que afecta preferencialmente a los animales más grandes (Castell, 1987). La presión por extracción que se ejerce mayormente sobre los individuos grandes es aparentemente uno de los principales responsables de la dominancia de individuos pequeños en la población. Así lo demuestran

Tabla 5. Tallas máximas (diámetro concha en mm) registradas en distintas áreas del mar Caribe para *Cittarium pica*.

Área	Talla máxima	Referencia
Colombia	180.0	Díaz y Puyana (1994)
Colombia	107.4	Presente estudio
Venezuela	115.0	Castell (1987)
Antillas Holandesas	137.0	Hutsell <i>et al.</i> (2001, en Robertson, 2003)
Bahamas	115.0	Abbott y Morris (1995, en Robertson, 2003)
Bahamas	132.0	Robertson (2003)
Bahamas	120.0	Debrot (1990 a)
Jamaica	121.0	Abbott y Morris (1995, en Robertson, 2003)
Bermuda	150.0	Sterrerr (1986, en Robertson, 2003)

las diferencias en la estructura de tallas encontradas en Costa Rica entre poblaciones de *C. pica* de lugares con altos niveles de explotación con respecto a la de un lugar vedado (Schmidt *et al.*, 2002). Así lo sugiere también el hecho de que las tallas promedio más altas registradas en el presente estudio correspondan al sector de La Guajira, donde la presión por extracción del recurso, según se deduce de las encuestas, es aparentemente menor que en los demás sectores. También en el sector de La Guajira se evidenció la distribución más homogénea de individuos por intervalos de talla en toda el área de estudio, con predominancia de individuos de tallas medianas. Las modas poblacionales correspondientes a clases de tamaño intermedio de *C. pica* parecen indicar variabilidad temporal en el reclutamiento y mayor sobrevivencia (Debrot, 1990 b). No se descarta el efecto favorable que probablemente tenga adicionalmente la surgencia estacional de aguas subsuperficiales en La Guajira, lo que ocasiona un notable incremento de la abundancia de macroalgas en el litoral rocoso (Bula-Meyer, 1977) y por ende seguramente una mayor disponibilidad de alimento para *C. pica*.

Haciendo salvedad de la población de *C. pica* en el sector de La Guajira, puede concluirse que la predominancia de individuos pequeños y la escasez o ausencia de individuos grandes de esta especie en el Caribe colombiano indican que el recurso está sometido a sobreexplotación. Ello nos conduce a confirmar a *C. pica* dentro de la categoría “vulnerable” de especies amenazadas en Colombia según el criterio “A” de la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Gracia y Díaz, 2000).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Adolfo Sanjuán (Universidad Jorge Tadeo Lozano) por sus aportes y generosa asesoría en el tratamiento estadístico de los datos, a Adriana Gracia y Néstor Ardila (INVEMAR) por sus sugerencias metodológicas, y a José Osorno, Olga Arango y Pablo Barrero por su ayuda y compañía en el trabajo de campo. Especial

reconocimiento debemos a los pescadores y pobladores de Capurganá, Sapzurro, Isla Fuerte, Barú, Isla Grande, Isla San Martín de Pajarales, Taganga y Cabo de La Vela por su colaboración y hospitalidad. Este trabajo fue posible gracias a la financiación del Programa de Biodiversidad y Ecosistemas marinos (BEM) del INVEMAR, e hizo parte del trabajo de grado para optar al título de Biólogo Marino de la Universidad “Jorge Tadeo Lozano” del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Ardila, N., G.R. Navas, y J. Reyes. 2002. Libro rojo de los invertebrados marinos de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, INVEMAR, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, 179 p.
- Bandel, K. y E. Wedler. 1987. Hydroid, amphineuran and gastropod zonation in the littoral of the Caribbean Sea, Colombia. *Senckenb. Marit.*, 19(1-2): 11-29.
- Bula-Meyer, G. 1977. Algas marinas bénticas indicadoras de un área afectada por aguas de surgencia frente a la costa Caribe de Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 9: 17-44.
- Castell, L.L. 1987. Algunos aspectos de la biología y ecología de *Cittarium pica* (L.), “Quigua” (Prosobranchia, Trochidae), en el Parque Nacional Archipiélago de los Roques. Trabajo de grado, Facultad de Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas, 135 p.
- Debrot, A.O. 1990 a. Temporal aspects of population dynamics and dispersal behavior of the West Indian Top Shell, *Cittarium Pica* (L.), at selected sites in the Exuma Cays, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.*, 47(2): 431-437.
- Debrot, A.O. 1990 b. Survival, growth, and fecundity of the West Indian Top Shell, *Cittarium pica* (Linnaeus), in various rocky intertidal habitats of the Exuma Cays, Bahamas. *The Veliger*, 33(4): 363-361.
- Díaz, J.M. 1985. Mollusken und ihre Gemeinschaften in der Bahía de Neguange (Karibik, Kolumbien). Disertación doctoral, Justus Liebig Universität, Giessen, Alemania, 386 p.
- Díaz, J.M. y Götting K.J. 1986. Mollusken-Gemeinschaften in der Bahía de Neguange (Karibik, Kolumbien). *Helgol. Meeresunters.*, 40: 279-308.
- Díaz, J.M. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe colombiano, un catálogo ilustrado. COLCIENCIAS, Fundación Natura, INVEMAR, Bogotá, 291 p.
- Díaz, J.M. y A. Acero. 2003. Marine biodiversity in Colombia: achievements, status of knowledge and challenges. *Gayana*, 67(2): 261-274.
- Gracia, A. y J.M. Díaz. 2002. *Cittarium pica*. Pp. 69-70 en N. Ardila, G.R. Navas y J. Reyes (Eds.), Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. Serie de Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia, INVEMAR, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá.
- Kaufman, R. y K.J. Götting. 1970. Prosobranchia aus dem Litoral der karibischen KÖste Kolumbiens. *Helgoländer. Wiss. Meeresunters.*, 21(3): 333-398.
- Martínez, J.O. 1993. Geomorfología y amenazas, mapa atlas de la línea de costa del Caribe central colombiano. *Boletín Geológico Ingeominas*, 28.
- McLean, R.F. 1967. Measurements of beachrock erosion by some tropical marine gastropods. *Bull. Mar. Sci.*, 17(3): 551-556 p.
- Odum, 1983. *Ecología*. Interamericana S.A., 3ª Ed., México D. C., 639 p.
- Poutiers, G. y R. Cipriani. 1992. Fichas FAO de identificación para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. Comisión Europea y NORAD, Roma, 513 p.

- Randall, H.E. 1964. A study of the growth and other aspects of the biology of the West Indian Top Shell *Cittarium pica* (Linnaeus). Bull. Mar. Sci., 14: 424-443.
- Reichel-Dolmatoff, G. 1985. Investigaciones arqueológicas de la Sierra Nevada de Santa Marta. Rev. Col. Antropol., 8: 189-245.
- Robertson, R. 2003. The edible West Indian Whelk *Cittarium pica* (Gastropoda: Trochidae): natural history with new observations. Proc. Acad. Nat. Sci. Philad., 153(1): 27-47.
- Schmidt, S., M. Wolff y J.A. Vargas. 2002. Population ecology and fishery of *Cittarium pica* (Gastropoda: Trochidae) on the Caribbean coast of Costa Rica. Rev. Biol. Trop., 50 (3-4).
- Scudder, S.J. y J.R. Quitmer. 1998. Evaluation of evidence of pre-Columbian human occupation at Great Cave, Cayman Brac, Cayman Islands. Carib. J. Sci., 34(1-2):41-49.
- Vides, M. y P.C. Sierra-Correa (Eds.). 2003. Atlas de paisajes costeros de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) – Corporación Autónoma Regional y de Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA), Serie Documentos Generales, 16, Santa Marta, 131 p.
- Wing, E.S. 2001. The sustainability of resources used by native Americans of four Caribbean islands. Int. J. Osteoarcheol., 11 (1-2):112-126.

FECHA DE RECEPCIÓN: 09/06/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 23/10/06

CAPRELLIDS FROM THE CARIBBEAN COAST OF COLOMBIA, WITH DESCRIPTION OF THREE NEW SPECIES AND A KEY FOR SPECIES IDENTIFICATION

José M. Guerra-García¹, Traudl Krapp-Schicke² and Hans G. Müller³

¹ Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, Spain. E-mail: jmguerra@us.es

² Museum A. Koenig, Adenauerallee 160, D-53113 Bonn, Germany

³ Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie der Justus-Liebig-Universität, Heinrich-Buff-Ring 29, D-6300 Giessen, Germany

ABSTRACT

The Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) of shallow waters of the Caribbean coast of Colombia, South America, are investigated. This is the first study dealing with the caprellidean fauna of this area. A total of 45 stations from Punta Brava to Punta Cañaveral, at Santa Marta region, Colombia, was selected, and samples of algae, coral rubble, sponges, hydroids, bryozoans and sediments were collected from the intertidal zone to 30 m depth. Ten species in seven genera were found (three of which are new to science): *Aciconula* sp., *Caprella* cf. *penantis* Leach, 1814, *Caprella danilevskii* Czerniavskii, 1868, *Deutella caribensis* n.sp., *D. incerta* (Mayer, 1903), *D. mayeri* Stebbing, 1895, *Hemiaegina minuta* Mayer, 1890, *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890, *Pseudaeginella colombiensis* n.sp., and *Tritella chibcha* n.sp. All the species are fully illustrated, and a key to species level for all species is also provided.

KEY WORDS: Amphipoda, Caprellidae, Taxonomy, New species, Caribbean, Colombia

RESUMEN

Caprélidos de la costa Caribe de Colombia, con la descripción de tres especies nuevas y una clave para la identificación de las especies. Se estudiaron los Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) de las aguas someras de la costa Caribe de Colombia, Sudamérica. Este es el primer estudio sobre la fauna de caprélidos de la zona. Se seleccionaron 45 estaciones distribuidas desde Punta Brava hasta Punta Cañaveral y se recolectaron muestras de algas, corales, esponjas, hidrozoos, briozoos y sedimentos, desde el intermareal a los 30 m de profundidad. Se encontraron diez especies pertenecientes a siete géneros distintos (tres de las especies son nuevas para la ciencia): *Aciconula* sp., *Caprella* cf. *penantis* Leach, 1814, *Caprella danilevskii* Czerniavskii, 1868, *Deutella caribensis* n.sp., *D. incerta* (Mayer, 1903), *D. mayeri* Stebbing, 1895, *Hemiaegina minuta* Mayer, 1890, *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890, *Pseudaeginella colombiensis* n.sp. y *Tritella chibcha* n.sp. Todas las especies se ilustran con detalle en el presente trabajo y se aporta una clave taxonómica a nivel de especie.

PALABRAS CLAVE: Amphipoda, Caprellidae, Taxonomía, Nuevas especies, Caribe, Colombia



INTRODUCTION

There is a lack of studies dealing with the caprellid amphipods of Central and South America. In fact, McCain and Steinberg (1970) pointed out that these coasts are virtually unstudied and that undoubtedly many new records and species would be expected in these areas. However, there are recent attempts to improve the knowledge on caprellids along these coasts: Chile (Guerra-García, 2001a; Guerra-García and Thiel, 2001; Thiel *et al.*, 2003), Brazil (Wakabara *et al.*, 1991; Wakabara and Serejo, 1998), the Gulf of Mexico (Ortíz *et al.*, 2002; Escobar-Briones and Winfield, 2003; Winfield *et al.*, 2006), Venezuela (Díaz *et al.*, 2005). These studies are necessary to fill the gap in the knowledge of the biodiversity of caprellids in Central and South America, to properly address future biogeographical and ecological studies.

In general, the amphipods from Colombia are poorly studied, as pointed out by González and Watling (2003). The taxonomical studies dealing with peracaridean crustaceans from Colombia have been more focused on isopods (Müller, 1992, 1993a, 1993b; Kensley and Schotte, 1994) than in other groups such as amphipods. In fact, the present study represents the first comprehensive work about caprellids from Colombia.

MATERIAL AND METHODS

Sampling area

Samples were taken along the about 70 km long coast of Santa Marta, on the Caribbean coast of Colombia (11° 15' N - 74° 13' W) (Figure 1). The geomorphology is influenced by the Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM), the highest coastal mountain range. In the West area, the rivers bring a rather estuarine character. The Tayrona National Natural Park in the North-East area has deep bays with a much less intense freshwater influence, except during the rainy period (between August and early December). According to measurements in Bahía de Santa Marta the salinity sinks in this time from 38 to 30 (Müller, 1979) and the water gets cloudy due to suspended particles of the rivers. During the dry period, between late December and May, a strong wind called "brisa" predominates, coming from the SNSM (Herrmann 1971), which drives away the warm surface waters into the open sea, and cooler waters from the depth surge in areas near the coast. At the end of the rainy period the seawater temperature drops from 29°C to 25°C in February within short time (Salzwedel and Müller, 1983). Thus temperature, salinity and light-transparency of the sea water are changing drastically throughout the year.

Collection data

Collecting was carried out at the Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betún (nowadays Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR) in

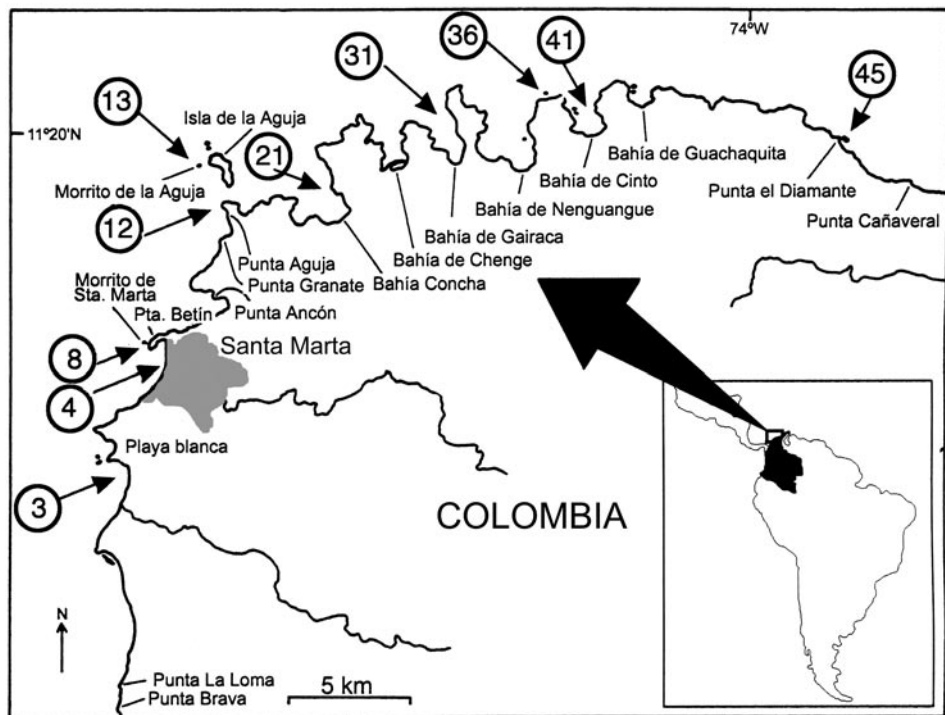


Figure 1. Map of the study area showing the sampling localities.

Santa Marta by the last author, from April 1985 to May 1986. The sampled material was roughly sorted into pycnogonids, amphipods, isopods, and tanaidacea at the Justus-Liebig-Universität, Giessen, Germany and partially also at the Laboratoire de Biologie marine et de Malacologie at Perpignan, France, again by the third author. Along the 70 km of the coast of Santa Marta 45 stations were chosen, the most Western one near the airport (Punta Brava), the last one at the East near Punta El Diamante on the East margin of Tayrona National Natural park. On three stations in Bahía Concha (Western Tayrona park) quantitative samples were monthly taken throughout the year in seagrasses (*Thalassia testudinum*, Station 19) and two adjacent weeds of brown algae on a dead reef of *Porites* (*Digenia simplex*, *Sargassum cymosum*, stations 20, 21). The sample volume was always 5 l, and the substrate was loosely stacked in wide containers. All other 42 stations were placed quite regularly throughout the described region, paying attention to substrates as diverse as possible, in a depth range of 0-30 m. For completing the species list and to get satisfactory ecological data the qualitative collections were as large as possible. Samples below 1 m depth were taken using SCUBA diving; snorkeling was used for samples in the first meter. Better results were obtained by swirling the substrates by hand: the light organic material suspended in the water could be collected with a net of 0.5 mm mesh width. For collecting the tiniest specimens, very fine nets were used to sweep or trail

along seagrass, hydroids or surface of sand. The material was fixed using 3-5% formalin. Then it was washed in freshwater, sorted under a dissecting microscope and preserved in 70% ethanol. Slides were prepared with glycerin and closed by heated paraffin. Pencil drawings were done using a compound microscope provided with camera lucida.

The examined material for the present study is deposited partly at the Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) in Santa Marta, Colombia, partly at the Museo Civico di Storia Naturale di Verona, Italy. The symbols used in plates are (in alphabetic order): A1, 2 = Antenna 1, 2; Abd = Abdomen; Gn1, 2 = Gnathopod 1, 2; LL = Lower lip = labium; LMd = Left mandible; Mx1, 2 = Maxilla 1, 2; Mxp = Maxilliped; Oo3-4 = Oosteguite 3, 4; P3-7 = Pereopods 3-7; RMd = Right mandible; UL = Upper lip = labrum.

Although the phylogeny and higher classification of the caprellids is still under debate (Laubitz, 1993; Takeuchi, 1993), Myers and Lowry (2003) have recently proposed a new phylogeny and classification for the suborder Corophiidea Leach, 1814, which is divided into two infraorders, the Corophiida and the Caprellida, based on a hypothesis of the evolution of different feeding strategies. In their new classification, the superfamily Caprelloidea contains five families: Caprellidae, Caprogammaridae, Cyamidae, Dulichiidae and Podoceridae. The Caprellidae are subdivided into three subfamilies: Caprellinae, Paracercopinae and Phtisicinae. In the present paper we have adopted this classification and have focused our study on members of the family Caprellidae.

Station list and caprellids found:

Station 3: Playa Blanca, near El Rodadero/Santa Marta. Under stones covered with algae, 0.5-1 m. 30.XII.1985. *Deutella mayeri*.

Station 4: Bahía de Santa Marta, Isla Morro Grande de Santa Marta, North side. Algae on rocks, coral rubble, porifera, and hydroids, 0-30 m. 24.V.1985, 18.IX.1985, 9.X.1985, 9.XII.1985, 12.XII.1985, 10.III.1986. *Caprella* cf. *penantis*, *Deutella incerta*, *Hemiaegina minuta*, *Tritella chibcha* n.sp.

Station 8: Punta Betín. Epiphytes on shadowy or light-exposed concrete piers; detritus, corallinacea, porifera, hydroids (mainly *Cnidoscypus*), bryozoa, and coral rubble, 0-28 m. 24.IV.1985, 25.IV.1985, 4.V.1985, 8.V.1985, 10.V.1985, 12.V.1985, 14.V.1985, 16.V.1985, 18.V.1985, 19.V.1985, 27.V.1985, 3.VI.1985, 17.VI.1985, 19.VI.1985, 21.VI.1985, 22.VI.1985, 1.VII.1985, 1.VIII.1985, 4.VIII.1985, 3.IX.1985, 15.IX.1985, 21.IX.1985, 1.XII.1985, 24.XII.1985, 29.XII.1985, 29.I.1986, 10.II.1986, 14.III.1986. *Deutella incerta*, *Deutella mayeri*, *Hemiaegina minuta*, *Paracaprella pusilla*.

Station 12: Punta Aguja. Coral rubble, porifera, hydroids, and bryozoans, 11-20 m. 16.IX.1985, 2.X.1985. *Aciconula* sp., *Caprella* cf. *penantis*, *Deutella incerta*.

Station 13: Isla Aguja. Coral rubble, 30 m, 18.II.86. *Deutella incerta*.

Station 21: Bahía Concha. Brown-algae *Digenia simplex* and *Sargassum cymosum* on dead *Porites* - reef; quantitative sample of 5 l each, cutting off the entire thallus; mesolitoral. *Thalassia* and *Halocordyle* and *Cnidoscypus* hydroids. 0-1 m. 22.V.1985, 7.VI.1985, 27.VI.1985, 5.VII.1985, 8.VII.1985, 15.VII.1985, 13.VIII.1985, 9.IX.1985, 2.X.1985, 28.X.1985, 8.XI.1985, 7.XII.1985, 12.II.1986, 3.III.1986, 2.IV.1986, 3.IV.1986. *Caprella danilevskii*, *Caprella* cf. *penantis*, *Hemiaegina minuta*, *Deutella mayeri*, *Deutella caribensis* n.sp.

Station 31: Eastern beach near Punta Gayraca. Under stones on sand and from algae like *Sargassum* or seagrass *Thalassia*, mesolitoral, 6.VI.1985, 12.VII.1985, 17.I.1986. *Caprella danilevskii*, *Deutella mayeri*, *Paracaprella pusilla*.

Sample 36: Bahía Nenguangue, Roca Ahogada NE of Punta del Esbarrancado. Brown algae such as *Cladophyllum schnetteri*, hydroids, and *Thalassia*, 0.5-2 m. 27.V.1985, 30.VII.1985, 20.XII.1985, 17.I.1986. *Caprella danilevskii*, *Deutella mayeri*, *Hemiaegina minuta*.

Station 41: Bahía Cinto, southern beach. Pure sand with little detritus, *Syringodium*-weed, 0-3 m. 20.XII.1985, 17.III.1986, 14.IV.1986. *Deutella mayeri*, *Tritella chibcha* n.sp.

Station 45: Punta El Diamante (Arrecifes/Cañaverales). Algae, hydroids, and bryozoans on rocky slope, 1-10 m. 26.IX.1985, 25.II.1986. *Deutella incerta*, *Deutella mayeri*, *Hemiaegina minuta*, *Pseudaeginella colombiensis* n.sp.

Additional sample1: Isla de Providencia, *Thalassia*, 5.XII.80, leg. INVEMAR: *Deutella mayeri*.

Additional sample2: From stomach of *Acanthurus coeruleus*; Sta. Marta area, 5 m, leg. Sergio Duarte, 1.VII.85: *Hemiaegina minuta*.

SYSTEMATIC ACCOUNT

Family Caprellidae Leach, 1814

Subfamily Caprellinae Leach, 1814

Caprella cf. *penantis* Leach, 1814

(Figures 2-4)

Caprella Penantis Leach, 1814: 404.

Caprella acutifrons Mayer, 1882: 48; Mayer, 1890 (included f. *neglecta*, *tabida*, *gibbosa*, *carolinensis*, *lusitanica*, *virginia*): 50, pl. 2, figs. 36-37, 39-41, pl. 4, figs. 52-53, 55, 57-61, 65-69; Mayer, 1903: 79, pl. 3, figs. 4-28; pl. 7, figs. 62-65.



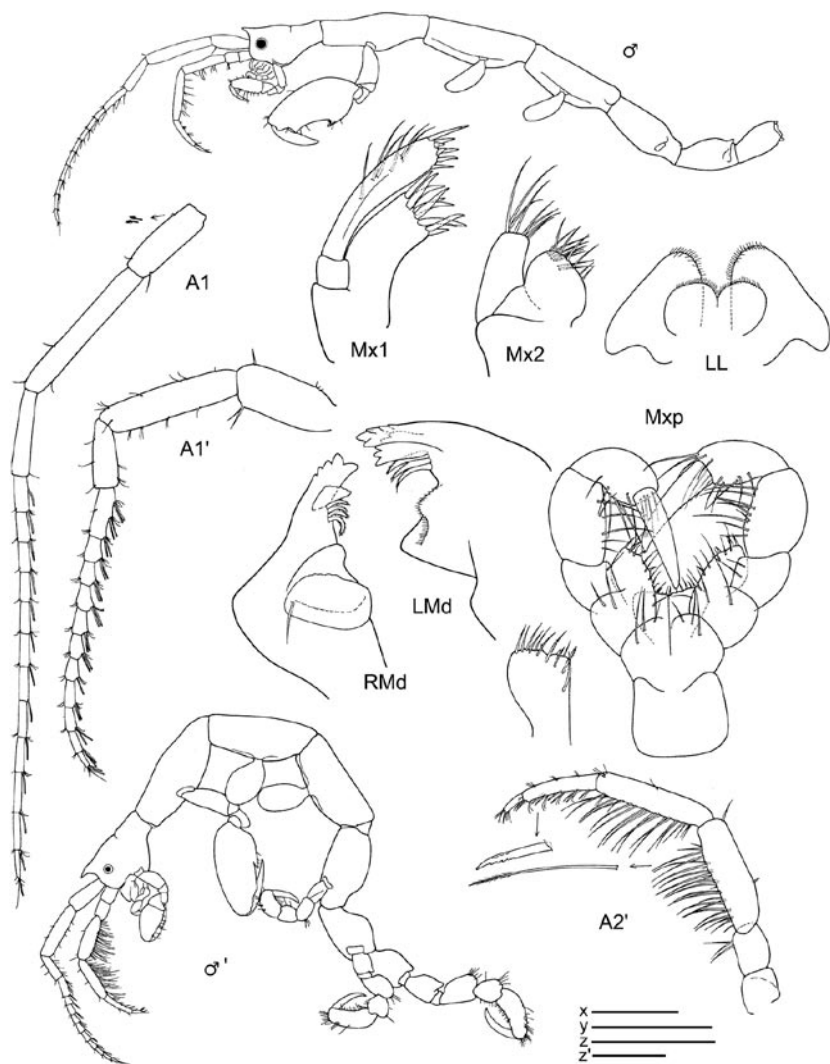


Figure 2. *Caprella cf. penantis*. Males of different robustness. Lateral views in scale $x=1$ mm; A1, A1', A2' in scale $y=0.5$ mm; RMd, LMd, Mx1 and Mx2 in scale $z=0.1$ mm; LL, Mxp in scale $z'=0.1$ mm.

Caprella penantis McCain, 1968: 33, figs. 15-16; McCain and Steinberg, 1970: 33; Cavedini, 1982: 508; Krapp-Schickel, 1993: 791-793; Guerra-García and Takeuchi, 2002: 692-693, fig. 12; Guerra-García, 2004: 30, 32, fig. 26; Guerra-García and Takeuchi, 2004: 1013-1015, fig. 35; Krapp-Schickel and Guerra-García, 2005: 48-49, fig. 2.

Material examined: 187 specimens

St.4: 3 males, 3 females, hydroids, 11-19 m, 9.X.1985. **St.12:** 1 male, hydroids and bryozoans, 11-15 m, 2.X.1985. **St.21:** 1 male, 2 females, from hydroids, 0-0.5 m,

7.VI.1985; 11 males, 10 females (1 ov.), 5 juveniles, from intertidal hydroids, 5.VII.1985; 8 males, 7 females (2 ov.), from hydroids under overhanging rocks, intertidal, 8.VII.1985; 26 males, 18 females (13 ov.), 17 juveniles, from hydroids, intertidal, 15.VII.1985; 2 males, 5 females (1 ov.), from hydroids, lower intertidal, 2.X.1985; 36 males, 31 females (25 ov.), 2 juveniles, from hydroids, lower intertidal, 8.XI.1985.

Figured specimens are from St. 21, 15.VII.1985 (males) and St. 4, 9.X.1985 (female).

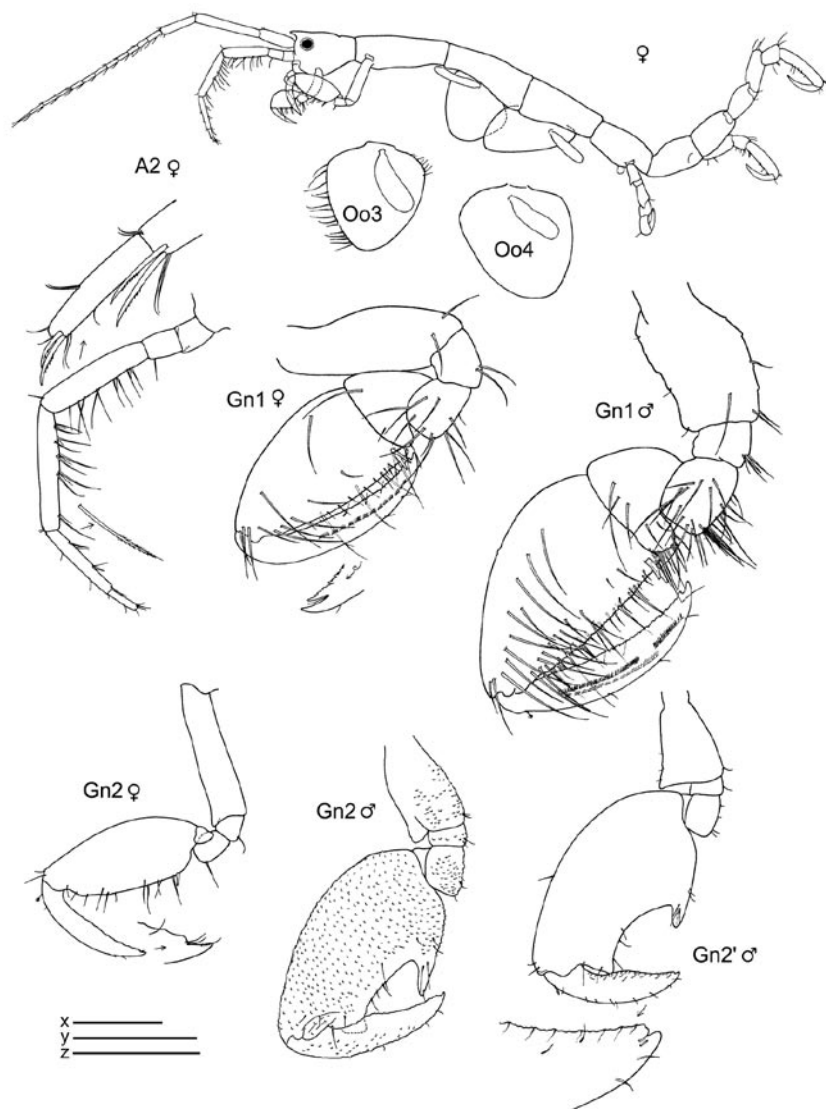


Figure 3. *Caprella cf. penantis*. Lateral view in scale x=1 mm; A2♂, Gn2♂, Gn2'♂, Gn2♀ in scale y=0.5 mm; Gn1♂, Gn1♀ in scale z=0.2 mm

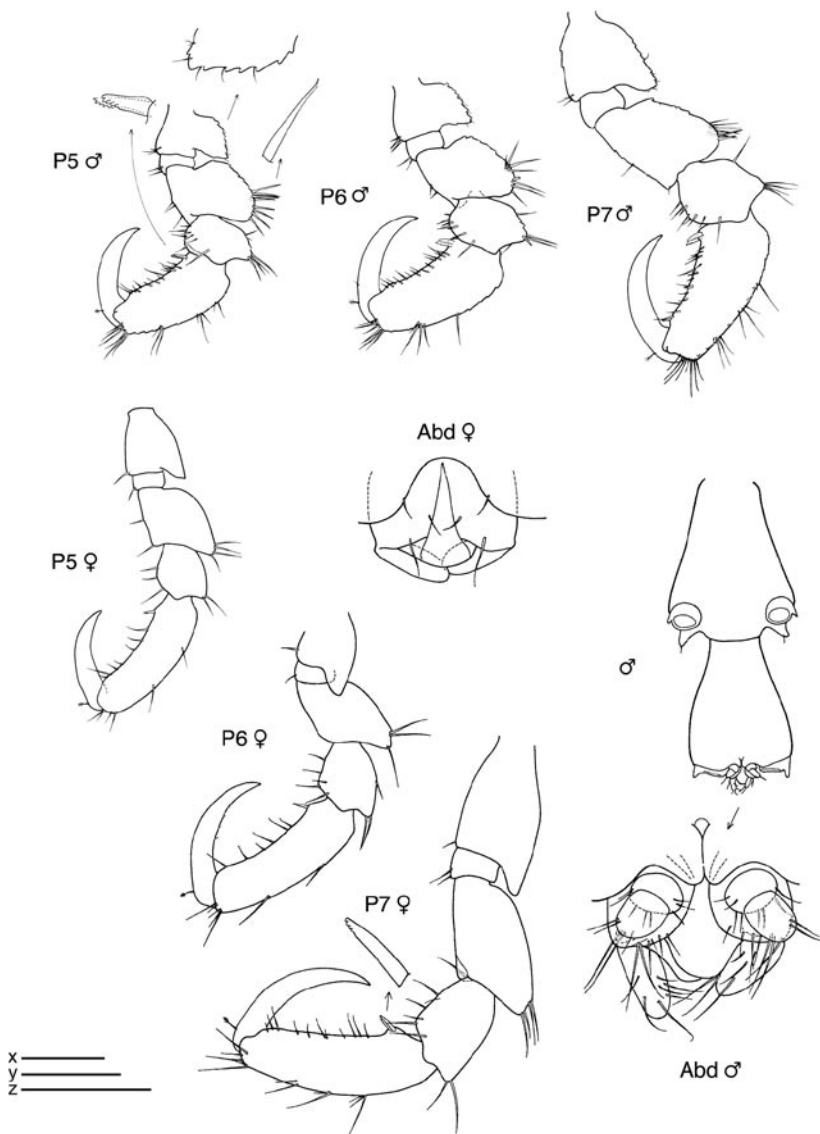


Figure 4. *Caprella cf. penantis*. P5-7♂ in scale x=0.3 mm; P5-7♀ in scale y=0.3mm; Abd♂, Abd♀ in scale z=0.1 mm.

Remarks

The specimens collected from Colombian waters are close to *C. penantis*. At the moment, we have considered this species as *C. cf. penantis* since we have not been able to find constant morphological differences between the Colombian specimens and the Mediterranean and Atlantic *C. penantis* (Krapp-Schickel, 1993; Guerra-García and Takeuchi, 2002; Riera *et al.*, 2003; Guerra-García *et al.*, 2006.). Nevertheless,

the present material from Colombia show high degree of morphological variation in connection with the robustness of antennae and body, number and length of swimming setae in antenna 2, and shape of the gills. Some specimens even presented the gnathopod 2 provided with tiny tubercles. Recently, Díaz *et al.* (2005) figured *C. penantis* based on a specimen collected from the Caribbean coast of Venezuela and it is very similar to the material collected from the Caribbean coast of Colombia, probably belonging to the same species.

Caprella penantis has been recorded under several specific or subspecific names from temperate regions worldwide (McCain and Steinberg, 1970) and further morphological and molecular studies are required to evaluate the respective status of this species around the world (McCain, 1968; Laubitz, 1972; Takeuchi and Hirano, 1995). In this sense, Guerra-García *et al.* (2006) have used a preliminary molecular approach (RAPD analysis) to explore intraspecific variation among populations of *C. penantis* from the Strait of Gibraltar, showing that the different morphs of *C. penantis* in that biogeographical area seem to be ecotypes rather than different species.

Habitat

This species was found nearly exclusively in Bahía Concha, and mainly on hydroid *Cnidoscypus* from the intertidal area.

Caprella penantis has been found living on red and brown algae, *Posidonia*, hydroids, Alcyonaria, Zoantharia, Bryozoa, sponges, *Arbacia* (Echinodermata) and *Libinia* (Decapoda) (Krapp-Schickel, 1993). Guerra-García (2001b) found the species in intertidal exposed areas and in infralittoral areas of high hydrodynamics, clinging onto different species of algae and hydroids. The species has been also found in sponges, ascidians, spirorbids, gorgonaceans and *Caulerpa* beds (Guerra-García, 2004), and among mussels (Díaz *et al.*, 2005)

Distribution

Type locality: Devonshire Coast, England (McCain and Steinberg, 1970). Other records: Atlantic Ocean, Indian Ocean, Pacific Ocean and Mediterranean Sea (Krapp-Schickel and Guerra-García, 2005). Doubtfully considered cosmopolitan.

Caprella danilevskii Czerniavskii, 1868

(Figures 5,6)

Caprella Danilevskii Czerniavskii, 1868: 92, pl. 6, figs. 21-34; Mayer, 1890: 58, pl. 5, fig. 44; pl. 7, figs. 12-13.

Caprella inermis Haswell, 1879: 319-351.

Caprella Danilevskii Chevreux and Fage, 1925: 454, fig. 432.



Caprella danilevskii McCain, 1968: 22, figs. 10-11; McCain and Steinberg, 1970: 16; Cavedini, 1982: 499; Krapp-Schickel, 1993: 779, fig. 531; Guerra-García and Takeuchi, 2002: 683-684, fig. 6; Guerra-García, 2004: 28-30, fig. 24; Guerra-García and Takeuchi, 2004: 1005-1007, figs. 28-29; Díaz *et al.*, 2005: 3,4,12, fig.3; Guerra-García, 2006.

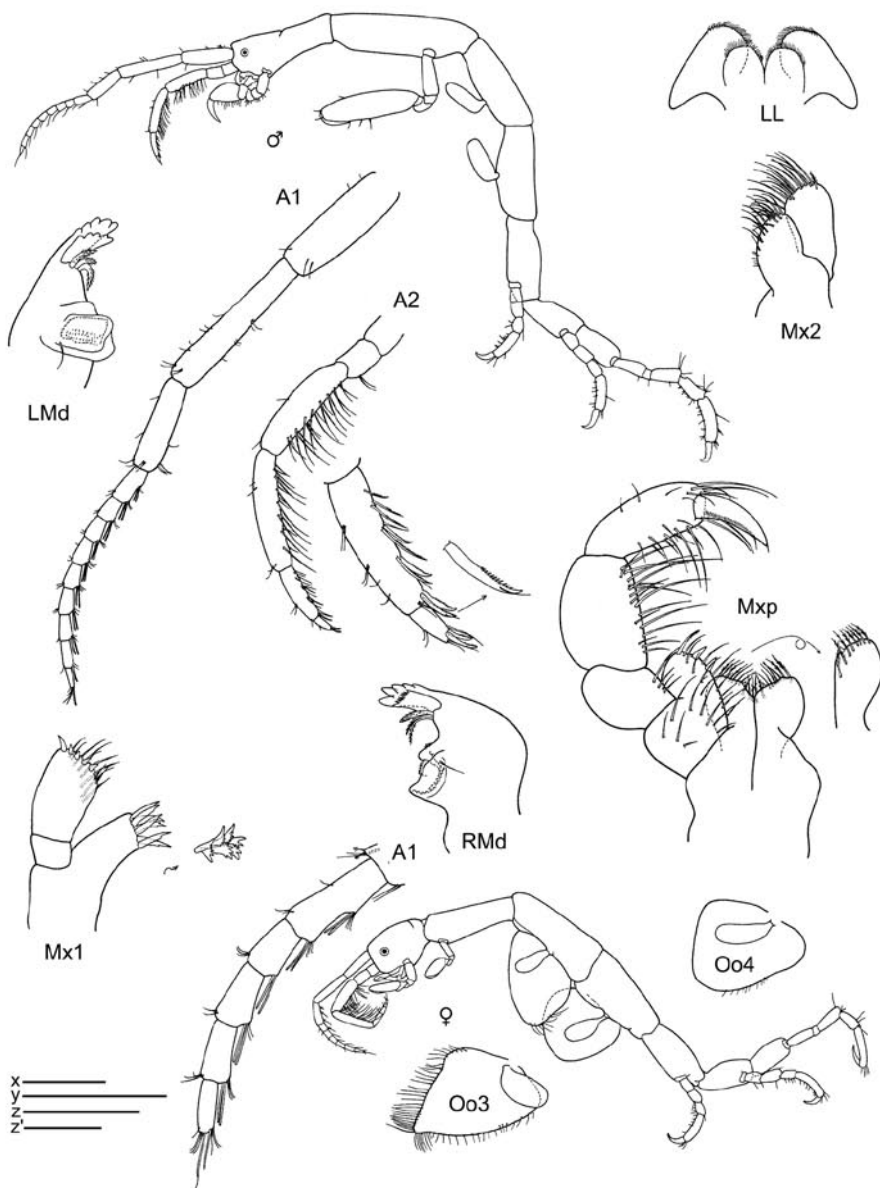


Figure 5. *Caprella danilevskii*. Male lateral view, antennae and mouthparts. Female lateral view and oostegites. Lateral views in scale x=1mm; A1,A2 in scale y=0.5 mm; RMd, LMD, Mx1, Mx2, Mxp in scale z=0.1 mm; LL in scale z'=0.1 mm.

Material examined: 385 specimens

St. 21: 2 males, from hydroids, 0-0.5 m, 7.VI.1985; 6 males, 15 females, 14 juveniles, *S. cymosum*, 0-0.5 m, 7.VI.1985; 6 males, 2 females, 34 juveniles, hydroids, 0-0.5 m, 27.VI.1985; 5 males, 2 females (ov.), from intertidal hydroids, 5.VII.1985; 10 males, 6 females; from hydroids under overhanging rocks, 8.VII.1985; 18 males, 29 females (1ov.), 12 juveniles, from brown and red algae on rocky shore, intertidal, 15.VII.1985; 6 males, 1 ov.female, from s ? hydroids, intertidal, 15.VII.1985; 4 males, 6 females, 6 juveniles, from *S. cymosum* on dead *Porites* reef, 0-0.5m, 9.IX.1985; 1 male, hydroids, lower intertidal, 8.XI.1985; 2 males, 4 females, 2 juveniles, *S. cymosum*, 0-0.5 m, 7.XII.1985; 6 males, 20 females (10 ov.), 8 juveniles, *S. cymosum* on dead *Porites* reef, 0-0.5 m, 8.VII.1985; 1 male, 3 females (1 ov.), 1 juvenile, *Digenia simplex*, intertidal, 12.II.1986; 22 males, 20 females (4 ov.), 4 juveniles, *S. cymosum*, 0-0.5m, 3.IV.1986.

St. 31: 17 females (5ov.), from *Sargassum* on rocky shore, lower intertidal, 12.VII.1985.

St. 36: 18 males, 32 females, 40 juveniles, Punta Embestidero, from brown algae (*C. schnetteri*), 0.5 m, 23.IX.85.

Male and female figured from St. 21, 8.XI.1985.

Remarks

The present specimens of *C. danilevskii* collected from Colombia are in agreement with other material distributed worldwide (Guerra-García and Takeuchi, 2002). The distinctive male abdomen, the absence of grasping spines in the pereopods and the short dactylus of male gnathopod 2 distinguish clearly this species from other species of *Caprella*. Nevertheless, this species also shows some intraspecific morphological variation; recently, Guerra-García and Takeuchi (2004) studied material from Tasmania and found some males showing very elongate antenna 1, pereonites 1 and 2, basis and propodus of gnathopod 2. As the distance to the type locality is quite long, it could well be that this Colombian material is another species, but morphologically it matches with the typical description.

Habitat

The present material has been found attached mainly to *S. cymosum* and to the hydroid *Cnidoscypus*, widely distributed in shallow waters. In previous studies, the species has been found in *Cystoseira*, *Sargassum*, amongst *Bugula* (Krapp-Schickel, 1993). Guerra-García (2001b) collected specimens from different species of algae in areas of high hydrodynamics. In Australian waters, the species has been found on brown algae, seagrass, sponges and tunicates (Guerra-García, 2004). Recently, the species has also been found in Venezuela clinging to algae. *Caprella danilevskii* and also *C. penantis* appear to have acquired the ability of attaching to the substrate using gnathopod 1 in a “parallel” posture rather than in the “upright” posture used by species living in calmer

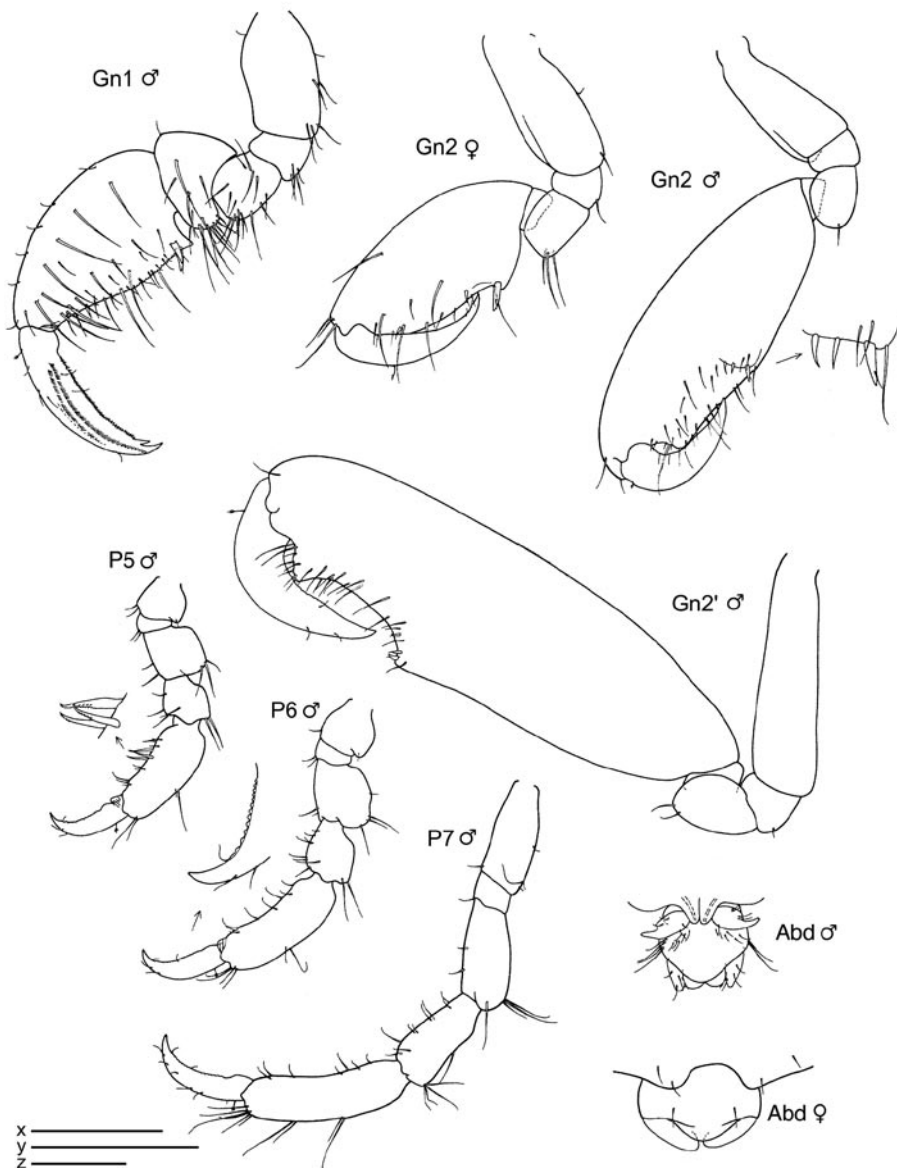


Figure 6. *Caprella danilevskii*. Gn1♂, Abd♂ in scale x=0.2 mm; Gn2♂, Gn2'♂, Gn2♀, P5-7♂ in scale y= 0.5 mm; Abd♀ in scale z=0.1 mm.

waters. These species feed mainly by scraping (Takeuchi and Hirano, 1995; Guerra-García *et al.*, 2002) and can be mainly found in very exposed areas, with high hydrodynamics and low values of sedimentation (Guerra-García and García-Gómez, 2001). *Caprella danilevskii* is one of the most studied caprellid species in respect of life history, based on Japanese specimens (Takeuchi and Hirano, 1991; 1992).

Distribution

Type locality: Black Sea (McCain and Steinberg, 1970). Other records: Mediterranean, South Africa, South Arabian coast, Bermuda, Venezuela, Brazil, Hawaii, north eastern Pacific, and Australia (McCain and Steinberg, 1970; Krapp-Schickel, 1993; Arimoto, 1976; Guerra-García, 2004; Díaz *et al.*, 2005). Doubtfully considered cosmopolitan.

Deutella caribensis n.sp

(Figures 7,8)

Type material (9 specimens)

St. 21: Holotype male 2 slides (INV-CRU 5783) from *Thalassia*, 1 m, 27.VI.1985; Paratype female slide (INV-CRU 5784); additional paratype material in alcohol (MVRCr 450): 2 males, 2 females, 1 juvenile from *Thalassia*, 0.5-3 m, 9.IX.1985 and 2 males from *Thalassia*, 2-3 m, 7.XII.1985.

Type locality

Bahía Concha, Colombia, 0.5-3 m, *Thalassia* beds.

Etymology

Named *caribensis* alluding to the Caribbean Sea.

Description

Holotype male

Lateral view (Figure 7): Head with a pair of dorsal projections. Pereonite 1 fused with head, suture present. Pereonites 3 and 4 with a medial and a distal projection dorsally. Pereonite 4 with two medial projections dorsally. Pereonites 3 and 4 subequal. Pereonite 5 the longest. Pereonite 7 the shortest.

Gills (Figure 7): Elongate, length about four times width.

Mouthparts (Figure 7): Mandibles with 3-articulate palp; distal article of palp with a setal formula 1-6-1; second article provided with a simple setae; mandibular molar robust; left mandible with incisor and lacinia mobilis 5-toothed followed by three plumose setae; incisor of right mandible 5-toothed, lacinia mobilis serrate followed by 3 small plates; molar flake absent. Lower lip with well-demarcated inner lobes; outer lobes provided with setulae on apical margin. Maxilla 1 outer lobe with 6 robust setae. Maxilla 2 inner lobe triangular with 4 setae distally; outer lobe slightly larger than inner lobe, rectangular with 5 apical setae. Maxilliped inner plate rectangular with four setae and two robust and short seta (like “teeth”); outer plate about 1.5 times as large as inner plate, with six setae; palp 4-articulate, penultimate article of the palp without a distal projection, dactylus with two rows of setulae.



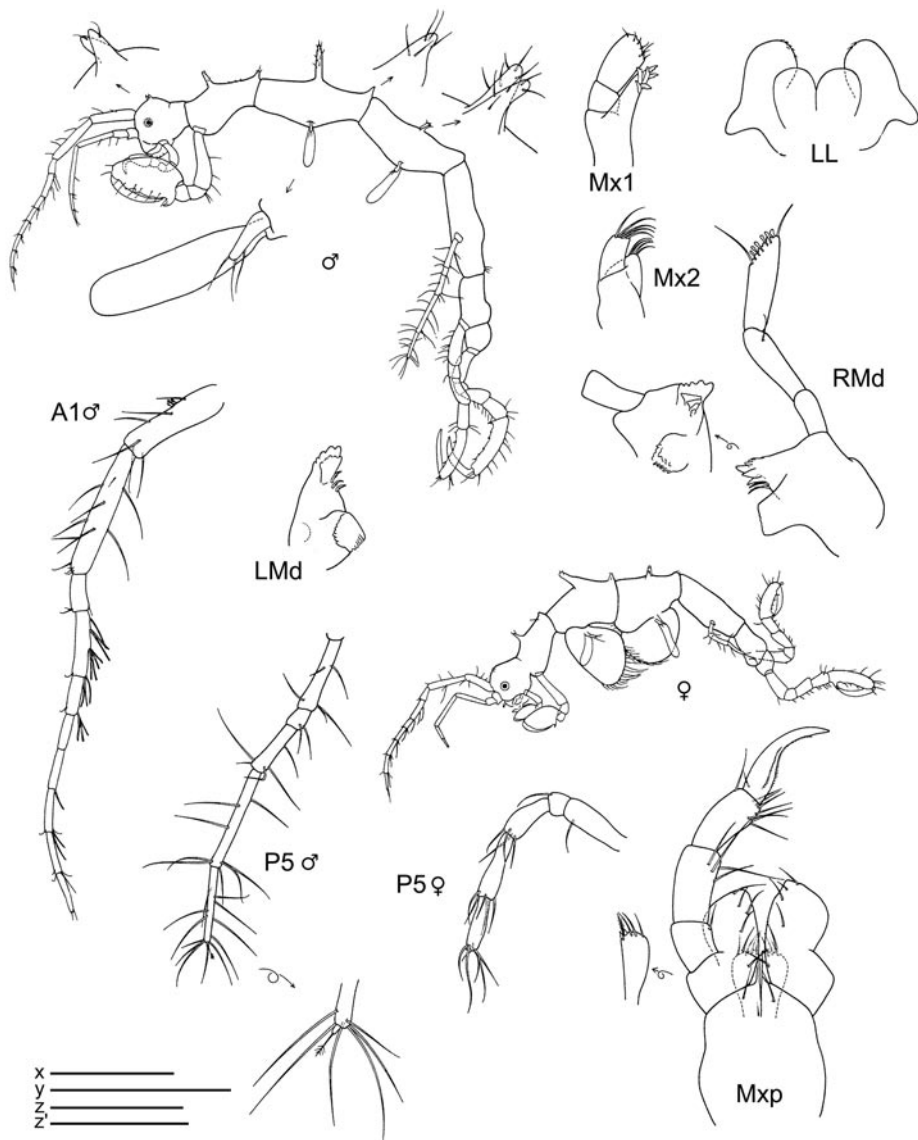


Figure 7. *Deutella caribensis* n.sp. Male holotype and female paratype. Lateral views in scale $x=1\text{mm}$; $A1\sigma$, $P5\sigma$ in scale $y=0.5\text{ mm}$; $P5\varnothing$ in scale $z=0.2\text{ mm}$; RMd , LMd , $Mx1$, $Mx2$, Mxp , LL in scale $z'=0.1\text{ mm}$.

Antennae (Figure 7): Antenna 1 about half of body length; flagellum 7-articulate. Antenna 2 with short setae (no swimming setae); basal article of the peduncle with a distal projection; flagellum 2-articulate.

Gnathopods (Figure 8): Gnathopod 1 basis as long as ischium, merus and carpus combined; propodus length about 1.5 times width, palm with two proximal grasping spines and denticulate margin. Gnathopod 2 inserted on the anterior half of pereonite 2;

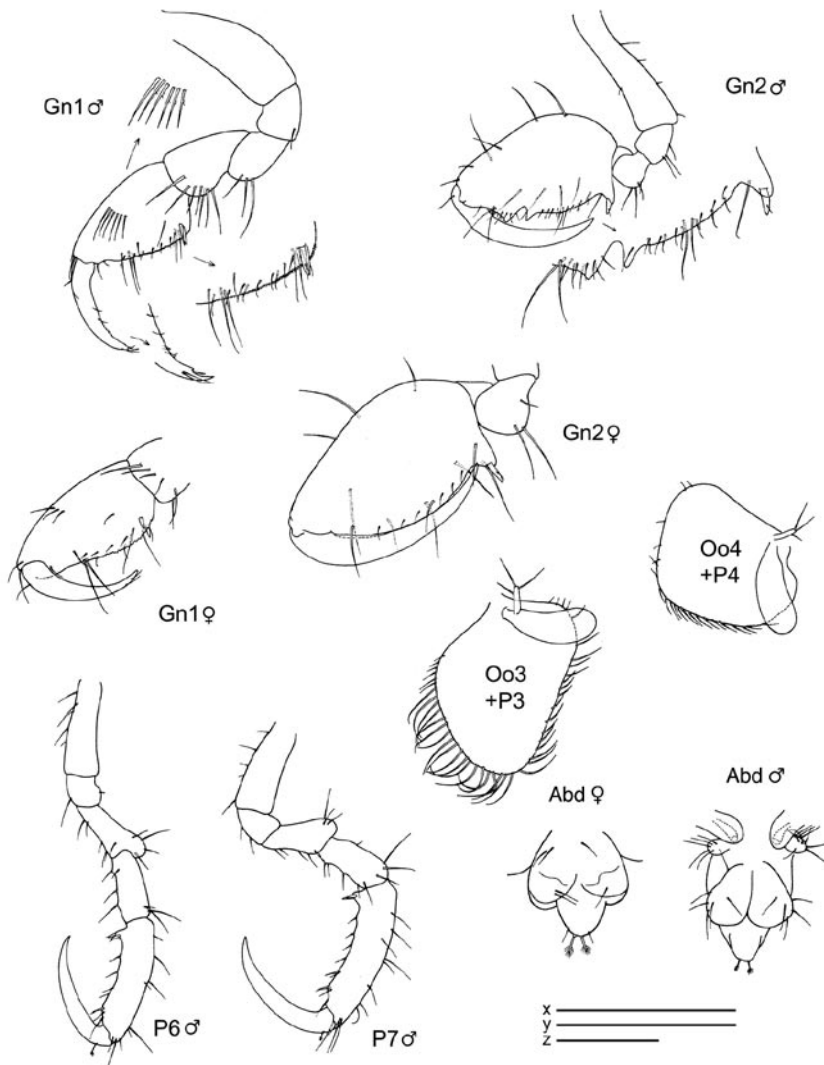


Figure 8. *Deutella caribensis* n.sp. Male holotype and female paratype. Gn1♂, Gn2♀ in scale x=0.2 mm; Gn1♀, Abd♂, ♀ in scale y=0.1 mm; Gn2♂, P6-7♂, Oo3-4♀ in scale z=0.3 mm.

basis almost as long as pereonite 2; ischium rectangular; merus rounded; carpus short and triangular; propodus elongate, about 1.2 times as long as the basis; palm with a proximal projection carrying one grasping spine and two more triangular projections distally; dactylus long.

Pereopods (Figures 7, 8): Pereopods 3 and 4 subequal, 1-articulate, length about 1/3 of gills. Pereopod 5 less robust than pereopods 6 and 7, 6-articulate, distal article extremely reduced with a plumose seta. Pereopod 6 and 7 similar in feature but increasing in size respectively, 6-articulate; propodus with 2 proximal grasping spines.

Penes (Figure 8) rounded, situated laterally.

Abdomen (Figure 8) with a pair of rounded appendages 1-articulate, a pair of lateral lobes and a single dorsal lobe with 2 plumose setae.

Paratype female

Similar to the male holotype apart from the following characters: flagellum of antenna 1 with 6 articles; gnathopod 2 propodus smaller than in male, pereonite 5 also reduced with a tiny distal article but more robust than in male; oostegites on pereonite 3 very setose, on pereonite 4 scarcely setose; abdomen without appendages.

Remarks

The genus *Deutella* was established by Mayer (1890) and has been recently reviewed (Guerra-García, 2002a, 2002b, 2003a). Eleven species of this genus have been described so far: *Deutella antonbruuni* Guerra-García, 2002 *D. aspiducha* Gable and Lazo-Wasem, 1987, *D. californica* Mayer, 1890, *D. incerta* (Mayer, 1903), *D. indica* Guerra-García, 2002, *D. margaritae* Guerra-García, 2002, *D. mayeri* Stebbing, 1895, *D. philippinensis* Guerra-García, 2002, *D. schieckei* Cavedini, 1981, *D. vemae* (McCain and Gray, 1971) and *D. venenosa* Mayer, 1890.

Deutella caribensis n. sp. can be distinguished from the remaining species of *Deutella* mainly by the combination of the following characteristics: the arrangement of dorsal projections (2-1,1-1,1-2), which is unique in the genus; pereopods 3 and 4 uniarticulate; pereopod 5 clearly less robust than pereopods 6 and 7 and provided with a tiny distal article which does not look like a dactylus; a pair of 1-articulate abdominal appendages in males.

Habitat

Probably preferring shallow waters with *Thalassia* beds.

Distribution

So far, the species is only known from the type locality.

***Deutella incerta* (Mayer, 1903)**

(Figures 9-11)

Luconacia incerta Mayer, 1903: 49-50, pl.2, figs. 11-14; pl.6, figs. 73-75; pl.9, figs. 21, 40, 57; McCain, 1968: 53-54, 68-72, figs. 33-35; McCain and Steinberg, 1970: 53.

Protellopsis stebbingii Kunkel, 1910: 11-113, fig. 43.

Deutella incerta Steinberg and Dougherty, 1957: 281, 285, 286; Gable and Lazo-Wasem, 1987: 635-636, fig. 4; Guerra-García 2003a: 1062-1065, fig.3; Díaz *et al.* 2005: 4,5,15, fig.6.

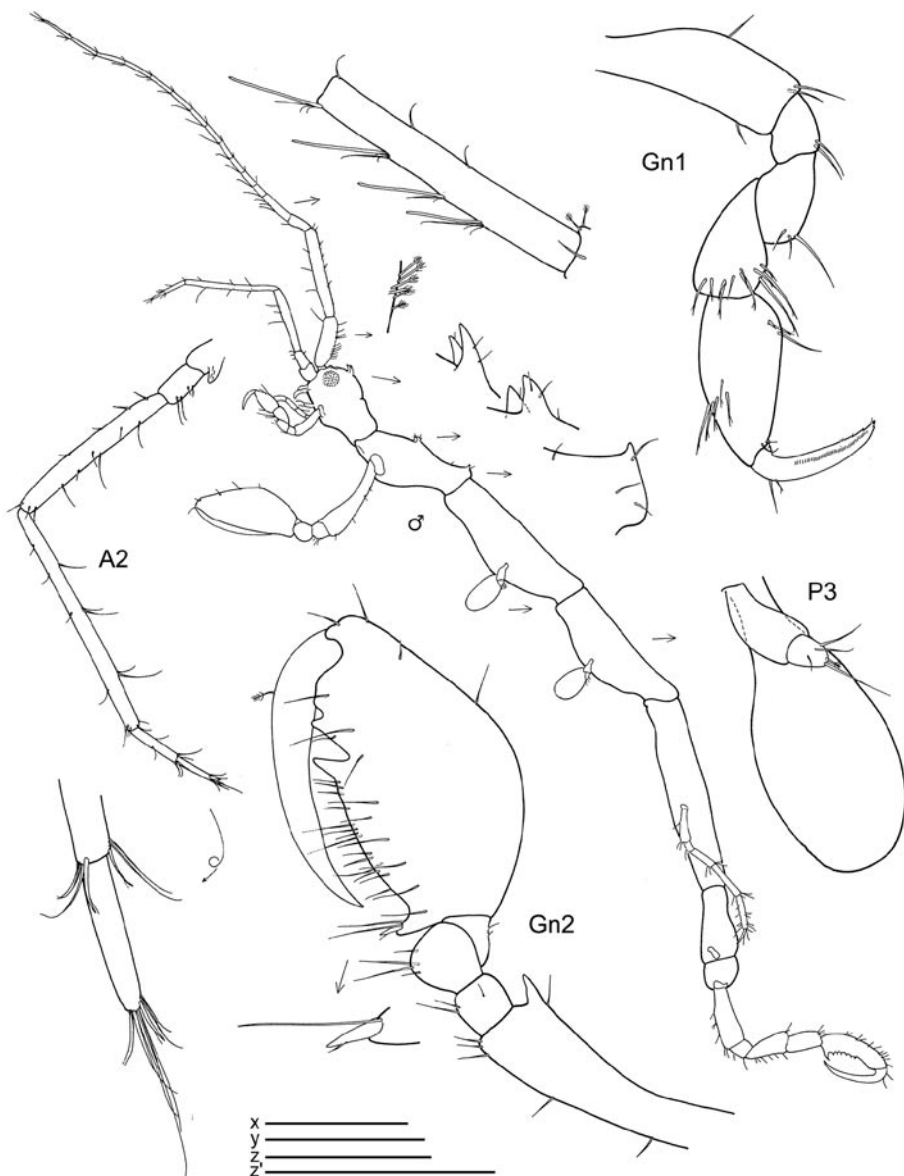


Figure 9. *Deutella incerta*. Male. Lateral view in scale $x=1$ mm; A2 in scale $y=0.5$ mm; Gn1, P3 in scale $z=0.2$ mm; Gn2 in scale $z'=0.5$ mm.

Material examined: 410 specimens

St.4: 15 males, 5 females, 7 juveniles, hydroids + sponges, 25-30 m, 18.IX.1985; 16 males, 18 females, 1 juv., hydroids, 11-19m, 9.X.1985; 6 males, 3 females, 9 juveniles, from hydroids, 21-22 m, 9.XII.1985; 8 males, 6 females, 6 juveniles, from coral rubble with hydroids and bryozoans, 19.III.1986. **St.8:** 1 male, from shaded pillars of mole in harbor,

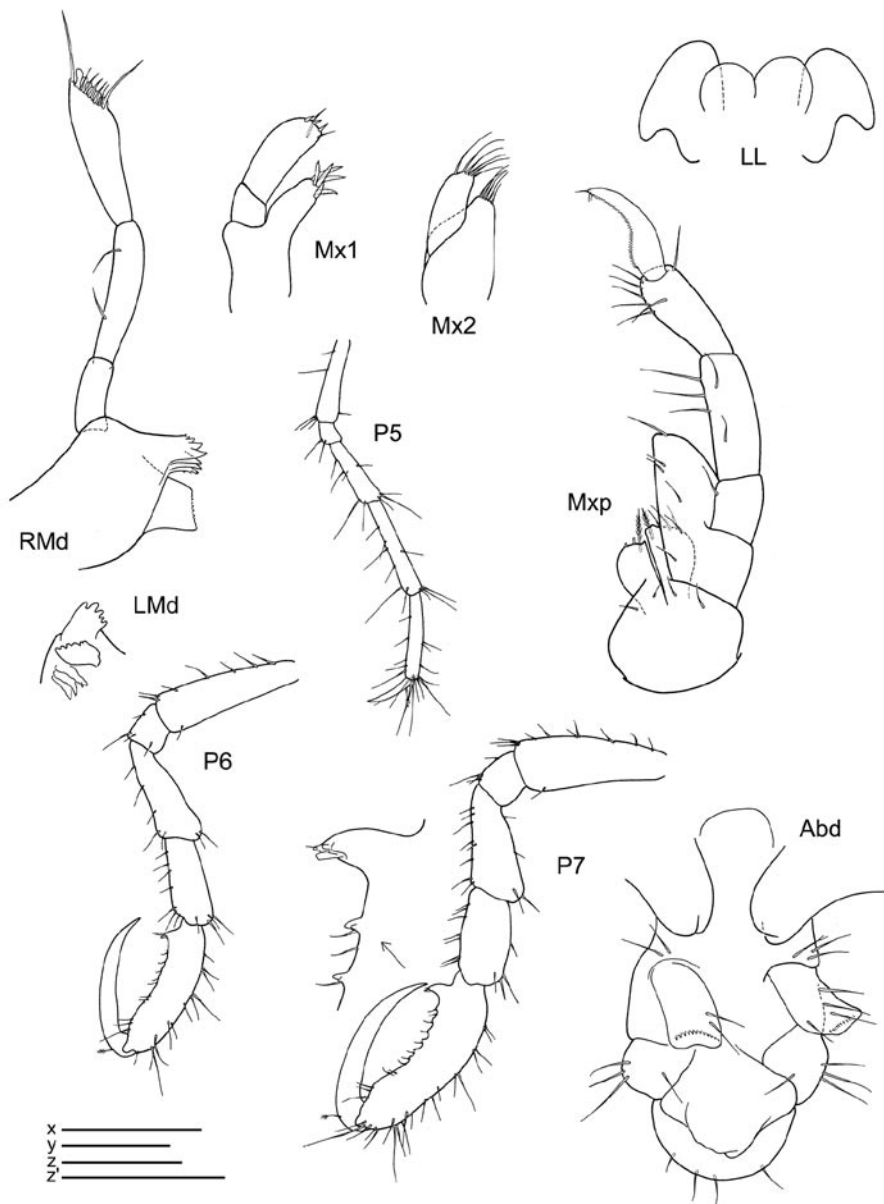


Figure 10. *Deutella incerta*. Male. RMd, LMd, Mx1, Mx2, Mxp in scale $x=0.1$ mm; LL in scale $y=0.1$ mm; P5-7 in scale $z=0.3$ mm; Abd in scale $z'=0.1$ mm.

5-7 m, debris, sponges, bryozoans, 27.V.1985; 1 male, 2 females, debris and hydroids on stones, 28m, 3.VI.1985; 15 males, 18 females, 21 juvenile, detritus, hydroids on coral rubble, 22-23m, 19.VI.1985; 8 males, 1 female, 24 juv., hydroids, 25-27m, 22. VI. 1985; 2 males, 7 females, 12 juvenile; coral rubble, 15m, 1.VII.1985; 1 male, *Thalassia*, 2 m,

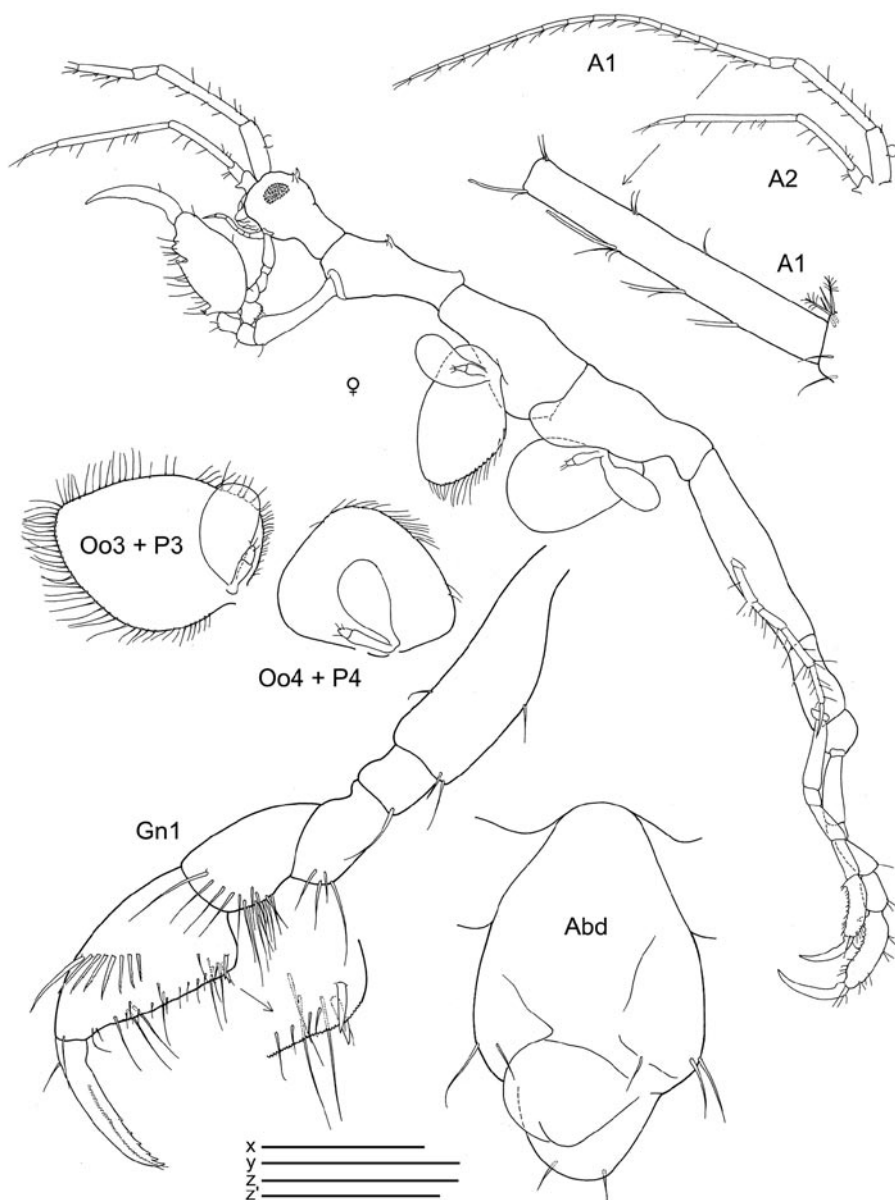


Figure 11. *Deutella incerta*. Female. Lateral view in scale $x=1$ mm; Oo3-4 in scale $y=1$ mm; Gn1 in scale $z=0.2$ mm; Abd in scale $z'=0.1$ mm.

1.VIII.1985; 8 males, 7 females (1 ov.), 2 juveniles, coral rubble with hydroids, 13-19 m, 4.VIII.1985; 22 males, 16 females, 12 juveniles, hydroids, 22-27 m, 15.IX.1985; 4 males, 3 females, 1 juvenile, hydroids, 20-28m, 21.IX.1985; 8 males, 4 females, 7 juveniles, coral rubble with hydroids, 22-27 m, 1.XII.1985; 2 males, coral rubble with hydroids and

bryozoans, 30m, 10.II.1986. **St. 12:** 1 male, coral rubble, 16-18m, 16.IX.1985; 1 male, 7 females, 11 juvenile, from hydroids and octocorals, 16.IX.1985; 20 males, 22 females, 21 juvenile, from hydroids and bryozoans, 11-15m, 2.X.1985. **St. 13:** 8 males, 5 females, 1 juvenile, coral rubble, 30m, 18.II.1986. **St. 45:** 3males, 1female; algae and hydroids on rocks, 6-10 m, 26.IX.1985.

The figured male and female are from St. 8, 1.XII.1985.

Remarks

A detailed discussion regarding the status of *D. incerta* is included in Guerra-García (2003a). McCain (1968) pointed out that this species varies considerably in the degree of body spination; larger individuals bear dorsal projections while these are lacking in the smaller ones. The specimens of the present study are provided with the typical dorsal projections on the head and pereonite 2 and are in agreement with the material described and figured by McCain (1968) collected from the Western North Atlantic. The species has been recently collected also from the Venezuelan coast by Díaz *et al.* (2005).

Habitat

The Colombian specimens have been collected from hydroids, sponges, bryozoans, detritus and coral rubble. The material was mainly found in greater depth, rarely in shallow water, distributed from Santa Marta in eastern direction to Cañaverales. Previously, *Deutella incerta* had been reported from mangrove roots, *Sargassum* sp., *Thalassia* sp., sponges, hydroids, alcyonarians and ascidians, sandy bottoms, and occasionally it has been taken in plankton tows (Guerra-García, 2003a; Díaz *et al.*, 2005). It has been recently reported inhabiting soft bottoms within a depth range of 116 to 1470 m (Winfield *et al.* 2006).

Distribution

Type locality: off Mobile Bay, Alabama, 29° 24' N, 88° 04' W. Other records: Bermuda, east coast of North America from Woods Hole, Massachusetts to Straits of Florida; Gulf of Mexico from Cedar Keys, Florida to Yucatan; Virgin Islands; Barbuda; Barbados; Isla Margarita, Venezuela; Cuba (Guerra-García, 2003a; Ortiz and Lalana, 1998).

Deutella mayeri Stebbing, 1895

(Figures 12,13)

Deutella mayeri Stebbing, 1895: 400-402, pl. 15a; Mayer, 1903: 44-45; McCain, 1968: 54-57, figs. 25,26,52; McCain and Steinberg, 1970: 48; Guerra-García, 2003a: 1070-1071, fig.8.

Material examined: 155 specimens

St. 3: 2 males, 4 females, 1 juveniles, from stones covered with algae, 0.5-1 m, 30.XII.1985. **St. 8:** 6 males, 4 females (3 ov.), from short algae on rocks, 2-3 m, 24.XII.85; 7 males, 7 females, from algae on rocky shore, 0.5-1 m, 29.XII.1985; 4 males, 3 females, 4 juveniles, from algae on rocks, 0-1 m, 29.I.1986. **St. 21:** 16 males, 3 females (1 ov.), from *Halocordyle*-hydroids on rocks, 1 m, 23.VI.1985; 2 males, 1 female, *Thalassia*, 2-3 m, 7 XII.1985; 2 males, 5 females, 1 juvenile, *Thalassia*, 1-2 m, 2.IV.1986. **St.31:** 5

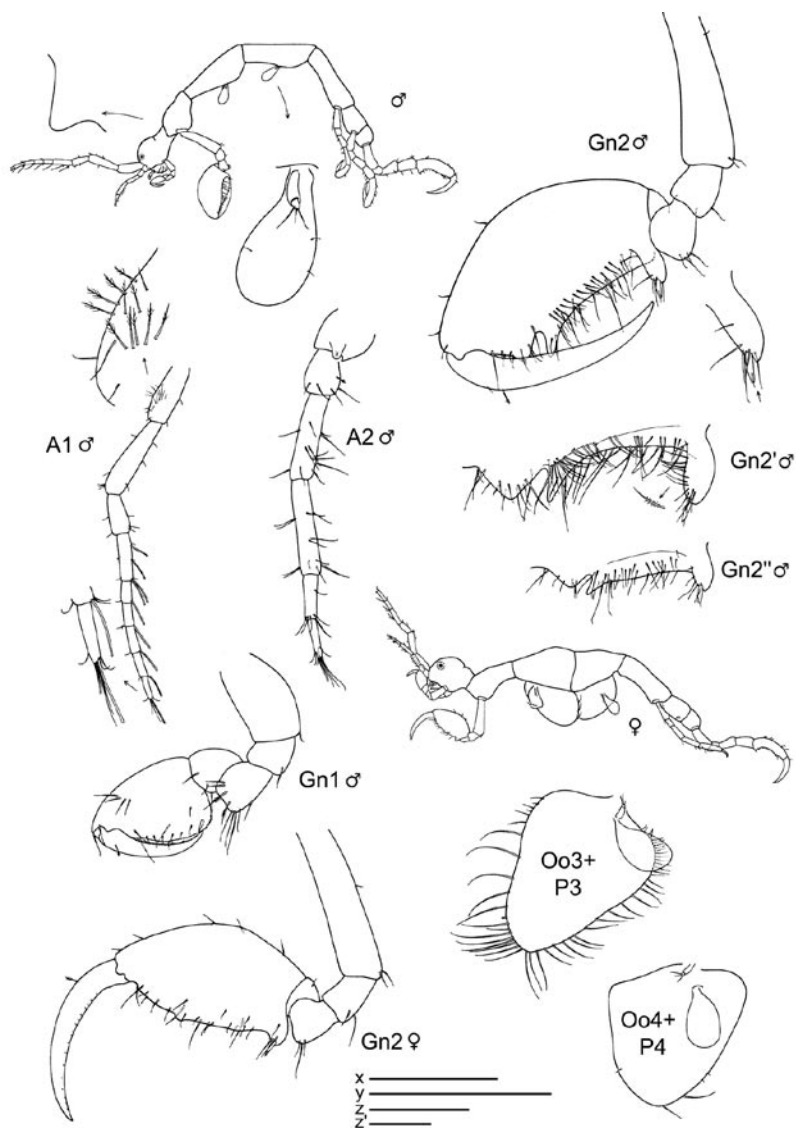


Figure 12. *Deutella mayeri*. Lateral views in scalex=1 mm; A1♂, Gn2♂, Gn2'♂, Gn2''♂, Gn2♀ in scale y=0.3 mm; Gn1♂, A2♂ in scale z=0.1 mm; Oo3-4♀ in scale z'=0.2 mm.

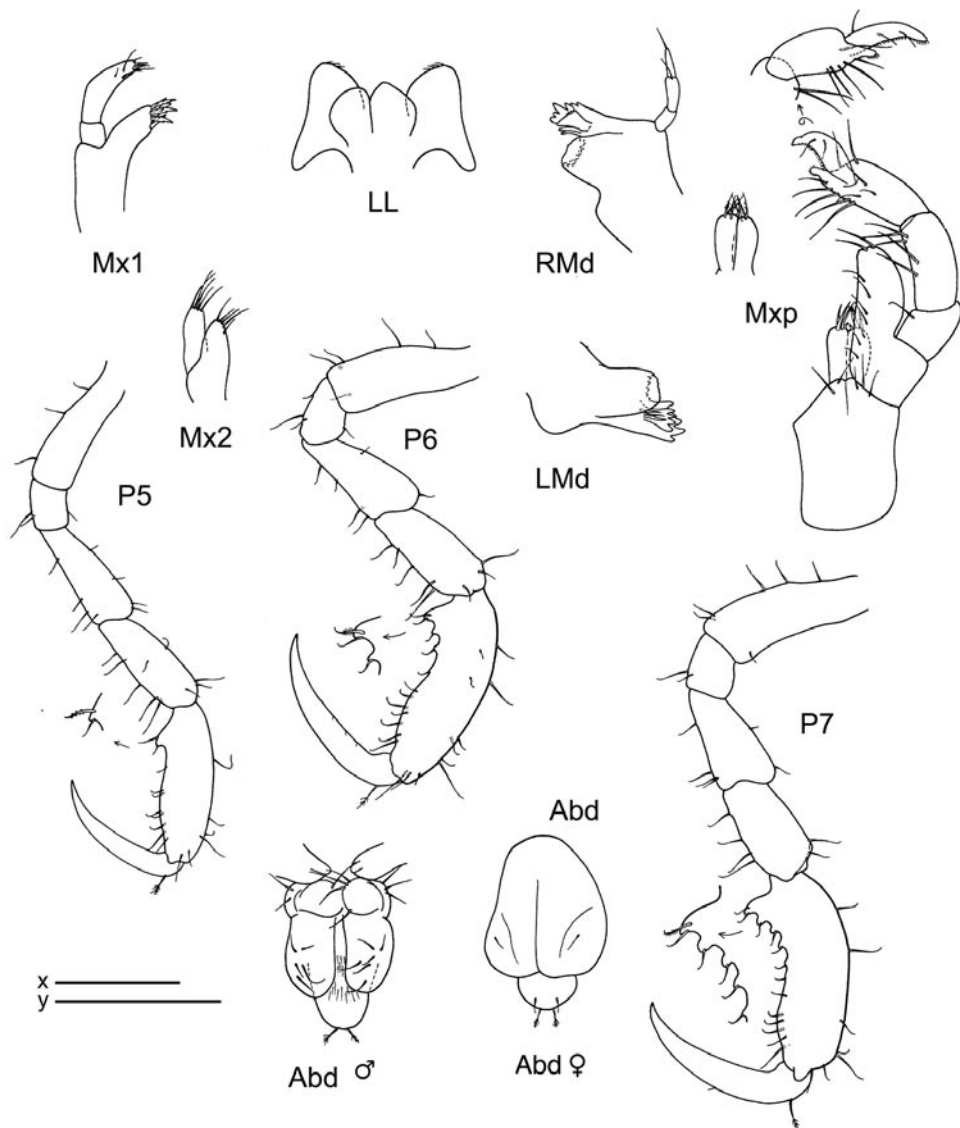


Figure 13. *Deutella mayeri*. Male mouthparts, pereopods and abdomen; female abdomen. RMd, LMd, Mx1, Mx2, Mxp, LL, Abd♂, ♀ in scale $x=0.1$ mm; P5-7 in scale $y=0.2$ mm.

males, *Thalassia*, 2 m, 6.VI.1985. **St. 36:** 8 males, 5 females, 4 juveniles, *Thalassia*, 0.5 m, 27.V.85; 7 males, 5 females (1 ov.), 4 juveniles, *Thalassia*, 0.5 m, 20.XII.85; 2 males, 2 females, *Thalassia*, 0.5 m, 17.I.86. **St. 41:** 8 males, 8 females, from stones, intertidal-0.5 m, 17.III.86; 3 males, 9 females, from stones covered with algae, 0-0.5 m, 14.IV.86. **St. 45:** 7 males, 4 females, *Thalassia*, 1-1.5 m, 25.II.86. **Isla de Providencia:** 2 males, 1 female (ov.), *Thalassia*, 5.XII.80, leg. INVEMAR.

Remarks

Deutella mayeri was redescribed and illustrated in detail by McCain (1968). The material from Colombia matches material figured by McCain (1968). The gnathopod 2 of males is very characteristic; it has a triangular elongate process proximally, provided with a grasping spine.

Habitat

The present material was found in shallow waters at many of the sampling stations, mainly clinging on *Thalassia*, but also living on hydroids and algae. The extant ecological information about this species is very scarce (Guerra-García, 2003a).

Distribution

Type locality: Antigua (Caribbean Sea). Other records: Bahía Fosforescente, Puerto Rico (Guerra-García, 2003a).

Hemiaegina minuta Mayer, 1890

(Figures 14-16)

Hemiaegina minuta Mayer, 1890: 40, pl. 1, figs. 25-27, pl. 3, figs. 32-35, pl. 5, figs. 52-53, pl. 6, figs. 13, 33-34, pl. 7, fig. 4; McCain, 1968: 61-64, figs. 29-30; McCain and Steinberg, 1970: 51; Gable and Lazo-Wasem, 1987: 637; Müller, 1990: 836; Serejo, 1997: 630-632, fig. 1; Guerra-García, 2003b: 105-106, fig. 10; Guerra-García 2003c: 6-7, fig. 3; Guerra-García, 2004: 39-40, fig. 32; Díaz *et al.*, 2005: 5, 6, 18, fig. 9; Krapp-Schickel and Guerra-García, 2005: 50, 51, fig. 3.

Hemiaegina quadripunctata Sundara Raj, 1927, p. 126-127, pl. 18.

Hemiaegina costai Quitete, 1972: 165-168, pls. 1-2.

Material examined: 67 specimens

St. 4: 2 males, 1 female, from algae on rocks, intertidal, 24.V.1985. **St. 8:** 1 male, 1 juvenile, algae on rocks, lower intertidal, 12.V.1985; 1 male, 2 females, 2 juveniles, from *Sargassum* on rocky shore, 0.5 m, 15.IX.1985; 1 male; from algae on rocks, 0.5-1 m, 29.XII.1985. **St. 21:** 2 males, 1 female, from algae, intertidal, 22.V.1985; 1 male, *Thalassia*, 1 m, 27.VI.1985; 2 males, from *D. simplex*, lower intertidal, 8.VII.1985; 1 female, 2 juveniles, from *D. simplex*, lower intertidal, 13.VIII.1985; 1 female, *S. cymosum*, lower intertidal-0.5 m, 9.IX.1985; 1 male, *Thalassia*, 2-4 m, 28.X.1985; 2 males, 4 females (1ov.), 3 juveniles, from *S. cymosum* on dead *Porites* reef, 0-0.5 m, 8.XI.1985; 4 males, 5 females, 5 juveniles, *S. cymosum* on dead *Porites* reef, 0-0.5 m, 7.XII.1985; 4 males, 2 females, 1 juvenile; from *D. simplex* on dead *Porites*-reef, intertidal, 12.II.1986; 1 male, *D. simplex*, lower intertidal, 3.III.1986; 2 males, *D. simplex*, lower intertidal, 3.IV.1986;



1 male, 1 female, *S. cymosum*, 0-0.5 m, 3.IV.1986. **St. 36:** 1 male, 1 female, 5 juveniles, Playa del Muerto, *Thalassia*, hydroids and brown algae, 0.5-2 m, 30.VII.1985. **St. 45:** 2 males, from algae and hydroids on rocks, 6-10 m, 26.IX.1985. **Additional sample:** 1 female, from stomach of *Acanthurus coeruleus*; Santa Marta area, 5 m, leg. Sergio Duarte, 1.VII.1985.

The figured male and female come from St. 21, 8.XI.1985.

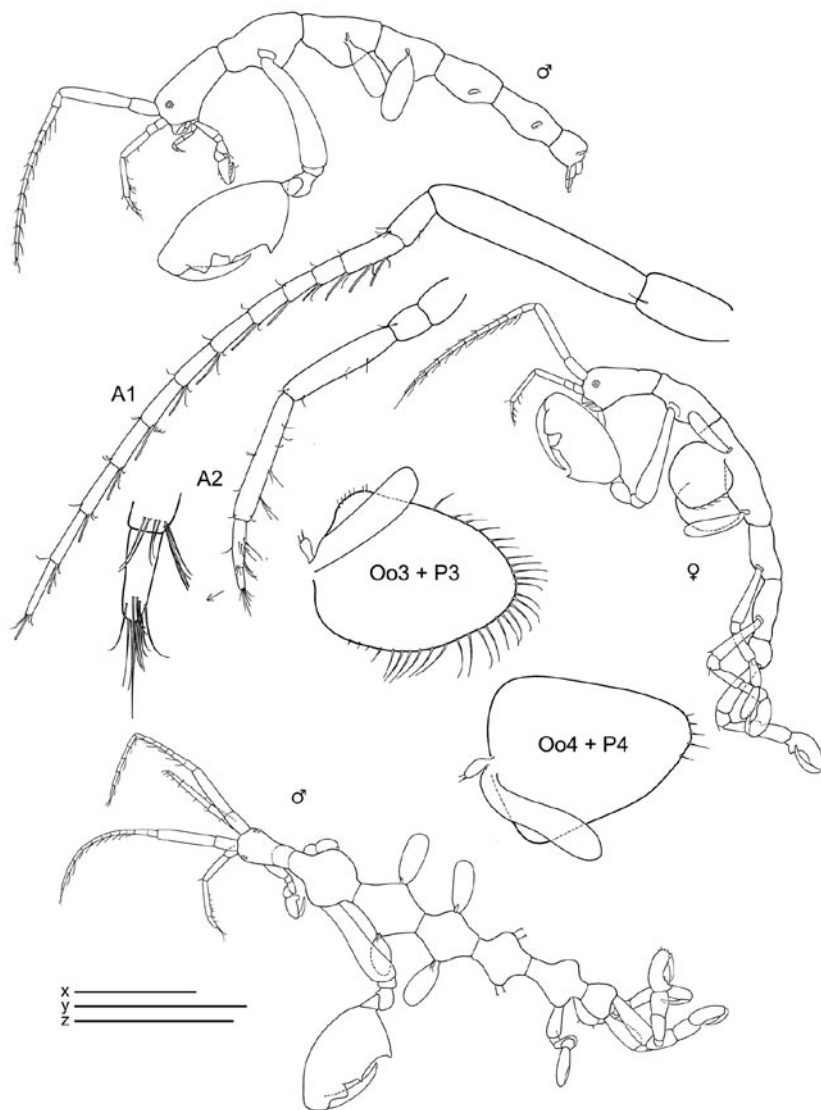


Figure 14. *Hemiaegina minuta*. Male lateral, dorsal view and antenna; female lateral view and oostegites. Lateral and dorsal views in scale $x=1$ mm; A1,A2 in scale $y=0.4$ mm; Oo3-4 in scale $z=0.5$ mm.

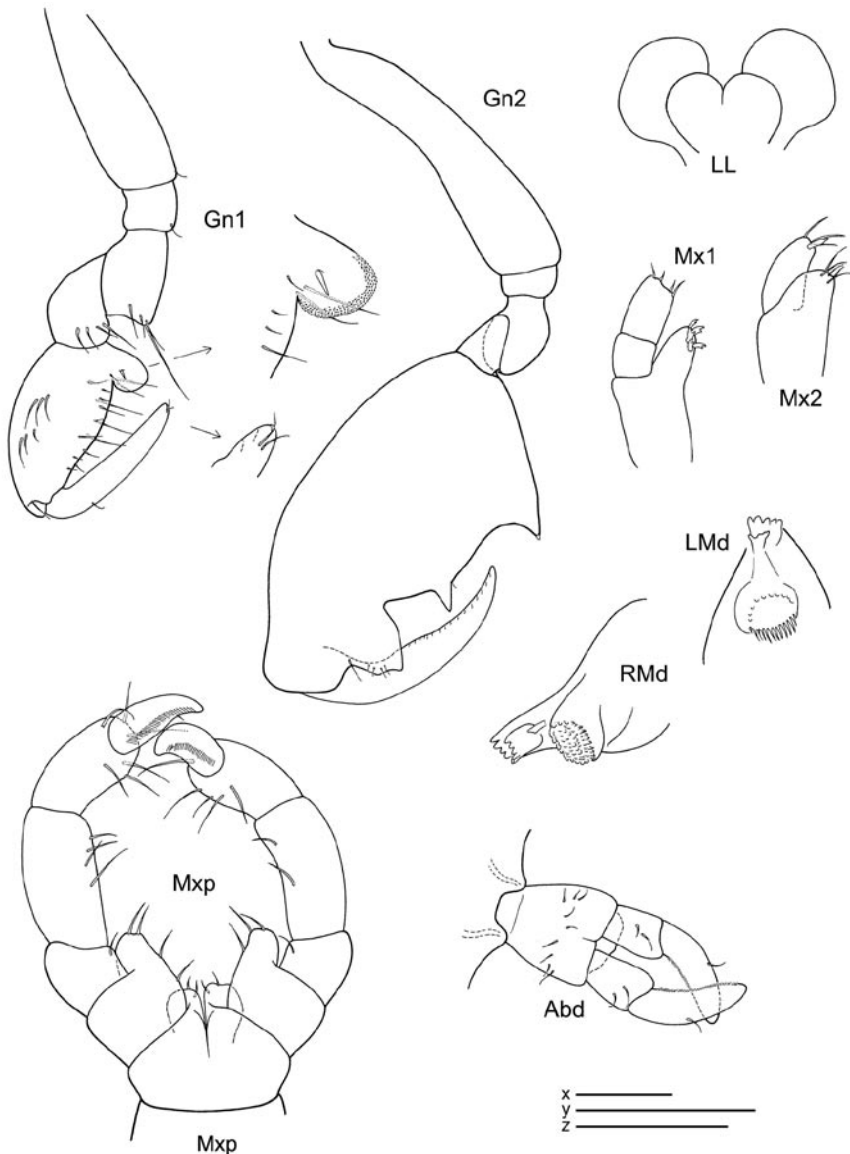


Figure 15. *Hemiaegina minuta*. Male. Gn1, Abd in scale $x=0.1$ mm; Gn2 in scale $y=0.5$ mm; RMd, LMd, Mx1, Mx2, LL in scale $z=0.1$ mm.

Remarks

The material of *Hemiaegina minuta* from Colombian waters agrees with the descriptions of specimens from other areas of the world. This species shows very distinctive and clear diagnostic characters which facilitate identification: third article of antenna 1 short, antenna 2 without swimming setae, gnathopod 1 propodus with a

round projection proximally, pereonites 3 and 4 rounded, small and abdomen provided with a very distinctive pair of two-articulate appendages. The pereopods 5-7, usually lost in material from previous studies, are fully figured here based on the material from Colombia.

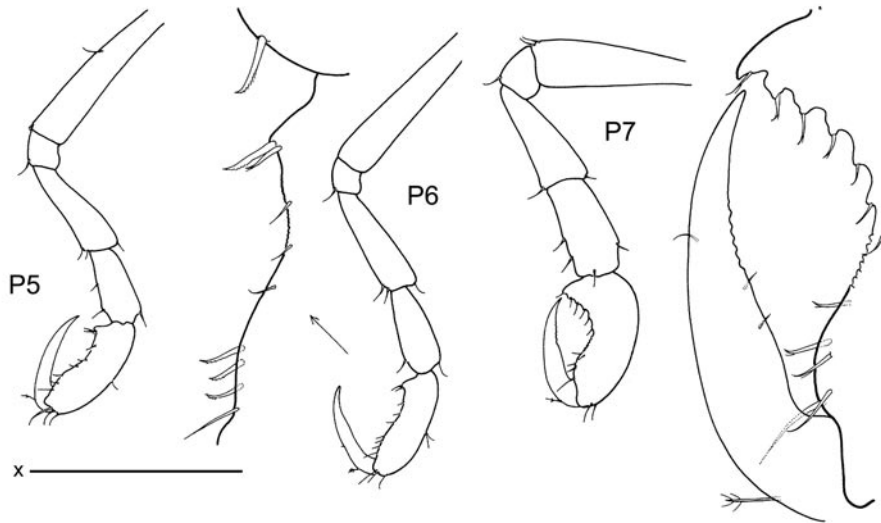


Figure 16. *Hemiaegina minuta*. Male pereopods. P5-7 in scale $x=0.5$ mm.

Habitat

The Colombian specimens were collected mainly from algae, specially *D. simplex* and *Sargassum*. *Hemiaegina minuta* has been previously collected from *Sargassum* sp. and taken in plankton tows (McCain and Steinberg, 1970). Müller (1990) reported *H. minuta* as preferring more or less exposed reef locations. Guerra-García (2003b and 2003c) found the species associated to algae in Papua New Guinea and Mauritius. This species was also found associated to many different substrata in Queensland: green, brown and red algae, sponges, tunicates, seagrass, dead corals encrusted with algal turf, and under small boulders (Guerra-García, 2006). This species has also been found on *Arca zebra* (Díaz et al., 2005).

Distribution

Type locality: Off Amoy, China, 15-46 m. (McCain, 1968). Other records: West coast of United States, South Africa, Hawaii, Bora Bora, Japan, Papua New Guinea, Australia, India, Mauritius, Indonesia, Venezuela, South Arabian coast (McCain and Steinberg, 1970; Guerra-García, 2003b, 2003c, 2004, 2006; Díaz et al., 2005; Krapp-Schickel and Guerra-García, 2005). *Hemiaegina minuta* is widely distributed in tropical and temperate waters of the world oceans (McCain, 1968).

Paracaprella pusilla Mayer, 1890

(Figures 17-19)

Paracaprella pusilla Mayer, 1890: 41, pl. 1, figs. 28-30; pl. 3; figs. 45-47; pl. 5, figs. 48-49; pl. 6, fig. 10; 1903: 67, pl. 2, figs. 36-37; pl. 7, fig. 52; Steinberg and Dougherty, 1957: 283-284, figs. 16, 19, 24, 30; McCain, 1968: 82-86, figs. 41-42; Wakabara *et al.*, 1991: 73; Camp, 1998: 132; Guerra-García and Thiel, 2001: 880, fig. 8; Díaz *et al.*, 2005: 6,7,22, fig. 13.

Caprella nigra Reid, 1951: 283-284, 289, fig. 58.

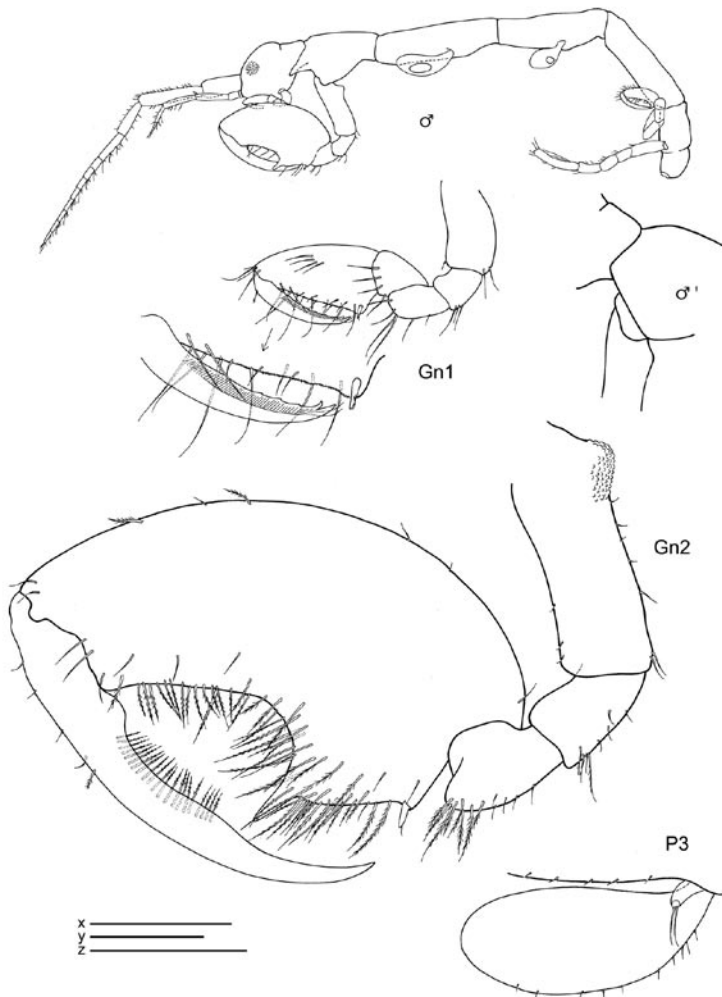


Figure 17. *Paracaprella pusilla*. Male. Lateral view in scale x=1 mm; Gn1 in scale y=0.3 mm; Gn2, P3 in scale z=0.2mm.

Material examined: 454 specimens

St. 8: 4 males, 2 females (1 ov.), 2 juveniles, sponges and hydroids on pillars, 0-1 m, 24.IV.1985; 22 males, 25 females (14 ov.), 8 juveniles, fouling on pilings, in darkness, 0-1 m, 25.IV.1985; 14 males, 19 females, 12 juveniles, sponges and hydroids on shaded mole pillars, 0-1 m, 4.V.1985; 3 males, 2 females, 5 juveniles, light-exposed mole pillars,

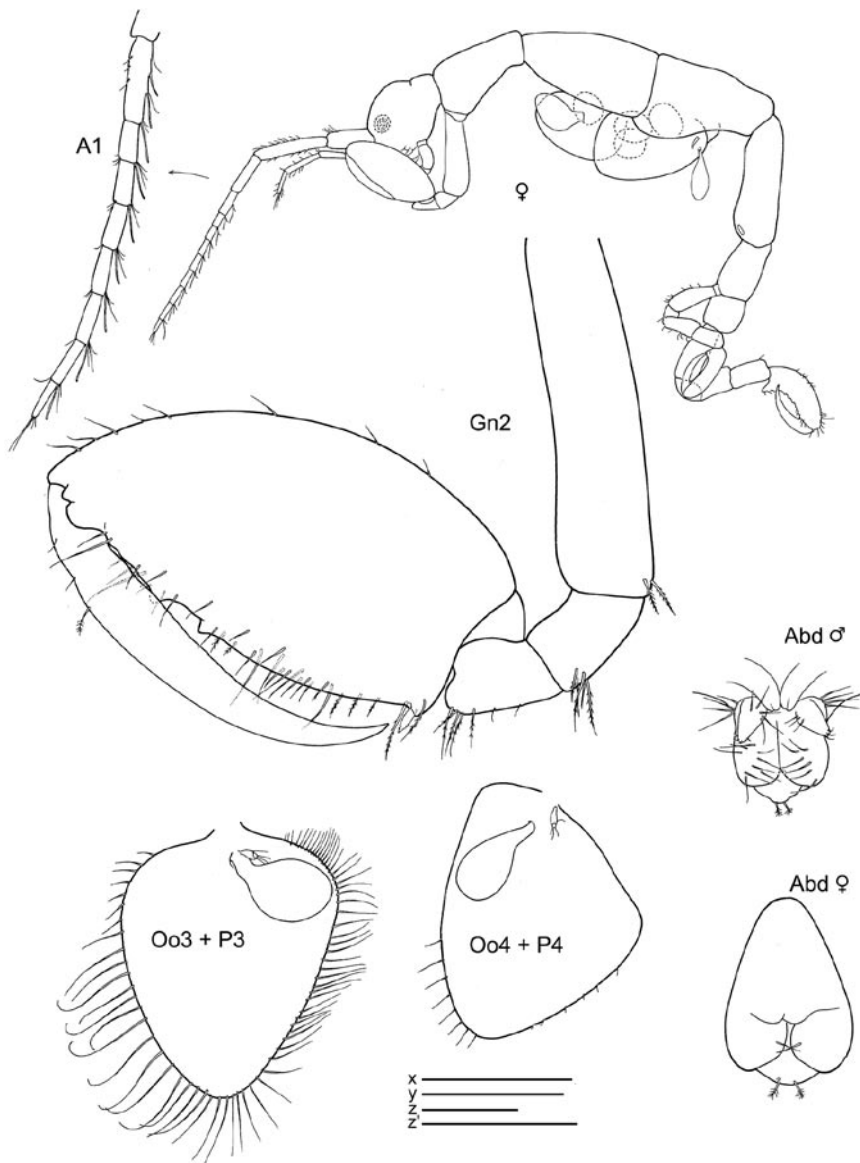


Figure 18. *Paracaprella pusilla*. Female; male abdomen. Lateral view in scale $x=1$ mm; Gn2 in scale $y=0.2$ mm; Oo3-4 in scale $z=0.3$ mm; Abd♂, ♀ in scale $z'=0.1$ mm.

0-1 m, 8.V.1985; 11 males, 16 females (5 ov.), 9 juveniles, light-exposed pillars, from algae, sponges and hydroids, 0-1 m, 10.V.1985; 5 males, 2 females (1 ov.), 1 juvenile, sponges and hydroids on light-exposed mole pillars, 0-1 m, 14.V.1985; 19 males, 25 females, from sponges and hydroids on pilings, in darkness, 0-1 m, 16.V.1985; 2 males, 17 females (5 ov.), 6 juveniles, sponges and hydroids on pillars, 0-1 m, 18.V.1985; 7

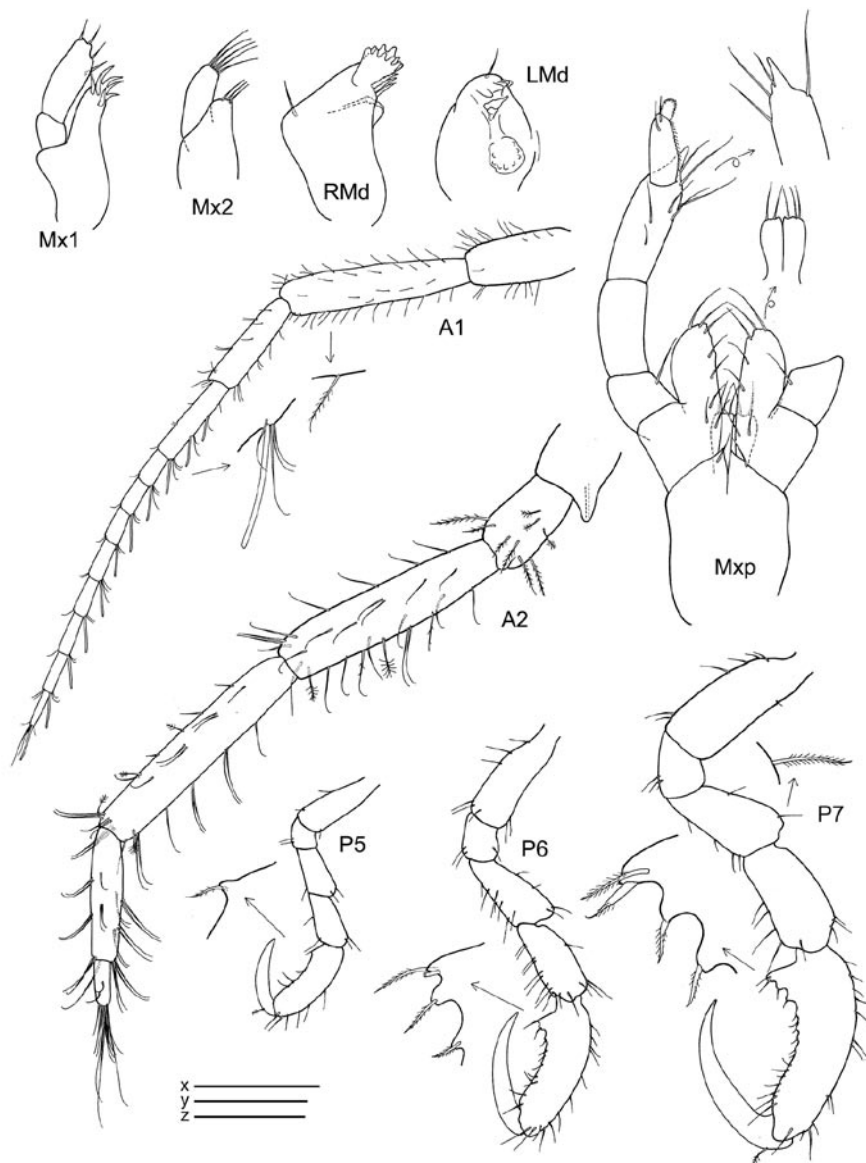


Figure 19. *Paracaprrella pusilla*. Male. RMd, LMd, Mx1, Mx2, Mxp in scale x=0.1 mm; A1 in scale y=0.1 mm; A2, P5-7 in scale z=0.2 mm.

males, 10 females (5 ov.), 7 juveniles, sponges and hydroids on pillars, 19.V.1985; 5 males, 2 females, 8 juveniles, pillars, from hydroids and bryozoans, 17.VI.1985; 31 males, 21 females (6 ov.), 7 juveniles, from hydroids and bryozoans on pilings, exposed to light, 0-1 m, 21.VI.1985; 27 males, 20 females (10 ov.), 26 juveniles, from sponges and hydroids on pilings, in darkness, 0-1 m, 21.VI.1985; 20 males, 12 females, fouling on pilings, exposed to light, 0.5 m, 3.IX.1985; 7 males, 6 females, sponges and hydroids on pillars, 14.III.1986. **St. 31:** 4 males, 3 females, *Thalassia*, 1-2m, 17.I.1986.

The figured male and female come from St. 31, 17.I.1986.

Remarks

The material of *P. pusilla* from Colombia agrees completely with previous descriptions of material from the Caribbean coasts (Díaz *et al.*, 2005). *Paracaprella pusilla* is similar to *P. tenuis* Mayer, 1903; however, males of *P. pusilla* can be distinguished from those of *P. tenuis* by the large sharp-pointed projection on the anteroventral margin of pereonite 2, the proximal knob on the basis of gnathopod 2, and the presence of setae on the dactylus of gnathopod 2 (McCain, 1968). Large males of *P. pusilla* are very similar to large males of *P. barnardi* McCain, 1967 in that they both bear a small anterodorsal tubercle on pereonite 2; however, the tubercle is not as well developed in the former than in the later, and the ventrolateral projection on the anterior margin of pereonite 2 is much larger in *P. pusilla* (McCain, 1967).

Habitat

The present specimens were mostly found in shallow waters, mainly near INVEMAR. *Paracaprella pusilla* has traditionally been collected from mangrove roots, seagrasses, hydroids and ascidians (McCain, 1968), but also on gravel bottoms, ropes, mussels and oysters (Díaz *et al.*, 2005).

Distribution

Type locality: Rio de Janeiro, Brazil (McCain, 1968). Other records: Western North Atlantic, Suez Canal, tropical west Africa, South Africa, Tanzania, Hawaii, China, Gulf of Mexico, Cuba, Venezuela (McCain, 1968; Wakabara *et al.*, 1991; Ortiz and Lalana, 1998; Díaz *et al.*, 2005; Winfield *et al.*, 2006).

Pseudaeginella colombiensis n.sp

(Figures 20-22)

Type material (19 specimens)

St. 45: Holotype male 2 slides (INV-CRU 5785), from algae, hydroids and bryozoans on rocks, 6-10 m, 26.IX.1985; Paratype female (ov.) slide (INV-CRU 5786),

collected together with the holotype; paratypes 10 males, 7 females in alcohol (MVRCr 449) from *Thalassia*, 1.5 m, 25.II.1986.

Type locality

Punta El Diamante (Arrecifes/Cañaverales), Colombia, 1.5-10 m, algae, hydroids and bryozoans on rocky slope.

Etymology

Named "*colombiensis*" after Colombia, the South American country where the specimens were collected.

Description

Holotype male

Lateral view (Figure 20): Head with a dorsal acute projection; suture between head and pereonite 1 non-marked. Pereonite 1 and pereonite 2 with a dorsal hump distally. Pereonite 2 with an apical projection laterally near the insertion of gnathopod 2. Pereonites 3 and 4 with a pair of dorsomedial projections and laterally acute projections near the insertion of the gills. Pereonite 5 with a lateroventral acute projection near the insertion of pereopod 5.

Gills (Figure 20): Present on pereonites 3 and 4, oval, length 2 times width.

Mouthparts (Figure 21): Mandibles with no sign of mandibular molar; left mandible with incisor 5-toothed, lacinia mobilis 5-toothed followed by three plates minutely serrate; right mandible with incisor 5-toothed, lacinia mobilis transformed into a plate, followed by two other plates; molar flake absent; palp three-articulate, second article with a single seta, distal article with a distal robust setae and a row of three setae. Maxilla 1 outer lobe carrying 5 robust seta; distal article of the palp with 4 setae. Maxilla 2 inner lobe triangular, with 3 setae; outer lobe rectangular, about 1.5 times as long as inner lobe, with 4 setae. Maxilliped inner plate small and rounded with a setae; outer plate elongate, 2.5 times as long as the inner plate, with 5 setae; palp 4-articulate, dactylus curved, with row of setulae.

Antennae (Figure 21): Antenna 1 about 2/3 of body length; flagellum 7-articulate. Antenna 2 without swimming setae but provided with abundant short setae; flagellum two-articulate.

Gnathopods (Figure 20): Gnathopod 1 basis as long as the combination of ischium, merus and carpus; palm of propodus non-serrate, provided with two grasping spines; dactylus margin smooth. Gnathopod 2 inserted on the middle of pereonite 2; basis 1.2 times as long as pereonite 2, with a projection distally; ischium rectangular; merus rounded; carpus triangular; propodus rounded, 1.5 as long as wide, provided with a grasping spine proximally and three triangular projections medially and distally respectively; dactylus with minute setae on the margin.

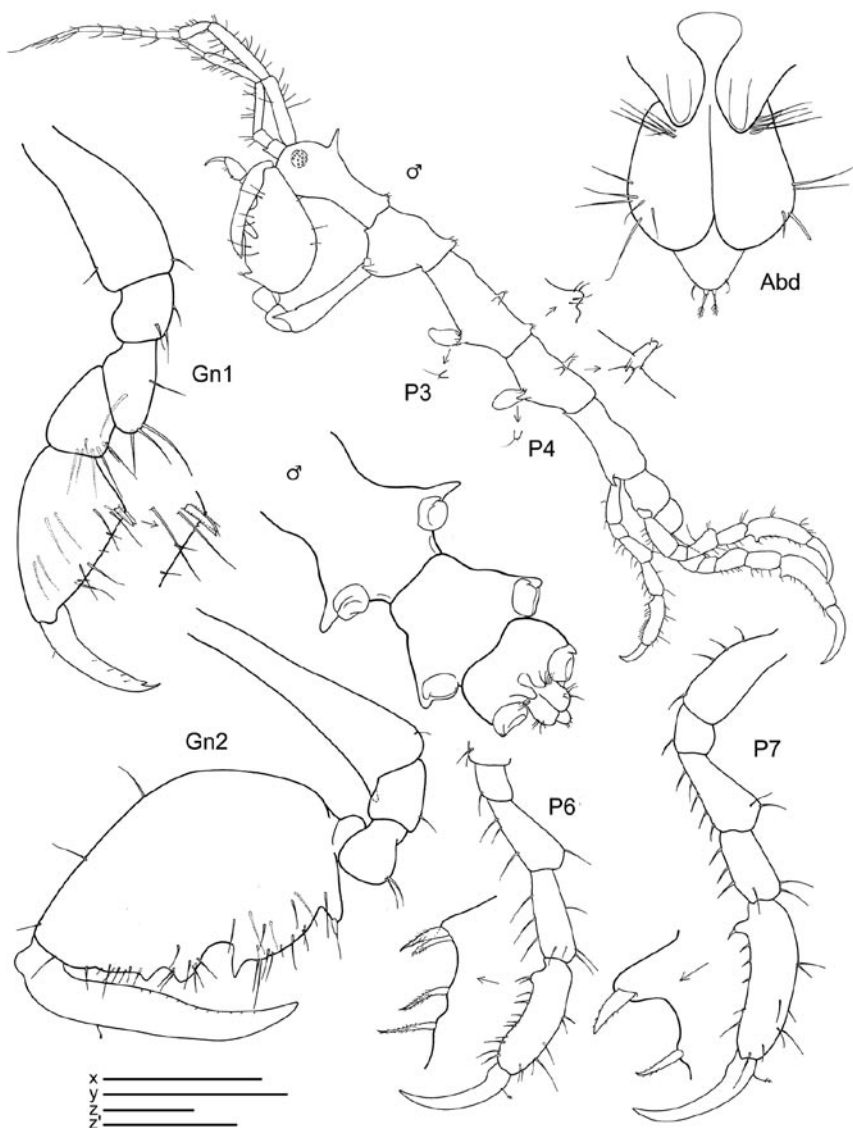


Figure 20. *Pseudaeginella colombiensis* n.sp. Male holotype. Lateral view in scale $x=1$ mm; Gn1 in scale $y=0.2$ mm; Gn2, P6-7 in scale $z=0.2$ mm; Abd in scale $z'=0.1$ mm.

Pereopods (Figure 20): Pereopods 3 and 4 minuscule, 1-articulate, triangular, provided with two distal setae. Pereopods 5, 6 and 7 similar in feature but increasing in size respectively; palm of propodus with a group of robust plumose setae proximally.

Penes (Figure 20) large, length about 2 times width.

Abdomen (Figure 20) without appendages, with a pair of lateral lobes and a single dorsal lobe provided with a pair of plumose setae.

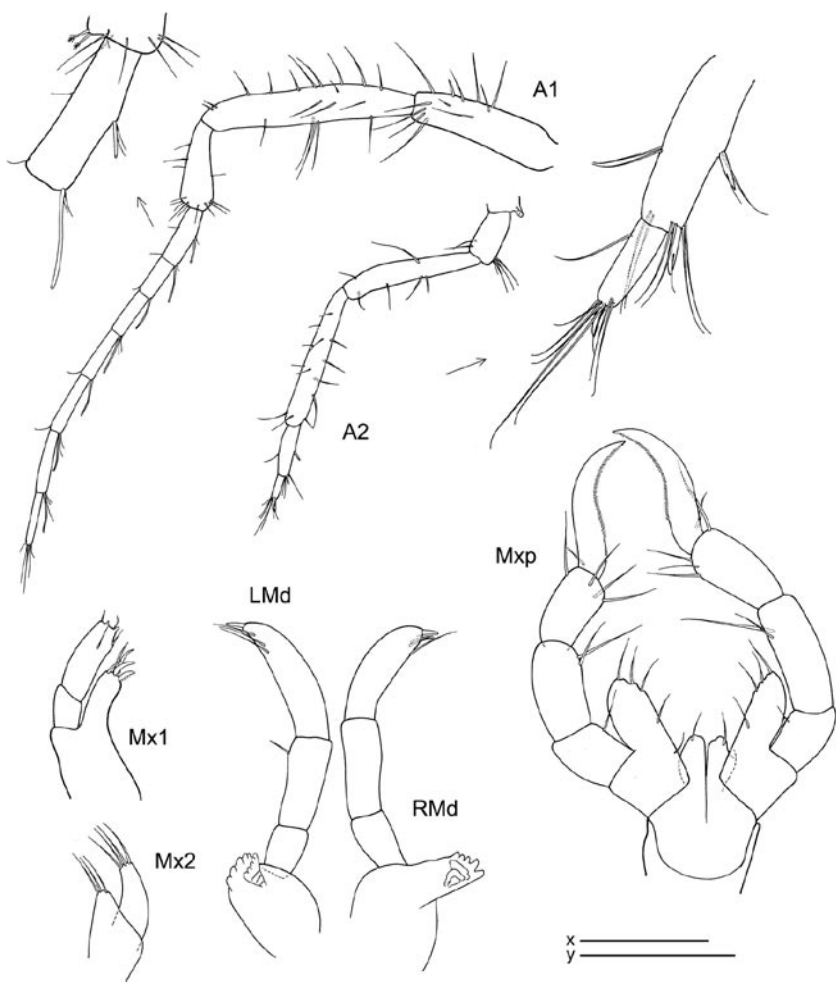


Figure 21. *Pseudaeiginella colombiensis* n.sp. Male holotype. A1,A2 in scale $x=0.3$ mm; RMd, LMd, Mx1, Mx2, Mxp in scale $y=0.1$ mm.

Paratype female

Similar to holotype male apart from the following characters: flagellum of antenna 1 with 5 articles; oostegites on pereonite 3 very setose, on pereonite 4 scarcely setose; abdomen without appendages.

Remarks

The genus *Pseudaeiginella* was composed of nine species before this study: *P. antiquae* Barnard, 1932 from Antigua, *P. biscaynensis* (McCain, 1968) from Florida, *P. cambellensis* Guerra-García, 2003 from Subantarctica, *P. inae* Krapp-Schickel and Guerra-García, 2005 from Indonesia, *P. montoucheti* (Quitete, 1971) from Brazil, *P. polynesica*

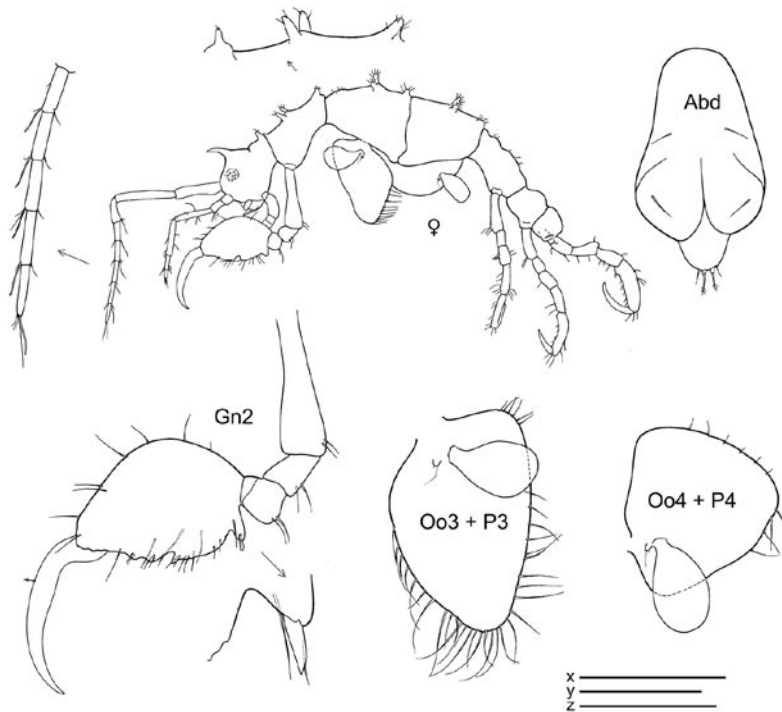


Figure 22. *Pseudaeginella colombiensis* n.sp. Female paratype. Lateral view in scale x=1 mm; Gn2, Oo3-4 in scale y=0.3 mm; Abd in scale z=0.1 mm.

(Müller, 1990) from Bora Bora and Moorea, Society Islands, *P. sanctipauli* Laubitz, 1995 from St Paul and Amsterdam Islands, *P. tristanensis* (Stebbing, 1888) from Tristan da Cunha, and *P. vaderi* Guerra-García, 2004 from the Indian Ocean. Laubitz (1995), after examination of specimens of *P. tristanensis* from Southern Indian Ocean, considered the genus *Fallotritella* synonymous with *Pseudaeginella* mainly based on the presence of minute pereopods 3 and 4 in *Pseudaeginella*. Consequently, the species *P. byscaynensis*, *P. montoucheti* and *P. polynesica*, previously included in *Fallotritella*, were transferred to *Pseudaeginella*. Species of *Pseudaeginella* are compared in Laubitz (1995).

Pseudaeginella colombiensis is very close to *P. byscaynensis* but these two species can be distinguished mainly by the arrangement of dorsal and lateral projections, the shape of gnathopod 2 and the structure of mandibular palp.

Habitat

Probably preferring shallow waters. It is remarkable that it was found only in the eastern area of the studied region.

Distribution

So far, the species is only known from the type locality.

***Tritella chibcha* n.sp.**

(Figures 23-25)

Type material (5 specimens)

St. 4: Holotype male 2 slides (INV-CRU 5787), from *Syringodium*, 3 m, 12.XII.1985; Paratype female slide (INV-CRU 5788), collected together with the holotype; 3 males paratypes (MVRCr 451) from the same locality.

Additional material

St. 41: 3 males, 1 female from *Syringodium*, 3 m, 20.XII.1985 (at MVR).

Type locality

Bahía de Santa Marta, Colombia, 3 m, *Syringodium*.

Etymology

When the Spanish conquered Colombia in the 15th century, the Chibcha culture was one of the three main civilisations in Colombia, together with Caribe and Arwac. Chibcha occupied the central part of the country and the Sierra Nevada de Santa Marta, the area in which this study was conducted.

Description

Holotype male

Lateral view (Figure 23): Body smooth. Pereonite 1 fused with head, suture present. Pereonites 3, 4 and 5 subequal in length. Pereonite 7 the shortest.

Gills (Figure 23): Oval, length about 2 times width.

Mouthparts (Figure 23): Mandibles with 3-articulate palp; distal article of palp with 2 setae; second article provided with a simple seta; mandibular molar robust; left mandible with incisor and lacinia mobilis 5-toothed followed by a row of plumose setae; incisor of right mandible 5-toothed, lacinia mobilis serrate followed by another plate and three more setae. Lower lip with well-demarcated inner lobes; inner and outer lobes provided with setulae on apical margin. Maxilla 1 outer lobe with 7 robust setae; palp with four distal strong setae and 4 lateral setae. Maxilla 2 inner lobe triangular; outer lobe slightly larger than inner lobe, rectangular. Maxilliped inner plate rectangular with 7 plumose setae and 2 robust and short setae (like “teeth”); outer plate about 2 times as large as inner plate; palp 4-articulate, dactylus short and robust.

Antennae (Figure 24): Antenna 1 about half of body length; flagellum 7-articulate. Antenna 2 with short setae (no swimming setae); basal article of the peduncle with a distal projection; flagellum 2-articulate.

Gnathopods (Figure 24): Gnathopod 1 basis as long as ischium, merus and carpus combined; propodus length about 2 times width, palm with 1 proximal grasping

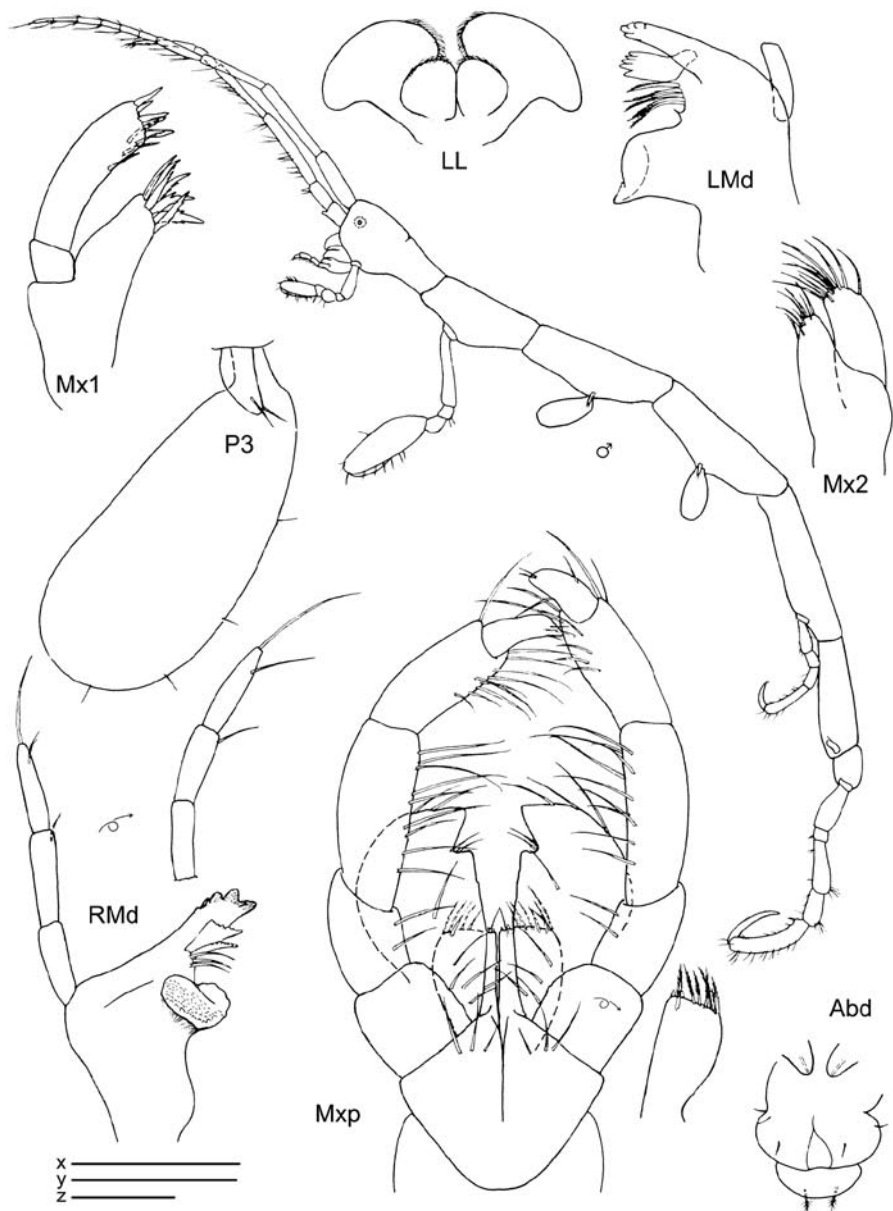


Figure 23. *Tritella chibcha* n.sp. Male holotype. Lateral view in scale x=1 mm; RMd, LMd, Mx1, Mx2, Mxp in scale y=0.1 mm; Abd in scale z=0.1 mm.

spines and denticulate margin. Gnathopod 2 inserted on the anterior half of pereonite 2; basis about $\frac{2}{3}$ as long as pereonite 2; ischium rectangular; merus rounded; carpus short and triangular; propodus elongate, about 1.2 times as long as the basis; palm with a proximal projection carrying one grasping spine and other projection distally.

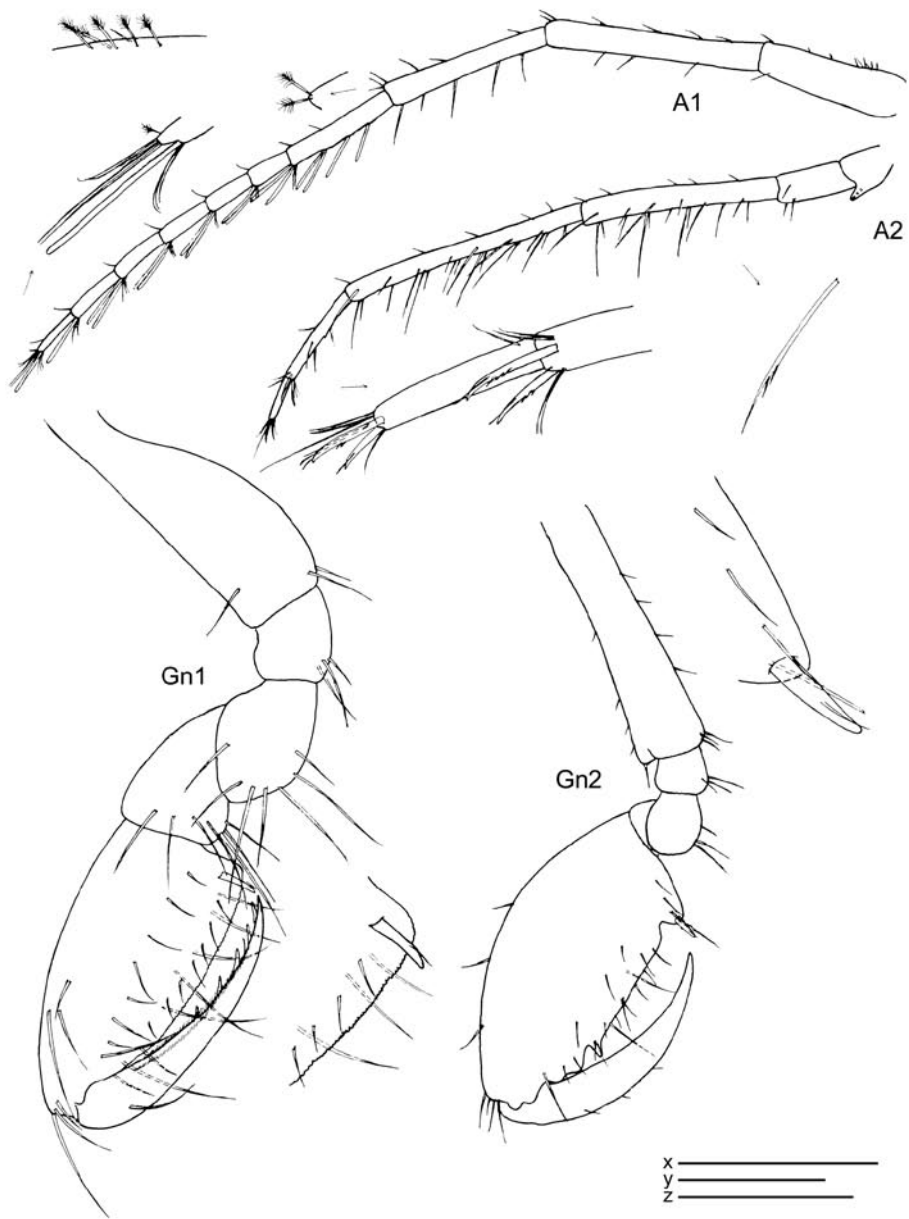


Figure 24. *Tritella chibcha* n.sp. Male holotype A1,A2 in scale $x=0.5$ mm; Gn1 in scale $y=0.1$ mm; Gn2 in scale $z=0.3$ mm.

Pereopods (Figures 23,25): Pereopods 3 and 4 subequal, 1-articulate, length about 1/5 of gills. Pereopod 5 less robust than pereopods 6 and 7, 6-articulate, propodus without grasping spines. Pereopod 6 and 7 similar in feature but increasing in size respectively, 6-articulate; propodus with 1 proximal grasping spines.

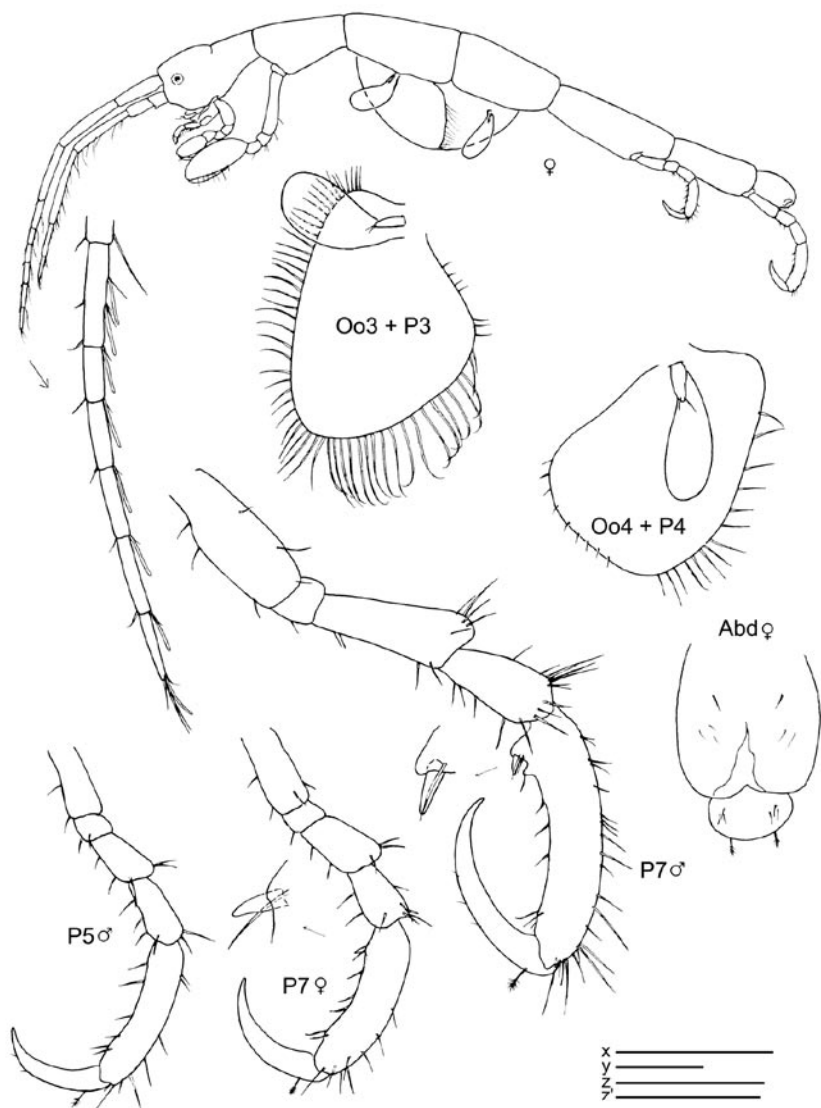


Figure 25. *Tritella chibcha* n.sp. Female paratype and male pereopods 5-7. Lateral view in scale $x=1$ mm; Oo3-4 in scale $y=0.2$ mm; P5♂, P7♂, ♀ in sclae $z=0.3$; Abd in scale $z'=0.1$ mm.

Penes (Figure 23) short and triangular, situated medially.

Abdomen (Figure 23) without appendages, a pair of lateral lobes and a single dorsal lobe with 2 plumose setae.

Paratype female

Similar to holotype male apart from the following characters: flagellum of antenna 1 with 6 articles; oostegites on pereonite 3 very setose, on pereonite 4 scarcely setose.

Remarks

Until now four species are described in the genus *Tritella*, distributed along the Pacific coast of North America: *T. laevis* Mayer, 1903, *T. ornata* Mayer, 1903, *T. pilimana* Mayer, 1890 and *T. tenuissima* Dougherty and Steinberg, 1953. *Tritella laevis* and *T. pilimana* have been fully redescribed by Laubitz (1970). *Tritella chibcha* clearly differs from these two species by the absence of lateral projections, the different shape of gnathopod 2, the different setal formula of the mandibular palp (being only 2 setae in *T. chibcha* and 1-x-1 in *T. laevis* and *T. pilimana*) and the swimming setae of antenna 2 being clearly shorter in *T. chibcha*. *Tritella ornata* can also be distinguished clearly from *T. chibcha* by the presence of abundant dorsal projections, which are lacking in *T. chibcha*. *Tritella tenuissima* seems to be the most similar species to *T. chibcha*, both species having an elongate and smooth body. However, in *T. tenuissima* the distal article of the mandibular palp has numerous setae, but only two are present in *T. chibcha*. Furthermore, a pair of grasping spines is present in pereopods 5, 6 and 7 in *T. tenuissima* and only one grasping spine can be found in pereopods 6 and 7 of *T. chibcha* (pereopod 5 has no grasping spine). The insertion of pereopod 5 is posterior in *T. chibcha* and at midlength in *T. tenuissima*. Dougherty and Steinberg (1953) described *T. tenuissima* on the basis of the absence of swimming setae, pointing out that the genus *Triliropus* Mayer, 1903 appeared to be almost identical to *Tritella*, except by the lack of swimming setae on the second antenna and the questionable presence of a vestigial pair of abdominal appendages in the female. Although *T. tenuissima* lacks swimming setae, Dougherty and Steinberg (1953) felt that this species was indeed a member of *Tritella* and suggested that *Triliropus* could be certainly a synonym of *Tritella*. On the other hand, McCain (1968) remarked that *T. tenuissima* differs from the other species of *Tritella* in lacking swimming setae and in having pereopod 5 inserted near midlength on pereonite 5 and suggested that this species should be probably transferred to the genus *Triliropus*. The material from Colombia is characterized by intermediate characters, since the swimming setae are very reduced in *T. chibcha*, but the pereopod 5 is inserted posteriorly on pereonite 5. At the moment we have preferred to include this new species in *Tritella* instead of *Triliropus*. Future studies dealing with the genus *Triliropus* should be conducted to clarify its taxonomic status and validity.

Habitat

Syringodium is the preferred biotope of this species.

Distribution

Bahías de Santa Marta and Cinto, Colombia.



Incertae sedis

Aciconula sp.

(Figures 26-27)

Material examined: 1 specimen

St. 12: 1 female, hydroids and bryozoans, 2.X.1985.

Remarks

Three species of *Aciconula* have been reported so far: *Aciconula miranda* Mayer, 1903 from Malaysia and Thailand; *A. acanthosoma* Chess, 1989 from California, and *A. australiensis* Guerra-García, 2004 from Australia. As reported by Guerra-García

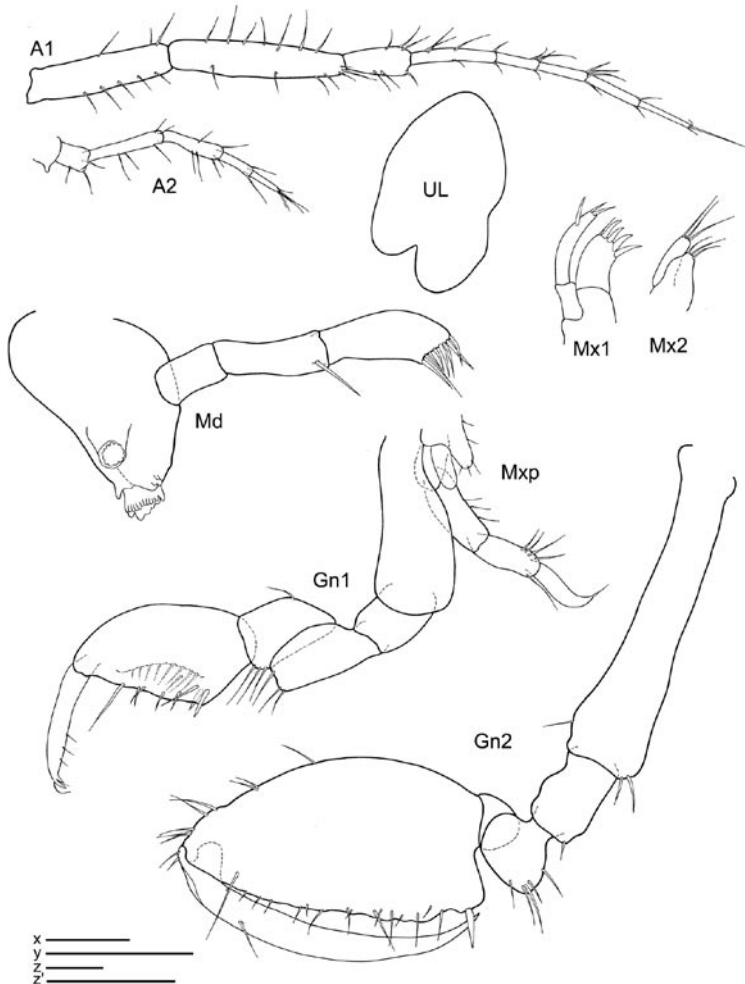


Figure 26. *Aciconula* sp. Female. A1,A2 in scale $x=0.1$ mm; Md, Mx1,Mx2, UL in scale $y=0.05$ mm; Gn1+Mxp in scale $z=0.1$ mm; Gn2 in scale $z'=0.1$ mm.

(2004), *A. acanthosoma* is considerably different from the two remaining *Aciconula* species, mainly on the spinose body and the presence of abdominal appendages, and could probably be transferred to a different genus. Comparison, discussion and remarks about *A. miranda* and *A. australiensis* can be found in Guerra-García (2004). The present material seems to belong to the genus *Aciconula*, mainly based on the structure of the mandibles and pereonites 3 and 4. However, because only one female was studied, it is not possible to identify the material as *A. miranda* or *A. australiensis* or assign it to a new species of *Aciconula*, so we have preferred to identify this specimen as *Aciconula* sp.

Habitat

The specimen was found among hydroids and bryozoans.

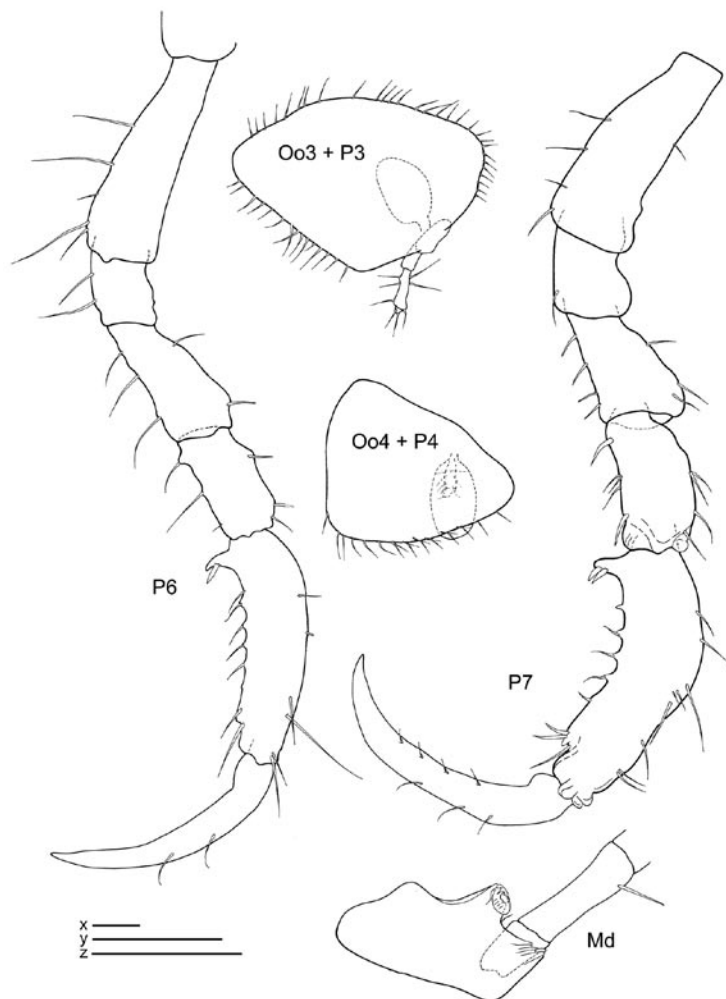


Figure 27. *Aciconula* sp. Female. Oo3-4 in scale x=0.1 mm; P6-7 in scale y=0.1 mm; Md in scale z=0.05 mm.

KEY FOR COLOMBIAN CARIBBEAN CAPRELLIDS (based on adult specimens)

1. Pereopods 3 and 4 absent.....	2
- Pereopods 3 and 4 present	3
2. Head with rostrum. Pereopods provided with a pair of grasping spines	
..... <i>Caprella penantis</i> (Figures 2-4)	
- Head without rostrum. Pereopods without grasping spines	
..... <i>Caprella danilevskii</i> (Figures 5,6)	
3. Pereopods 3 and 4 1-articulate.....	4
- Pereopods 3 and 4 at least 2-articulate	7
4. Body smooth	5
- Body with dorsal projections.....	6
5. Abdomen with a pair of long 2-articulate appendages. Basis of gnathopod 2 longer than pereonite 2.....	
..... <i>Hemiaegina minuta</i> (Figures 14-16)	
- Abdomen without appendages. Basis of gnathopods 2 shorter than pereonite 2	
..... <i>Tritella chibcha</i> (Figures 23-25)	
6. Head with a dorsal projection. Lateral projections present. Pereopods 3 and 4 tiny, almost undistinguishable.....	
..... <i>Pseudaeginella colombiensis</i> n.sp. (Figures 20-22)	
- Head with 2 dorsal projections. Lateral projections absent. Pereopods 3 and 4 clearly distinguishable	
..... <i>Deutella caribensis</i> (Figures 7-8)	
7. Pereopod 3 with 4 articles and pereopod 4 with 2 articles	
..... <i>Aciconula</i> sp. (Figures 26,27)	
- Pereopods 3 and 4 with 2 articles	8
8. Head and pereonite 2 with dorsal projections.....	
..... <i>Deutella incerta</i> (Figures 9-11)	
- Body smooth.....	9
9. Propodus of gnathopod 2 with an elongate projection proximally (see Gn2 in Figure 12)	
..... <i>Deutella mayeri</i> (Figures 12,13)	
- Propodus of gnathopod 2 with trapezoidal projection proximally (see Gn 2 in Figure 17)	
..... <i>Paracaprella pusilla</i> (Figures 17-19)	

ACKNOWLEDGEMENTS

The third author wants to thank the staff of INVEMAR, for a stay of 14 months, supported by the DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst). The late G. Bula Meyer kindly determined some of the algal species.

LITERATURE CITED

- Arimoto, I. 1976. Taxonomic studies of caprellids (Crustacea, Amphipoda, Caprellidae) found in the Japanese and adjacent waters. Special Publications from the Seto Marine Biological Laboratory, Kyoto University, Series III, 1-229.
- Camp, D. K. 1998. Checklist of shallow-water marine Malacostracan Crustacea of Florida. pp: 123-189 in: Camp, D. K., W.G. Lyons and T.H. Perkins (ed) Checklists of selected shallow-water marine invertebrates of Florida. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-3, 238 p.
- Cavedini, P. 1982. Contributo alla conoscenza dei Caprellidi del Mediterraneo (Crustacea, Amphipoda). Boll. Mus. Civ. Stor. Nat. Verona, 8: 493-531.
- Chevreaux, E. and L. Fage. 1925. Amphipodes. Faune de France (P. Lechevalier ed.), Paris. 488 p.
- Czerniavskii, V. 1868. Materialia ad zoographiam Ponticam comparatam. Trav. Soc. Natural. St. Pétersbg., 1: 19-136.
- Díaz, Y.J., J.M. Guerra-García and A. Martín. 2005. Caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae) from shallow waters of the Caribbean coast of Venezuela. Org. Div. Evol., 10: 1-25.
- Dougherty, E.C. and J.E. Steinberg. 1953. Notes on the skeleton shrimps (Crustacea: Caprellidae) of California. Proc. Biol. Soc. Wash., 66: 39-50.
- Escobar-Briones, E. and I. Winfield. 2003. Checklist of the benthic Gammaridea and Caprellidea (Crustacea: Peracarida: Amphipoda) from the Gulf of Mexico continental shelf and slope. Belg. J. Zool., 133 (1): 37-44.
- Gable, M.F. and E.A. Lazo-Wasem. 1987. The caprellids (Amphipoda: Caprellidea) of Bermuda: a survey of specimens collected from 1876-1987, including cave inhabitants, and the description of *Deutella aspiducha*, new species. Proc. Biol. Soc. Wash., 100: 629-639.
- González, E.R. and L. Watling. 2003. A new species of *Hyaella* from Colombia, and the redescription of *H. meinerti* Stebbing, 1899 from Venezuela (Crustacea: Amphipoda). J. Nat. Hist., 37: 2095-2111.
- Guerra-García, J.M. 2001a. Redescription of *Caprellina longicollis* (Nicolet, 1849) (Amphipoda, Caprellidea, Phtiscidae) from Chile, with notes on ontogenetic development and clinging behaviour. Crustaceana, 74(11): 1291-1303.
- Guerra-García, J.M. 2001b. Habitat use of the Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Ceuta, north Africa. Ophelia, 55(1): 27-38.
- Guerra-García, J.M. 2002a. Littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) from Philippines, with the description of a new species. Raffles Bull. Zool., 50(2): 395-406.
- Guerra-García, J.M. 2002b. Two new species of *Deutella* Mayer, 1890 (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) collected by the R. V. "Anton Bruun" during the International Indian Ocean Expedition. Zootaxa, 74:1-18.
- Guerra-García, J.M. 2003a. Revision of the genus *Deutella* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) with description of a new species, redescription of *Deutella venenosa* Mayer, 1890 and a key to the species of *Deutella*. J. Nat. Hist., 37: 1059-1084.
- Guerra-García, J.M. 2003b. Caprellids (Crustacea: Amphipoda) from Papua New Guinea, with the description of a new species. Helg. Mar. Res., 57: 100-109.
- Guerra-García, J.M. 2003c. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Mauritius Island, Western Indian Ocean. Zootaxa, 232: 1-24.
- Guerra-García, J.M. 2004. The Caprellidea (Crustacea, Amphipoda) from Western Australia and Northern Territory, Australia. Hydrobiologia, 522: 1-74.

- Guerra-García, J.M. 2006. The Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) from the Great Barrier Reef and adjacent localities. *Rec. Aust. Mus.*, (In press).
- Guerra-García, J.M. and J.C. García-Gómez. 2001. The spatial distribution of Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): a stress bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar area). *PSZNI Mar. Ecol.*, 22(4): 357-367.
- Guerra-García, J.M. and I. Takeuchi. 2002. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Ceuta, North Africa, with the description of three species of *Caprella*, a key to the species of *Caprella*, and biogeographical discussion. *J. Nat. Hist.*, 36(6): 675.
- Guerra-García, J.M. and I. Takeuchi. 2004. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from Tasmania. *J. Nat. Hist.*, 38: 967-1044.
- Guerra-García, J.M. and M. Thiel. 2001. The caprellid fauna (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) from the coast of Coquimbo, Northern-central Chile, with a taxonomic key for species identification. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 74: 873-883.
- Guerra-García, J.M., J. Corzo and J.C. García-Gómez. 2002. Clinging behaviour of the Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from the Strait of Gibraltar. *Crustaceana*, 75(1): 41-50.
- Guerra-García, J.M., S. Redondo-Gómez, A.G. Espina, J.M. Castillo, T. Luque, J.C. García-Gómez and M.E. Figueroa. 2006. *Caprella penantis* Leach, 1814 and *Caprella dilatata* Kroyer, 1843 (Crustacea: Amphipoda) from the Strait of Gibraltar: a molecular approach to explore intra- and interspecific variation. *Mar. Biol. Res.*, 2: 100-108.
- Haswell, W.A. 1879. On some additional new genera and species of amphipods crustaceas. *Proc. Linn. Soc. New South Wales*, 4(3): 319-351.
- Herrmann, R. 1971. Zur regionalhydrologischen Analyse und Gliederung der nordwestlichen Sierra Nevada (Kolumbien). *Giessener geogr. Schr.*, 23: 1-88.
- Kensley, B. and M. Schotte. 1994. Marine isopods from the Lesser Antilles and Colombia (Crustacea, Peracarida). *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 107: 482-510.
- Krapp-Schickel, T. 1993. Suborder Caprellidea. *Mémoires de l'Institut Oceanographique, Monaco*, 13 (3): 773-809.
- Krapp-Schickel, T. and J.M. Guerra-García. 2005. Littoral Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) from Indonesia, with the description of a new species. *Boll. Mus.Civ. St. Nat. Verona*, 29: 47-62.
- Kunkel, B.W. 1910. The Amphipoda of Bermuda. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Science*, 16: 106-113.
- Laubitz, D.R. 1970. Studies on the Caprellidae of the American North Pacific. *Publications in Biological Oceanography*, 1: 1-89.
- Laubitz, D.R. 1972. The Caprellidae (Crustacea, Amphipoda) of Atlantic and Arctic Canada. *National Museums of Canada, Publications in Biological Oceanography*, 4: 1-82.
- Laubitz, D.R. 1993. Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): towards a new synthesis. *J. Nat. Hist.*, 27: 965-976.
- Laubitz, D.R. 1995. Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) from the Southern and Western Indian Ocean. *Mésogée*, 54: 81-100.
- Leach, W.E. 1814. Article Crustaceology, 7: 429-437. In: *The Edinburgh Encyclopaedia*, Blackwood, Edinburgh.
- Mayer, P. 1882. Caprelliden. *Fauna und Flora des Golfes von Neapel*, 6: 201 p.
- Mayer, P. 1890. Die Caprelliden des Golfes von Neapel und der angrenzenden Meeres-Abschnitte. *Fauna und Flora des Golfes von Neapel*, 17: 55 p.
- Mayer, P. 1903. Die Caprelliden der Siboga-Expedition. *Siboga Expeditie*, 34: 1-160.

- McCain, J.C. 1967. *Paracaprella barnardi*, a new species of caprellid (Crustacea; Amphipoda) from the west coast of Panamá. Proc. Biol. Soc. Wash., 80: 219-222.
- McCain, J.C. 1968. The Caprellidea (Crustacea: Amphipoda) of the Western North Atlantic. US Nat. Mus. Bull., 278: 1-116.
- McCain, J.C. and J.E. Steinberg. 1970. Amphipoda-I, Caprellidea-I. In: Crustaceorum Catalogus. Ed. Gruner, H. H. and L.B. Holthuis 2. The Hague, The Netherlands, 78 p.
- Müller, H.G. 1990. New species and records of coral reef inhabiting Caprellidea from Bora Bora and Moorea, Society Islands (Crustacea: Amphipoda). Rev. Suisse Zool., 97(4): 827-842.
- Müller, H.G. 1992. Anthuridae of the genera *Amakusanthura*, *Cortezura* and *Mesanthura* from the Caribbean Sea of Colombia (Crustacea, Isopoda). Rev. Suisse Zool., 99: 31-79.
- Müller, H.G. 1993a. On the occurrence of the isopod *Heteroserolis mgrayi* (Menzies and Frankenberg, 1966) (Sphaeromatidea) in the Santa-Marta area, Caribbean Sea of Colombia, with notes on its variation. Zool. Anz., 230: 35-44.
- Müller, H.G. 1993b. Cirolanidae of the genera *Calyptolana*, *Cirolana*, *Neocircolana*, *Colopisthus* and *Excircolana* from the Santa-Marta area, Caribbean Sea of Colombia (Crustacea, Isopoda, Cymothoidea). Zool. Anz., 230: 191-225.
- Müller, K. 1979. Interrelaciones entre salinidad y temperatura en la Bahía de Santa Marta. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 11: 219-226.
- Myers, A.A., and J.K. Lowry. 2003. A phylogeny and a new classification of the Corophiidea Leach, 1814 (Amphipoda). J. Crust. Biol., 23(2): 443-485.
- Ortíz, M. and R. Lalana. 1998. Lista actualizada de los crustáceos no decápodos de Cuba. Rev. Inv. Mar., 19: 92-99.
- Ortíz, M., F. Álvarez and I. Winfield. 2002. Caprellid amphipods (Amphipoda: Caprellidae) illustrated key for the genera and species from the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Tlalnepantla, México, 83 p.
- Quitete, J.M.P.A. 1972. *Hemiaegina costai*, nova espécie de Caprellidae da costa brasileira (Crustacea: Amphipoda). Atas Soc. Biol. Rio de Janeiro, 15(3): 165-168.
- Reid, D.M. 1951. Report on the Amphipoda (Gammaridea and Caprellidea) of the coast of tropical West Africa. Atlantide Rep., 2: 189-291
- Riera, R., J.M. Guerra-García, M.C. Brito and J. Núñez. 2003. Estudio de los caprellidos de Lanzarote, islas Canarias (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea). Viera, 31: 157-166.
- Salzwedel, H. and K. Müller. 1983. A summary of meteorological and hydrological data from the Bay of Santa Marta, Colombian Caribbean. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 13: 67-83.
- Serejo, C.S. 1997. *Hemiaegina costai* Quitete, 1972 a synonym of *Hemiaegina minuta* Mayer, 1890 (Amphipoda, Caprellidae). Crustaceana, 70(5): 630-632.
- Stebbing, T.R.T. 1895. Two new amphipods from the West Indies. Ann. Mag. Nat. Hist., 15: 397-403.
- Steinberg, J.E. and E.C. Dougherty. 1957. The skeleton shrimps (Crustacea: Caprellidae) of the Gulf of Mexico. Tulane Studies in Zoology, 5: 267-288.
- Sundara Raj, B. 1927. Suborder Caprellidea (Laemodipoda). The littoral fauna of Krusada Island in the Gulf of Manaar. Bull. Madras Gov. Mus. Nat. Hist., S. 1: 125ñ128.
- Takeuchi, I. 1993. Is the Caprellidea a monophyletic group? J. Nat. Hist., 27: 947-964.
- Takeuchi, I. and R. Hirano. 1991. Growth and reproduction of *Caprella danilevskii* (Crustacea: Amphipoda) reared in the laboratory. Mar. Biol., 110: 391-397.
- Takeuchi, I. and R. Hirano. 1992. Duration and size of embryos in epifaunal amphipods *Caprella danilevskii* Czerniavski and *C. okadai* Arimoto (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea). J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 164: 161-169.

- Takeuchi, I. and R. Hirano. 1995. Clinging behaviour of the epifaunal caprellids (Amphipoda) inhabiting the *Sargassum* zone on the Pacific Coast of Japan, with its evolutionary implications. *J. Crust. Biol.*, 15 (3): 481-492.
- Thiel, M., J.M. Guerra-García, D.A. Lancellotti, and N. Vásquez. 2003. The distribution of littoral caprellids (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) along the Pacific coast of continental Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 297-312.
- Wakabara, Y. and C.S. Serejo. 1998. Malacostraca ñ Peracarida. Amphipoda. Gammaridea and Caprellidae. pp: 561-594 in: Young, P.S. (Ed) Catalogue of Crustacea of Brazil. Rio de Janeiro: Museu Nacional (Serie Livros 6). 717 p.
- Wakabara, Y., A.S. Tararam and M.T. Valerio-Berardo, W. Duleba and F.P. Pereira. 1991. Gammaridean and caprellidean fauna from Brazil. *Hydrobiologia*, 223: 69-77.
- Winfield, I., E. Escobar-Briones and J.J. Morrone. 2006. Updated checklist and identification of areas of endemism of benthic amphipods (Caprellidea and Gammaridea) from offshore habitats in the SW Gulf of Mexico. *Sci. Mar.*, 70: 99-108.

DATE RECEIVED: 19/04/06

DATE ACCEPTED: 24/10/06

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD EPIFAUNAL ASOCIADA A COLONIAS DE VIDA LIBRE DEL HIDROCORAL *MILLEPORA ALCICORNIS* LINNAEUS 1758 EN BAHÍA PORTETE, CARIBE COLOMBIANO

Carolina Castro S., Mario Monroy L. y Oscar David Solano

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.
E-mail: carolina_castros@yahoo.com (C.C.S), mmonroylopez@yahoo.com (M.M.L),
odsolano@invemar.org.co (O.D.S.)

RESUMEN

La epifauna asociada a colonias de vida libre de *Millepora alcicornis*, especie coralina dominante de Bahía Portete, fue caracterizada para 20 colonias vivas colectadas al azar dentro de una pradera somera de *Thalassia testudinum*. Las colonias de crecimiento tridimensional albergaron 15 familias, 15 géneros y 18 especies de invertebrados móviles. El 97% de los individuos estuvo representado por crustáceos decápodos especialmente adaptados para vivir con su huésped. Entre ellos, el porcelánido *Petrolisthes armatus* que representó el 79% de la epifauna (961 individuos) se encontró exclusivamente en estadio juvenil sugiriendo que *M. alcicornis* es utilizada por esta especie principalmente como zona de reclutamiento. La composición epifaunal se relaciona parcialmente con la superficie de tejido coralino vivo, mientras que el tamaño de los principales simbioses está relacionado con el espacio libre entre las ramificaciones de las colonias. La epifauna aunque es poco diversa en comparación con la encontrada en otras especies de coral, resulta de gran interés y peculiaridad por encontrarse asociada a la forma de vida libre de *M. alcicornis*.

PALABRAS CLAVE: Epifauna asociada, *Millepora alcicornis*, Colonias de vida libre, Bahía Portete, Crustáceos decápodos.

ABSTRACT

Structure of the epifaunal community associated with free-living colonies of *Millepora alcicornis* Linnaeus 1758 in Portete Bay, Colombian Caribbean. The epifaunal community associated with free-living colonies of *Millepora alcicornis*, the dominant coral species in Portete Bay, was characterized from twenty living colonies randomly collected within a shallow *Thalassia testudinum* seabed. The three-dimensional growth colonies sheltered 15 families, 15 genera and 18 mobile invertebrate species. The 97% of individuals was represented by decapods crustaceans specially adapted as to live in association with the host. Within them,

Contribución No. 962 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR



the porcelanid *Petrolisthes armatus*, representing 79% of the epifauna (961 individuals), was exclusively found in a juvenile stage suggesting that *M. alcicornis* is mainly used by this species as a nursery zone. The epifaunal composition is partially related to coral living tissue whereas the principal symbionts size is correlated with the spatial separation of coral branches. In spite of being slightly diverse in comparison with the epifaunal community found in other coral species, the epifauna found in *M. alcicornis* is of great interest and peculiarity by their association with the free-living form of this coral.

KEY WORDS: Associated epifauna, *Millepora alcicornis*, Free-living colonies, Portete Bay, Decapod crustaceans.

INTRODUCCIÓN

Los corales exceden a otros grupos de invertebrados en la variedad de formas y número de especies a las que brinda no sólo refugio, sino alimento y sustrato permitiendo una gran diversidad de formas de vida simbiotes (Patton, 1974). De acuerdo al uso que la epifauna le da a su hospedero, la simbiosis puede ser facultativa, si utiliza el espacio físico del coral como refugio contra predadores o como sitios de alimentación y de asociación si utiliza el coral vivo como hábitat y el mucus como fuente de alimento (Reed y Mikkelsen, 1987). Principalmente los corales ramificados representan microhábitats discretos que varían en complejidad de acuerdo a las especies y patrones de ramificación (Vytopil y Willis, 2001). Este tipo de crecimiento crea variaciones en el ambiente físico que pueden tener importantes implicaciones para la epifauna asociada como son el aumento de refugio contra predadores (Caley y St. John, 1996), modificación del ambiente hidrodinámico (Helmuth *et al.* 1997), así como implicaciones en la disponibilidad de recursos alimenticios (Vytopil y Willis, 2001).

La fauna asociada a corales vivos está a menudo especializada para este modo de vida y es generalmente más pobre en individuos y especies que la que habita el esqueleto de corales muertos, como se observó en los estudios de Johnson (1970) en corales vivos de Singapur, Brander *et al.* (1971) en *Millepora platyphylla*, Patton (1974) en *Pocillopora damicornis*, Coles (1980) en *Pocillopora meandrina* y Reed *et al.* (1982) en *Oculina varicosa*, entre otros. Desafortunadamente, la mayoría de estos estudios han sido enfocados a corales escleractínios creando un gran vacío en lo que respecta a la simbiosis con otros corales hermatípicos, como los hidrocorales, que presentan una amplia distribución geográfica en aguas tropicales (Lewis, 1989) y por su crecimiento ramificado, proveen también un sustrato duro (vivo o muerto) para gran diversidad de otros invertebrados. Aunque algunos autores han registrado la existencia de simbiotes asociados al género *Millepora*, entre los que se destacan principalmente varias especies de ofiuros (Hendler *et al.*, 1995) y crustáceos decápodos (Gore y Abele, 1976), no hay estudios específicos sobre las asociaciones con *M. alcicornis*, especie distribuida en el Atlántico oeste (Cairns *et al.*, 1999) y que en el Caribe colombiano por sus coberturas

domina las formaciones coralinas en Bahía Portete, zona de la Guajira (Solano, 1994). Este estudio, describe y da a conocer la composición, abundancia y biomasa de la epifauna asociada a colonias de vida libre de *M. alcicornis*, además determina el papel ecológico que cumplen estas colonias en la asociación dentro de una formación arrecifal predominantemente dominada por esta especie de hidrocoral.

ÁREA DE ESTUDIO

El desarrollo de comunidades coralinas en la zona de la Guajira (Figura 1), se ve influenciado directamente por acentuados fenómenos de surgencia y resuspensión de sedimentos locales, así como por falta de sustratos adecuados para la fijación de larvas de escleractínios (Prahl y Erhardt, 1985). Estos factores favorecen la dominancia de *M. alcicornis* (Solano, 1994) en las formaciones de parches arrecifales y de corales dispersos en aguas someras dentro de las amplias praderas monoespecíficas de *T. testudinum* del área de estudio (Díaz *et al.*, 2000). En esta última, *M. alcicornis* crece desprendida del sustrato

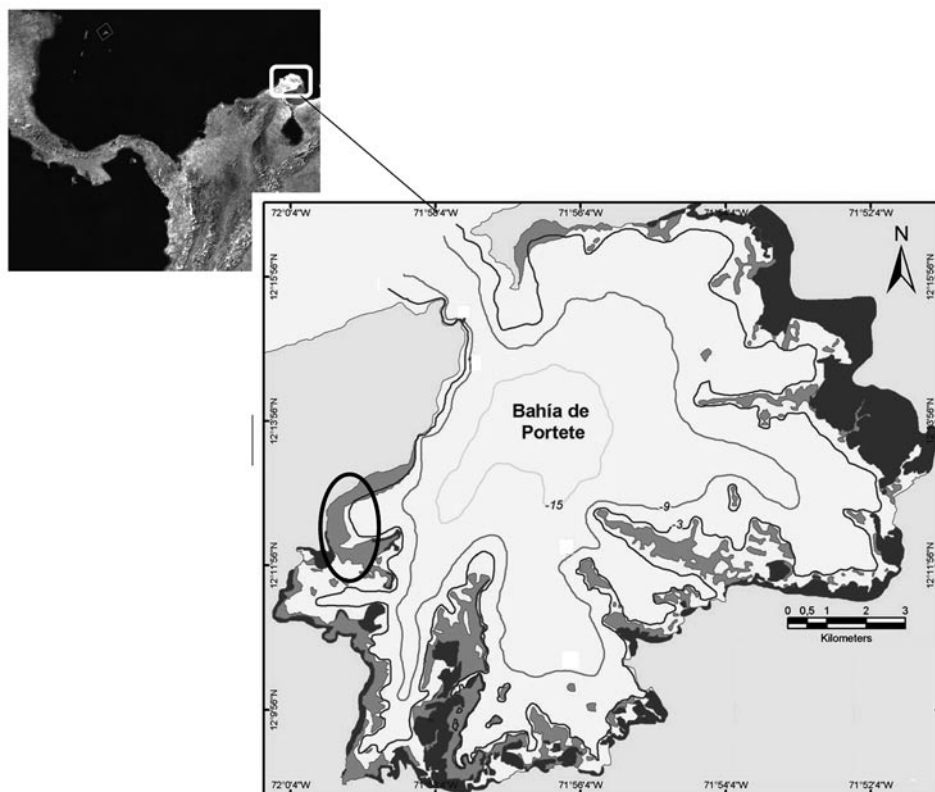


Figura 1. Ubicación de la zona donde se recolectaron las colonias de *M. alcicornis* en Bahía Portete (ver óvalo indicando el área de muestreo).

proyectando sus ramificaciones radialmente, dando cabida a numerosos espacios que son utilizados por algunos invertebrados como refugio. Este tipo de crecimiento, aunque ya descrito en varias especies de corales escleractinios (Glynn, 1974; Pichon, 1974; Scoffin *et. al.*, 1985; Lewis, 1989; Rodríguez-Martínez y Jordán-Dahlgren, 1999), es por primera vez reportado para el hidrocoral *M. alcicornis*. Aunque el origen de estas colonias en la bahía no ha sido estudiado, se sabe que al fragmentarse las ramas de colonias sésiles de esta especie, un porcentaje de fragmentos pueden producir nuevas colonias (Edmunds, 1999), de modo que los fragmentos al adherirse al algún sustrato fácilmente movable por las corrientes predominantes podrían producir las colonias de vida libre analizadas en este estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

La composición de la epifauna asociada a colonias vivas de *M. alcicornis* se determinó para una población de corales dispersos encontrada dentro de una pradera somera de *T. testudinum* en la parte sur occidental de Bahía Portete (Figura 1). Allí se colectaron veinte colonias encontradas a lo largo de un transecto imaginario paralelo a la línea de costa a 2 m de profundidad. El número de colonias recogidas se determinó debido a la disponibilidad de espacio y materiales necesarios para su transporte hacia el laboratorio. Estas colonias, que no excedían 15 cm de alto y 14.5 cm de ancho, estaban desprendidas del sustrato y presentaban una proyección tridimensional de sus ramificaciones. Cada colonia fue recogida desde el fondo en bolsas plásticas y una vez en superficie fueron fijadas con alcohol al 70%. En laboratorio las colonias fueron lavadas con agua destilada para extraer los organismos de su superficie, fueron separados e identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible con ayuda de bibliografía especializada para cada grupo determinando así la abundancia y riqueza de especies. Posteriormente, se determinó la biomasa mediante el peso seco de los individuos después de ponerlos en estufa a 70°C durante 24 horas y el peso de cenizas después de estar en mufla a 500°C por dos horas hasta peso constante (los crustáceos fueron introducidos primero en ácido clorhídrico al 10% para retirar las partes calcáreas de su estructura externa). La biomasa de la epifauna asociada se expresó en gramos de materia orgánica por litro y se determinó por calcinación con base en el peso seco libre de cenizas (Winberg, 1971). Por último, se determinó el espacio disponible que ofrecen las colonias a los simbioses (volumen del esqueleto más el espacio entre las ramificaciones) midiendo en centímetros el largo(a), ancho(b) y alto(c) de cada colonia para aplicar la ecuación de la elipse: $v = 4/3 abc$ (Coles, 1980), y el área de superficie de tejido vivo (volumen desplazado) fragmentando las colonias e introduciéndolas en un cilindro lleno de agua (Young, 1986). Estos valores se relacionaron con la abundancia, riqueza y biomasa de la epifauna por medio de correlación de Pearson con el fin de determinar si la complejidad

del hábitat o el área de superficie que ofrecen las colonias están asociadas a la estructura comunitaria de la epifauna.

RESULTADOS

Las colonias vivas de *M. alcornis* albergaron en total 1215 individuos distribuidos en 15 familias, 15 géneros y 18 especies. De éstos, 1180 fueron crustáceos (97.04%), 28 equinodermos (2.3%), 4 moluscos (0.33%) y 1 anélido (0.16). El grupo dominante asociado fue el de los crustáceos decápodos de la familia Porcelanidae, representada por dos especies del género *Petrolisthes*; *P. armatus* (961 individuos, principalmente en fase larval avanzada megalopa y de tallas menores a 4mm de ancho del caparazón) y *P. galathinus* (124 individuos) que fueron las más abundantes. De esta última se reconocieron las variedades "Blue", "Spots" y "Box", de acuerdo a su patrón de coloración. Siguió en abundancia la familia Majidae, representada por *Mithrax hispidus*, (60 individuos, con las mayores tallas registradas) y la familia Ophiotrichidae de la Clase Ophiuroidea, por *Ophiothrix angulata* (27 individuos). Otras especies registradas fueron el isópodo *Paracerceis caudata* (15 individuos) y el cangrejo ermitaño *Dardanus insignis* (10 individuos). Las especies con mayor frecuencia de aparición fueron *M. hispidus* (en 19 colonias), *P. armatus* (17 colonias) y *P. galathinus* (14 colonias), mientras que las de menor frecuencia fueron *Cirolana sp.* (Orden Isopoda), *Ophiostigma isocanthum* (Orden Ophiurida), el bivalvo *Carditamera gracilis* (Orden Veneroida), la lapa *Crucibulum auricola* (Orden Mesogastropoda), el camarón *Alpheus fornosus* (Orden Decapoda) y el poliqueto *Pseudovermillia sp.* (Orden Sabellida), todas representadas con un solo individuo.

La abundancia de individuos así como su biomasa variaron ampliamente entre colonias (de 7 a 270 individuos y de 3.25 a 21.5 g/l) (Tabla 1) y se relacionaron positivamente entre sí ($r = 0.71$; $p < 0.01$). Tres especies de crustáceos decápodos fueron el principal aporte de biomasa al medio con un 93.67%. *M. hispidus* registró los más altos valores de biomasa contribuyendo con el 44.23% del total, seguida de *P. armatus* que conformó el 38.23% (Figura 2). El volumen tridimensional de cada colonia (volumen del esqueleto más el espacio entre las ramificaciones), varió entre 0.48 y 4.32 l y sólo se relacionó positiva y significativamente con la biomasa de individuos ($r = 0.66$; $p < 0.01$) (Figura 3), mientras que el volumen desplazado (sólo esqueleto) estuvo entre 0.02 y 0.19 l y se relacionó positivamente con la biomasa ($r = 0.74$; $p < 0.01$), riqueza ($r = 0.70$; $p < 0.01$) y abundancia de individuos ($r = 0.62$; $p < 0.01$) (Figura 3). Las variaciones del volumen entre las colonias sin embargo, no son significativas (DE: 0.05 para volumen desplazado y DE: 1.13 para volumen tridimensional) (Tabla 1). La Figura 4 muestra la morfología típica de las colonias encontradas en Bahía Portete con sus principales simbiontes.

Tabla 1. Volúmenes de las colonias (l) y valores de riqueza, abundancia y biomasa de la epifauna asociada a *Millepora alcicornis*.

Colonias	Volumen desplazado	Volumen tridimensional	Riqueza	Abundancia (No. indiv.)	Biomasa (g/l)
M1	0.04	1.25	4	47	6.19
M2	0.08	1.82	4	50	13.62
M3	0.06	1.97	4	73	15.87
M4	0.05	1.99	4	49	3.26
M5	0.02	1.04	2	49	15.84
M6	0.04	0.48	2	76	13.31
M7	0.07	1.32	7	59	8.09
M8	0.09	3.12	2	7	7.06
M9	0.06	1.41	2	7	13.42
M10	0.06	1.24	5	50	10.61
M11	0.16	4.20	5	79	9.53
M12	0.07	1.12	5	32	16.65
M13	0.19	3.73	7	270	13.02
M14	0.19	4.32	8	145	18.01
M15	0.06	1.39	4	78	15.87
M16	0.04	1.93	2	10	5.82
M17	0.06	1.25	3	20	21.46
M18	0.18	3.20	7	33	3.24
M19	0.04	0.79	5	37	11.86
M20	0.06	2.33	5	45	14.25
Estadísticos descriptivos (n=20 colonias)					
Máximo	0.19	4.32	8	270	21.50
Mínimo	0.02	0.48	2	7	3.25
Promedio	0.08	1.99	4	61	11.85
Desviación estándar	0.05	1.13	2.08	58.49	5.01

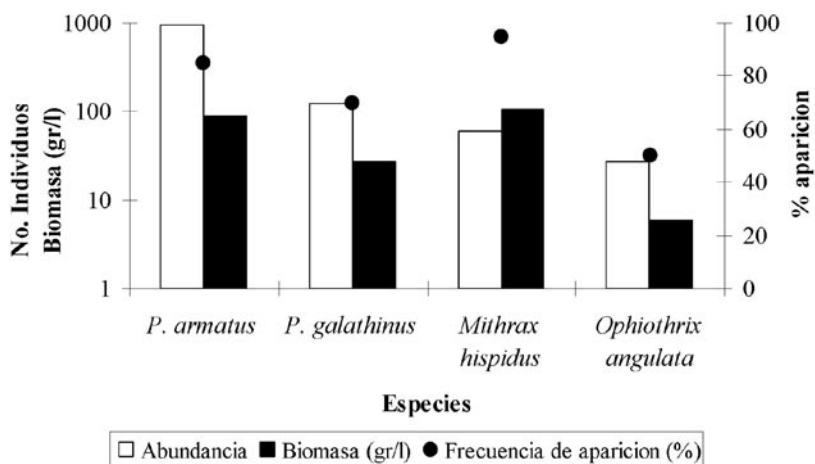


Figura 2. Valores de abundancia total, biomasa total y frecuencia relativa de la epifauna dominante asociada a 20 colonias de *M. alcicornis*.

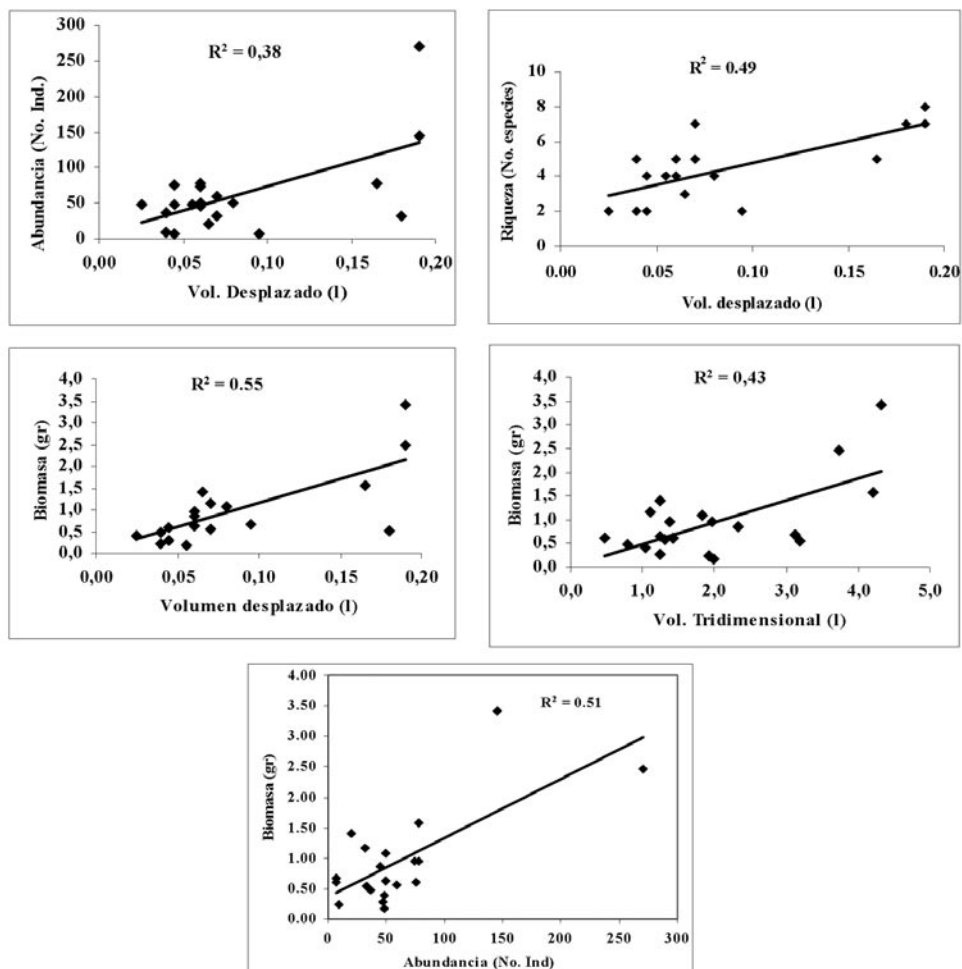


Figura 3. Relaciones entre los volúmenes de las colonias (desplazado y tridimensional) y la biomasa, abundancia y riqueza de simbiontes asociados a *M. alcornis*.

DISCUSIÓN

Los crustáceos decápodos fueron el principal componente epifaunal (1180 de 1215 individuos) de las colonias de vida libre de *M. alcornis* estudiadas. Esto mismo fue encontrado en colonias vivas de *Pocillopora meandrina* (Barry, 1965; Coles, 1980), *P. damicornis* (Abele, 1976; Austin *et al.*, 1980), Acropóridos (Patton, 1966; 1974), y *Oculina varicosa* (Reed *et al.*, 1982). Este grupo de crustáceos son colonizadores por excelencia gracias al alto potencial de fecundidad y reclutamiento de larvas y juveniles (Coles, 1980), así mismo poseen estructuras para recolección y transporte de mucus y dactilos adaptados para asirse a las ramificaciones de las colonias coralinas (Abele y Patton, 1976; Prah *et al.*, 1978).



Figura 4. Morfología típica de las colonias de vida libre de *Millepora alcicornis* con los principales simbiosntes asociados.

Aunque en corales vivos de Singapur varias especies de cangrejos de la familia Porcellanidae, parecen ser simbiosntes obligados (Patton, 1966), la presencia de *P. armatus* en *M. alcicornis*, posiblemente es debida a la distribución de las colonias coralinas dentro de praderas de *Thalassia*, uno de los hábitats preferidos por la especie (Haig, 1962). *P. galathinus* también registrada sobre colonias vivas de escleractínios (Reed *et. al.*, 1982; McCloskey, 1970; Abele y Patton, 1976), al parecer busca principalmente refugio en las colonias debido a sus hábitos crípticos (bajo rocas y pedazos de conchas, entre grietas y hendiduras de las rocas coralinas) (Gore y Abele, 1976). La familia Majidae está bien representada en colonias vivas de *Pocillopora* en el Pacífico oriental (Garth, 1946; Crane, 1947) y en particular el género *Mitrax* ha sido registrado en colonias vivas de *O. arbuscula* (McCloskey, 1970) y *P. damicornis* (Abele y Patton, 1976). En *M. alcicornis* es el habitante de mayor tamaño presentando además la mayor frecuencia de aparición (en 19 de 20 colonias observadas), lo que sugiere una gran dominancia de la especie sobre sus asociados posiblemente debido a que bajo condiciones de estrés esta especie libera secreciones digestivas que contienen neurotoxinas que afectan a otros organismos (Freitas y Jacobs, 1983). Esto podría restringir la permanencia de otras especies en la colonia y explicar por un lado la baja diversidad encontrada en comparación con los resultados obtenidos por Reed *et al.* (1982), quienes registraron 30 especies y 22 géneros en 15 colonias de *O. varicosa* a 6m de profundidad. Otra razón sería la mayor densidad de nematocistos en *Millepora*, en comparación con corales escleractínios, que son utilizados por el hidrocoral para repeler otros organismos.

Con respecto a los ofiuros, que generalmente se encuentran asociados a corales incluyendo los milepóridos, el género *Ophiothrix* está entre los más importantes (Hendler *et al.*, 1995). *O. angulata* fue registrada entre las especies dominantes de *Oculina arbuscula* (McCloskey, 1970) y fue la cuarta especie en abundancia en el presente estudio, con una frecuencia relativa del 50%. La presencia de esta especie en *M. alcicornis* puede entenderse sólo como obtención de refugio, debido a sus hábitos filtradores y puede encontrarse en una gran variedad de biotopos (Hendler *et al.*, 1995).

Las variaciones observadas en la biomasa se debieron principalmente al patrón de agregación irregular de *M. hispidus* (de 1 a 13 Ind./colonia) y *P. armatus* (de 5 a 242 Ind./colonia) al contribuir con los mayores valores de biomasa (104.85g/l y 90.62 g/l, respectivamente). *M. alcicornis* aparentemente cumple un papel ecológico importante para *P. armatus* como área de crianza y reclutamiento de juveniles, en virtud de que esta especie se encontró en el 85% de las colonias en estadio larval y juvenil (más de 900 individuos) por lo que parecen depender del coral para tener éxito en su desarrollo, sugiriendo que el coral les brinda protección de posibles predadores y es posiblemente una fuente de alimento. La relación entre el volumen tridimensional con la biomasa aunque se ajusta al modelo lineal ($r: 0.66: p < 0.01$), es explicada en un 44%, sugiriendo que la complejidad o heterogeneidad del hábitat ofrecida por *M. alcicornis*, al menos en este estudio, no es altamente determinante en la estructura comunitaria de la epifauna aunque influye en cierto modo en el tamaño de simbiontes asociados que caben entre sus ramificaciones. Quizás un mayor número de colonias y réplicas de diferentes tallas revelarían resultados más concluyentes como en los estudios de Lewis y Snelgrove (1990) y Vytöpil y Willis (2001), quienes encontraron en las colonias con mayor número de ramificaciones una mayor abundancia de individuos y especies que en aquellas colonias que ofrecen menos protección por poseer una morfología menos compleja. De igual manera, el área de superficie coralina se relacionó con la biomasa, abundancia y riqueza de individuos. Aunque la relación es moderada, los resultados sugieren que el tamaño de la colonia o área de tejido vivo disponible es un factor que determina parcialmente la presencia de epifauna asociada, resultado que concuerda con los estudios de Abele (1976), Abele y Patton (1976), Austin *et al.* (1980), Coles (1980) y Tsuchiya y Yonaha (1992), quienes encontraron que la abundancia y riqueza de especies epifaunales son proporcionales al tamaño de las colonias coralinas.

Los resultados encontrados describen por primera vez la epifauna de colonias de vida libre de *M. alcicornis*, no obstante no se conocen todos los factores que justifican la composición comunitaria particular encontrada. Por ejemplo, la abundancia de decápodos en colonias de *Pocillopora* se debe principalmente a la producción de grandes cantidades de secreciones mucosas que le sirven a los crustáceos de alimento (Johannes, 1967). Aunque no se tienen datos sobre la cantidad de mucus excretado por *M. alcicornis* existe evidencia que *M. hispidus* puede alimentarse además de partículas orgánicas e inorgánicas

(Coles y Strathman, 1973), del mucus excretado por corales (Reed *et al.*, 1982). Por otra parte, Klumpp *et al.* (1988) sugieren que las relaciones tróficas son igualmente importantes en la determinación de la composición de la comunidad epifaunal. Sin embargo, es poca la información con respecto a los hábitos alimenticios de los simbios de *M. alaicornis* para definir sus relaciones tróficas. De igual manera, el sistema de defensa de *M. alaicornis* podría excluir algunas especies que suelen estar presentes en colonias de otras especies de corales, determinando así la estructura comunitaria de los simbios.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se desarrolló dentro del proyecto “Monitoreo de Ecosistemas representativos de Bahía Portete”, financiado por la empresa Carbones del Cerrejón, LLC. Agradecemos el apoyo del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR y el apoyo específico de Giomar Borrero, Paula A. Quinceno y Fabián Cortés quienes colaboraron en la identificación de las especies.

BIBLIOGRAFÍA

- Abele, L. G. 1976. Comparative species richness in fluctuating and constant environments: Coral-associated decapod crustaceans. *Science*, 192: 461-463.
- Abele, L. G. y W. K. Patton. 1976. The size of coral heads and the community biology of associated decapod crustaceans. *J. Biogeogr.*, 3: 1-13.
- Austin, A.D., S.A. Austin y P.F. Sale. 1980. Community structure of the fauna associated with the coral *Pocillopora damicornis* (L) on the Great Barrier Reef. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 31: 163-174.
- Barry, C.K. 1965. Ecological study of the decapod crustaceans commensal with the branchin coral *Pocillopora meandrina* var. *nobilis* Verrill. M.S. thesis, University of Hawaii. Honolulu.
- Brander, K.M., A.A. McLeod y W.F. Humphreys. 1971. Comparison of species diversity and ecology of reef-living invertebrates on Aldabra Atoll and at Watamu, Kenya. *Symp. Zool. Soc. London*, 28: 397-431.
- Cairns, S.D., B.W. Hoeksema y J. Van der Land. 1999. Appendix: List of extant stony corals, In: S.D. Cairns. Species richness of recent scleractinia. *Atoll. Res. Bull.*, 459: 1-46.
- Caley, M.J. y J. St. John. 1996. Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. *J. Anim. Ecol.*, 65: 414-428.
- Crane, J. 1947. Eastern Pacific expeditions of the New York Zoological Society. XXXVIII. Intertidal brachygnathous crabs from the west coast of tropical America with special reference to ecology. *Zoologica*, 32(9): 69-95.
- Coles, S. 1980. Species diversity of decapods associated with living and dead reef coral *Pocillopora meandrina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2: 281-291.
- Coles, S. y R. Strathman. 1973. Observations on coral mucus “flocs” and their potential trophic significance. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (4): 673-678.
- Diaz, J. M, L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. A. Zapata Y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. INVEMAR Serie Publicaciones Especiales, 5. Santa Marta, 176p.

- Edmunds, P.J. 1999. The role of colony morphology and substratum inclination in the success of *Millepora alcorni* on shallow coral reefs. *Coral Reefs*, 18:133-140.
- Freitas, J.C. y R.S. Jacobs. 1983. Biotoxins in Brachyura decapod crustaceans. *Toxicon* (Suppl.), 3: 157-160.
- Garth, J. S. 1946. Litoral brachyuran fauna of the Galápagos Archipelago. *Allan Hancock Pac. Exped.*, 5(10): 341-602.
- Glynn, P. W. 1974. Rolling stones among the Scleractinia: Mobile coralloliths in the Gulf of Panama. *Proc 2nd Int Coral Reef Symp.*, 2:183-198.
- Gore, R. H. y L. G. Abele. 1976. Shallow water porcelanid crabs from the Pacific coast of Panama and adjacent Caribbean waters (Crustacea: Anomura: Porcellanidae). *Smith. Contrib. Zool.*, 237: 1-30.
- Haig, J. 1962. Papers from Dr. Th. Mortenden's Pacific Expedition 1914-1916, LXXIX: Porcellanid crabs from Eastern and Western America. *Videns. Med. Dansk Naturhist. Forein.*, 124: 171-192.
- Hendler, G., J.E. Miller, D.L.Dawson y P.M. Kier. 1995. Sea stars, sea urchins and allies: Echinoderms of Florida and the Caribbean. *Smithsonian Institution Press*, 390p.
- Helmuth, B.S., B.E. Timmerman y K.P. Sebens. 1997. Interplay of host morphology and simbiotic microhabitat in coral aggregations. *Mar. Biol.*, 130: 1-10.
- Johannes, R. E. 1967. Ecology of organic aggregates in the vicinity of a coral reef. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 189-195.
- Johnson, R.G. 1970. Variations in diversity within Benthic marine communities. *Am. Nat.*, 104: 285-300.
- Klump, D.W., A. D., McKinnon y C. N., Mundy. 1988. Motile cryptofauna of a coral reef: abundance, distribution and trophic potencial. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 45: 95-108.
- Lewis, J. 1989. The ecology of *Millepora*. A review. *Coral Reefs*, 8(3): 99-107.
- Lewis, J. y P.V. Snelgrove. 1990. Corallum morphology and composition of crustacean cryptofauna of the hermatypic coral *Madracis mirabilis*. *Mar. Biol.*, 106: 267-272.
- McCloskey, L.R. 1970. The dynamics of the community associated with a marine scleractinian coral. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 55: 13-81.
- Patton, W.K. 1966. Decapod crustacea commensal with Queensland branching corals. *Crustaceana*, 10: 271-295.
- Patton, W.K. 1974. Community structure among the animals inhabiting the coral *Pocillopora damicornis* at Heron Island Australia. 219-243. In: W. Vernberg, (Ed.) *Symbiosis in the sea*. Univ. South Carolina Press, S C. 276pp.
- Pichon, M. 1974. Free living scleractinian coral communities in the coral reefs of Madagascar. *Proc 2nd Coral Reef Symp.*, 2: 173-181.
- Prahl, H. V., Guhl, F. Y M. Grögl. 1978. Crustáceos decápodos comensales del coral *Pocillopora damicornis* L. en la Isla de Gorgona, Colombia. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín*, 10: 81-93.
- Prahl, H. V. y H. Erhardt. 1985. Colombia, Corales y Arrecifes coralinos. Fondo FEN. Colombia. 163p.
- Reed, J., Gore, R., Scotto, L. Y K. Wilson. 1982. Community composition, structure, areal and trophic relationships of decapods associated with shallow- and deep- water *Oculina varicosa* coral reefs: Studies on decapod crustaceans from the Indian River region of Florida, XXIV. *Bull. Mar. Sci.*, 32(3): 761-786.
- Reed, J. y P. Mikkelsen. 1987. The molluscan community associated with the scleractinian coral *Oculina varicosa*. *Bull. Mar. Sci.*, 40 (1): 99-131.
- Rodríguez-Martínez, R.E. y E. Jordán-Dahlgren. 1999. Epibiotic and free-living *Porites astreoides*. *Coral Reefs*, 18: 159-161.
- Scoffin, T.P., D.R. Stoddart, A.W. Tudhope y C. Woodroffe. 1985. Rhodoliths and coralloliths of Muri Lagoon, Rarotonga, Cook Islands. *Coral Reefs*, 4: 71-80.

- Solano, O. 1994. Corales, formaciones arrecifales y blanqueamiento de 1987 en Bahía Portete (Guajira, Colombia). An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín, 23: 149-163.
- Tsuchiya, M. y C. Yonaha. 1992. Community organization of associates of the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*: effects of colony size and interactions among symbionts. Galaxea, 11: 29-56.
- Vytopil, E. Y B. L. Willis. 2001. Epifaunal community structure in *Acropora* spp. (Scleractinia) on the Great Barrier Reef: implications of coral morphology and habitat complexity. Coral Reefs, 20: 281-288.
- Winberg, G.G. 1971. Methods for the estimation of production of aquatic animals. Academic Press, London, 175p.
- Young, P. 1986. Analise qualitative e quantitativa da fauna associada a corais hermatípicos (Coelenterata, Scleractinia) nos recifes de João Pessoa, PB. Rev. Brasil. Biol., 46: 99-126.

FECHA DE RECEPCIÓN: 30/11/04

FECHA DE ACEPTACIÓN: 25/10/06

RACIÓN DIARIA Y CONSUMO DE ALIMENTO DE LA POBLACIÓN DE *ANCHOVIA CLUPEOIDES* (PISCES: ENGRAULIDAE) EN LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO

Guillermo Duque¹ y Arturo Acero P.²

*1*Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira. Facultad de Ingeniería y Administración. Carrera 32 Chapinero, Palmira, Colombia. gduquen@palmira.unal.edu.co

*2*Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: aacero@invemar.org.co

RESUMEN

En estuarios tropicales, la mayoría de peces se alimentan a diferentes horas durante el ciclo diario. Con el objeto de determinar la ración diaria y consumo de la población de *Anchovia clupeioides* en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), se realizaron muestreos mensuales en un ciclo de 24 h entre octubre de 1995 y junio de 1996. A partir de un total de 4389 individuos, se estimó que la población de *A. clupeioides* consume casi dos veces su biomasa al año, representando un 0.53% del peso de su cuerpo al día. Aunque la CGSM presenta una alta producción primaria (990 gC/m²/año) el porcentaje que se transfiere a la población de *A. clupeioides* es relativamente bajo (0.055%). Bajo este contexto, es probable que a pesar de que la CGSM presenta alta productividad, poca de esta está siendo realmente transferida a niveles tróficos superiores, debido a la calidad del fitoplancton que radica principalmente en cianobacterias.

PALABRAS CLAVE: Ecología trófica, Engráulidos, Estuarios, Caribe sur.

ABSTRACT

Daily ration and food consumption of the population of *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean.

In tropical estuaries, most fishes feed at different hours during the day. To determine the daily ration and consumption of the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) population of *Anchovia clupeioides* monthly samplings of a 24 h cycle were taken at the coastal lagoon between October 1995 and June 1996. A total of 4389 specimens were examined.

Contribución No. 963 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 297 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



The population of *A. clupeioides* consumes almost twice its weight per year, representing a 0.53% of its body weight per day. Though the CGSM presents a high primary production (990 gC/m²/year), the percentage that is transferred to the population of *A. clupeioides* is relatively low (0.055%). Hence, it seems that the high productivity of the CGSM is not being transferred to upper trophic levels due to the kind of fitoplankton, mainly cianobacteria.

KEY WORDS: Trophic ecology, Engraulids, Estuaries, Southern Caribbean.

INTRODUCCIÓN

En general los estuarios son ecosistemas de alta producción primaria (200-400 gC/m²/año), pero de baja eficiencia, es decir, que no todo lo que producen es consumido por los mismos elementos estructurales del sistema (Nixon, 1982). La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), es la laguna costera con características estuarinas más grande e importante de Colombia con una alta producción primaria de 990 gC/m²/año (Hernández y Gocke, 1989) y con una producción pesquera promedio de 5623 ± 1730 ton/año, entre el 2000 y 2004 (Blanco *et al.*, 2005). En la actualidad este ecosistema está siendo objeto de atención y existen grandes esfuerzos para su ordenamiento y manejo (Restrepo *et al.*, 2005). En la CGSM, los peces de la familia Engraulidae son relativamente abundantes y tienen gran importancia ecológica porque sirven como alimento de varias especies de peces comerciales (Castaño, 1989; Duque *et al.*, 1996), que en este sistema han experimentado un notable decrecimiento en el tamaño de sus poblaciones (Santos-Martínez, 1989).

Para comprender las relaciones tróficas de una especie es necesario identificar individualmente los principales componentes del sistema, así como los vínculos alimentarios efectivos y en la medida de lo posible, se debe estimar el orden de magnitud de las biomásas y transferencias de energía, con la idea de emplear una parte de la red trófica como base de hipótesis y de experimentación (Caddy y Sharp, 1988), para definir los procesos de control trófico (top-down y bottom-up) y eficiencias de transferencia de energía. Debido a esto, es importante estimar la ración diaria de consumo de alimento de la especie en estudio (Godin, 1981). Sainsbury (1986) sugirió un método para estimar la ración diaria derivada de un grupo de parámetros que incluyen las tasas de ingestión y evacuación, y el inicio y el final del período de alimentación derivado de un ciclo de alimentación de longitud arbitraria. Posteriormente, Jarre (1990) estandarizó el período de alimentación para un ciclo de 24 h. Sainsbury (1986) presentó dos modelos: el modelo I asume una tasa de ingestión constante en el tiempo y en el modelo II una tasa de ingestión inversamente proporcional al contenido estomacal. Este último modelo requiere de la estimación de un parámetro adicional, el “contenido estomacal asintótico”. Ambos modelos asumen una evacuación exponencial simple. Las estimaciones de consumo del

alimento (Q) basadas en la población pueden ser obtenidas de uno o varios estimados de la ración diaria y los parámetros de crecimiento y mortalidad. La aproximación usada en el programa MAXIMS (Jarre *et al.*, 1990), se basa en la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y en el coeficiente de mortalidad total que son documentados en Pauly (1986) y Palomares y Pauly (1989).

En la presente investigación se cuantificó la ración diaria y el consumo de la población de *A. clupeioides* en la CGSM como medida del efecto entre el recurso planctónico y el siguiente nivel consumidor. Esta especie es intermediaria entre la producción en la columna de agua y los peces ictiófagos, fuente frecuente de alimento para el hombre.

ÁREA DE ESTUDIO

El sistema lagunar estuarino conocido como la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es parte del delta exterior del Río Magdalena y está localizado entre los 10° 43' y 11° 00' N y entre los 74° 15' y 74° 32' O sobre la costa Caribe (Figura 1). El sistema lagunar limita al oriente y al sur-oriente con las estribaciones bajas de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM) que se eleva hasta 5800 m sobre el nivel del mar y de donde provienen los tres ríos principales que desembocan en la CGSM. Por el norte está separada del Mar Caribe por una barra continental conocida como Isla de Salamanca, la cual presenta una boca artificial en la parte nororiental (Boca de la Barra) de aproximadamente 100 m de ancho, la cual es la única conexión de la Ciénaga con el mar. Finalmente, por el occidente y sur-occidente limita con el plano lodoso del Río Magdalena (Cosel, 1986; Botero, 1988; Botero y Mancera-Pineda, 1996). La CGSM tiene una extensión de 450 km² y una profundidad promedio de 1.5 m (IGAC, 1973) e históricamente ha sido la principal fuente de recursos pesqueros de la costa norte de Colombia (Santos-Martínez y Acero, 1991).

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño de muestreo

Entre octubre de 1995 y junio de 1996 se efectuó un muestreo mensual en la CGSM, en puntos aleatorios del cuerpo principal de agua de la CGSM. Cada mes, se hicieron ocho faenas de pesca, una cada 3 h, en un ciclo de 24 h. Los individuos de *A. clupeioides* fueron capturados con una red de cerco de monofilamento de nylon de 150 m de largo por 2 m de alto, con secciones de ojos de malla de 5.40 cm (50 m), 3.81 cm (50 m) y 2.54 cm (50 m) aplicando el método de bolicheo según Rueda y Mancera-Pineda (1995). Los peces capturados a una misma hora fueron separados por clases de talla de 0.5 cm y se determinó el peso total y la frecuencia de los individuos en cada clase de

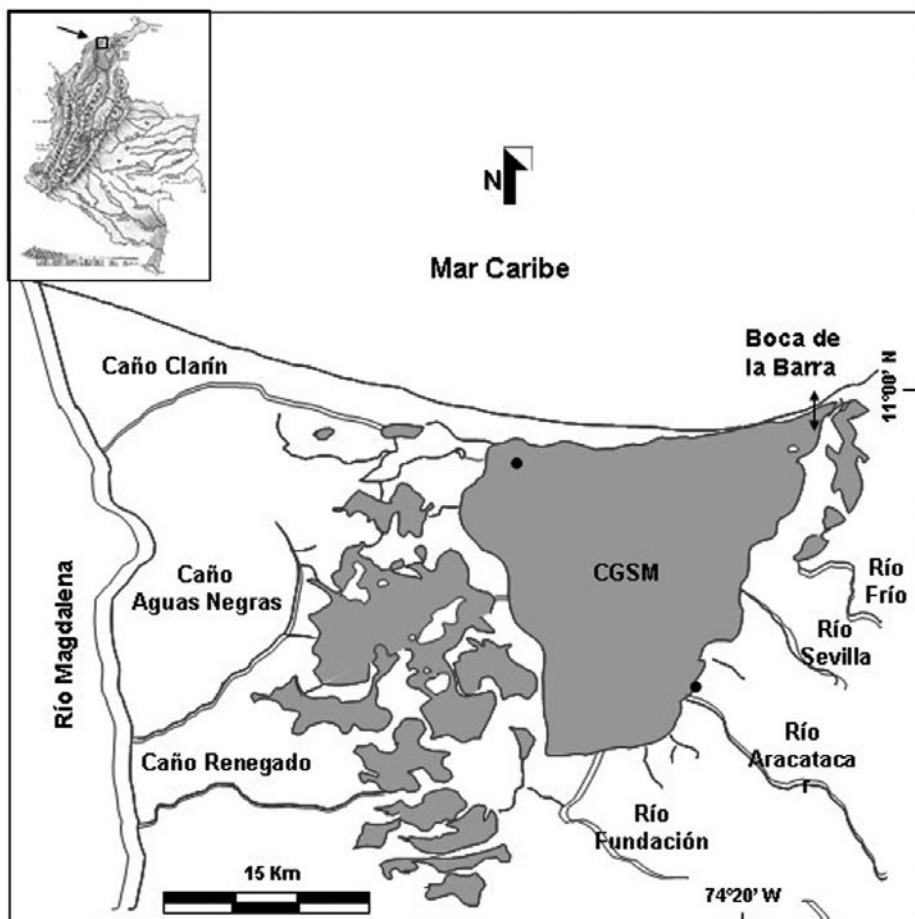


Figura 1. Área de estudio, Ciénaga Grande de Santa Marta. Se destaca Rinconada (R), la estación de muestreo.

talla. Posteriormente, se extrajo el estómago de cada individuo para obtener el contenido estomacal, el cual se secó a 100 °C en una estufa y se determinó su peso (Duque y Acero, 2003a). Así mismo, para establecer la biomasa de los grupos planctónicos en el área de pesca, se colectaron muestras de plancton mediante una bomba de succión Rule 1000 conectada a una batería de 12 voltios haciendo fluir 80 l de agua en tamices de 250, 125 y 63 μ m. Las fracciones retenidas se secaron a 100 °C en una estufa y se determinó su peso seco (Duque y Acero, 2003b).

Análisis de la información

Se utilizó el software MAXIMS, elaborado por Jarre *et al.* (1990), para estimar la ración diaria de *A. clupeioides*, con base en los datos de contenidos estomacales en el ciclo de 24 h. Las rutinas del MAXIMS están implementadas para uno o dos períodos

de alimentación por día. Se utilizó el modelo (I) que asume una evacuación exponencial simple y una tasa de ingestión constante durante el período de alimentación. Se escogieron tasas constantes debido a que no se hicieron corroboraciones experimentales para definir la ingestión y la evacuación. De acuerdo con lo anterior, en el presente trabajo se utilizaron los modelos 1 (un período alimentario al día y tasa de ingestión constante), y 2 (dos períodos alimentarios al día y tasa de ingestión constante). A partir de los valores obtenidos de contenido estomacal a lo largo del día, se estimaron las tasas de ingestión y evacuación y el período de alimentación. Así mismo, se ajustó un algoritmo no lineal para modelar el contenido estomacal en el tiempo minimizando la suma de cuadrados residuales. Hay que tener en cuenta que la decisión de uno o dos periodos de alimentación al día se basa en el peso seco del contenido estomacal obtenido de todos los individuos capturados en cada una de las horas del mes correspondiente. El cálculo de estos parámetros se realiza de acuerdo con las ecuaciones que se explicarán a continuación:

La trayectoria del tiempo de una evacuación exponencial simple es la solución a la ecuación diferencial:

$$ds/dt = - E * S$$

Que es:

$$S = S_0 * \exp (-E * (t-t_0))$$

Donde:

t = Tiempo

S = Contenido estomacal al tiempo t

E = Tasa de evacuación instantánea en hora⁻¹

S₀ = Contenido estomacal al comienzo del período dado

t₀ = Tiempo al comienzo del período en cuestión

Como el contenido estomacal es continuamente evacuado, este proceso ha sido también tomado en consideración durante el periodo de alimentación. Por esta razón, a la cantidad del alimento ingerido se le ha restado la cantidad de alimento evacuado así:

$$ds/dt = J_1 - E * S$$

Cuya solución es:

$$S = (S_r * \exp (-E * (t-t_0))) + (J_1 / E * (1 - \exp (-E * (t-t_0))))$$

Donde:

J₁ = Tasa de ingestión en biomasa * hora⁻¹

S_r = Contenido estomacal al comienzo del período de alimentación

El primer sumando representa evacuación del contenido estomacal antes de un período de alimentación dado y el segundo agrega la ingestión y evacuación del nuevo alimento ingerido. Durante el período de alimentación, el contenido estomacal

se incrementa de S_r hacia la asíntota J_1/E . Finalmente la ración diaria es definida como la integral de la trayectoria en el tiempo del contenido estomacal sobre el período de alimentación.

Para estimar el consumo de alimento de la población (Q/B), se utilizó el software MAXIMS, el cual requiere una o varias estimaciones de la ración diaria para pesos específicos y los parámetros de crecimiento y mortalidad de la población (Jarre *et al.*, 1990). Los parámetros poblacionales se estimaron de acuerdo con la función de crecimiento de von Bertalanffy (VBGF), usando la aproximación de longitudes medias y de frecuencias de talla usando el programa FISAT (Gayanillo *et al.*, 1993), y se ajustaron de acuerdo con los parámetros obtenidos para esta especie en la CGSM por Gallo-Nieto (1995a).

Con el MAXIMS se realizó la estimación del consumo de alimento de la población ($Q/B = \text{consumo de alimento} / \text{biomasa de la población}$) así:

$$Q = \int_{tr}^{tmax} ((dw/dt) * N_t / K_{l(t)}) dt \quad (\text{ecuación 1})$$

Donde:

tr = Edad de entrada a la población en cuestión

$tmax$ = Edad de salida de esa población

N_t = Tamaño de la población en el tiempo t

$K_{l(t)}$ = Eficiencia bruta de conversión de alimento al tiempo t

Así mismo, la biomasa (B) de la población se obtuvo como la integral sobre el tiempo de las frecuencias de pesos determinados (Gayanillo *et al.*, 1993), así:

$$B = Q = \int_{tr}^{tmax} W_t * N_t dt \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde: W_t = Peso a la edad t

Entonces, el consumo de la población (Q/B) es:

$$Q/B = \text{Ecuación 1} / \text{ecuación 2}$$

La ración diaria (R_d) peso específica se calculó con base en valores promedios de peso para cada clase de talla, de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$R_d = 3 * (K/365) * W * ((W^\infty / W)^{1/b} - 1) / 1 - (W / W^\infty)^\beta$$

El coeficiente beta (β) se calculó directamente de pares de datos de peso promedio del pez y su R_d de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$dw/dt = 3 * (K/365) * W * ((W^\infty / W)^{1/b} - 1)$$

donde,

$$K_l = (dW/dt) / R_d$$

$$\beta = \log(1 - K_l) / \log(W / W^\infty)$$

Finalmente, con los datos de ración diaria de la población (R_{dp}) y los estimativos del tamaño de la población virtual por clase de tallas (estimado de las capturas por medio del análisis de poblaciones virtuales, basado en la estructura de las longitudes mediante FISAT), se calculó cuánto es el consumo diario total de la población en mg/día. Este valor se estandarizó a g/m²/año dividiendo por el área de la CGSM que es de 450 x 10⁶ m² según IGAC (1973) y multiplicando por 365 días. Finalmente este valor de consumo de la población en g/m²/año se transformó en g C/m²/año asumiendo que el carbono es el 35% del peso seco del zooplankton (Parsons *et al.*, 1984) que constituye el alimento principal de la especie en estudio (Duque, 1997).

RESULTADOS

En los nueve meses de muestreo fueron colectados y analizados un total de 4389 individuos de *A. clupeioides*, obteniéndose las mayores capturas en diciembre y mayo y la menor en octubre. La totalidad de los individuos se encontró entre 9.5 y 19.5 cm de longitud total con una mayor frecuencia (602 individuos) en los 17 cm (Figura 2). En cinco de los nueve meses de muestreo los individuos de *A. clupeioides* presentaron dos períodos de alimentación en el ciclo diario (Tabla 1), entre ellos abril (alta salinidad y temperatura), mes donde se registró la mayor ración diaria por individuo (Figura 3). Sin embargo, la mayor tasa de ingestión no se presentó en abril sino en mayo (Tabla 1). Cuando se presentó un solo período de alimentación al día (Figura 4), este ocurrió entre el atardecer y la media

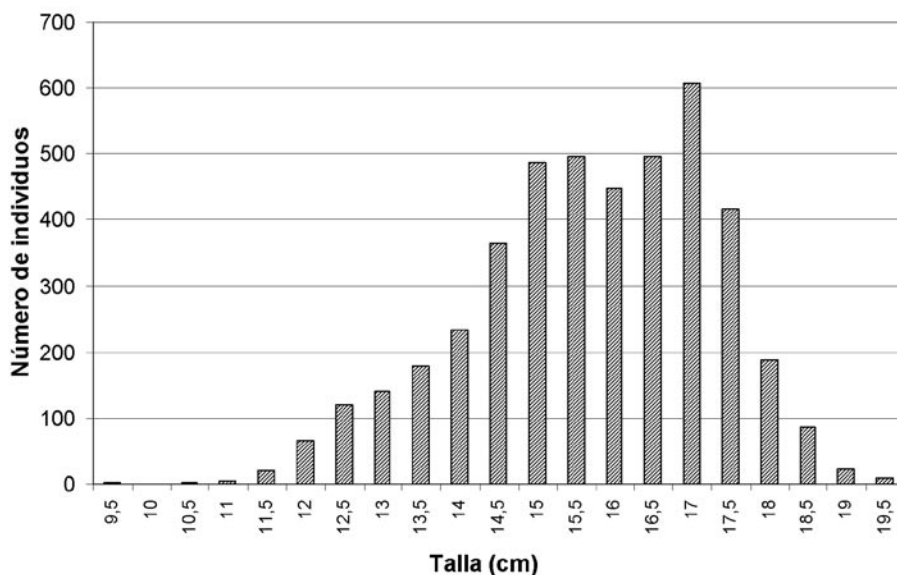


Figura 2. Frecuencia de individuos por clase de talla de *Anchovia clupeioides*.

Tabla 1. Dinámica de los contenidos estomacales de un individuo promedio de *A. clupeioides* (miligramos peso seco/día/individuo), en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Programa MAXIMS, modelo 1: Un período alimentario al día e ingestión constante; modelo 2: Dos períodos de alimentación al día de ingestión constante. SCR: Suma de cuadrados residuales (mejor ajuste encontrado).

Parámetros / Meses	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.
Modelo	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Ración diaria muestral (R_d) (mg día ⁻¹)	3.17	7.14	7.25	9.19	5.62	4.71	15.21	8.53	5.05
SCR	0.25	6.30	0.63	1.91	4.62	1.52	4.04	2.18	6.03
Tasa de ingestión (J_i) (mg h ⁻¹)	0.33	1.96	0.65	0.85	0.80	1.04	1.68	2.44	1.47
Tasa de evacuación (E) (h ⁻¹)	0.29	0.11	0.29	0.23	0.29	0.14	0.17	0.14	0.12
Inicio primera alimentación (h)	17:21	19:46	8:19	15:35	7:00	16:29	8:37	7:05	7:32
Final primera alimentación (h)	3:00	23:23	11:57	2:22	9:00	21:00	12:35	8:30	9:00
*Inicio segunda alimentación (h)			18:00		16:00		18:11	14:44	11:55
*Final segunda alimentación (h)			1:30		21:00		23:16	16:49	13:53

* Únicamente en los meses que *A. clupeioides* presentó dos períodos de alimentación en el ciclo diario.

noche o la madrugada. Cuando hubo dos períodos de alimentación al día (Figura 5), existió uno corto adicional en las horas de la mañana, a veces, extendido hasta el medio día. En general no se observó ningún patrón definido entre los periodos de alimentación al día (modelos 1 y 2.1) y las tasas de consumo con el plancton disponible en el área de pesca, ya que aunque en la mayoría de meses el plancton disponible presentó un pico en biomasa alrededor de las 6 de la tarde, en algunos meses ocurrió a diferente hora (Figura 6).

En la Tabla 2 se presentan los parámetros poblacionales calculados por medio del programa FISAT y el β que es un parámetro que se refiere a la asimilación del alimento por la población en estudio (calculado por MAXIMS), necesarios para la obtención de la ración diaria de cada intervalo de talla de la población (Jarre *et al.*, 1990; Pauly, 1986). Con estos parámetros por medio del MAXIMS se estimaron los valores del Q/B que indicaron que la población consumió 1.96 veces su propio peso por año y que diariamente consumió el 0.53% del peso de su cuerpo. El consumo de la población estimado a partir de la ración diaria (R_{dp}) multiplicado por el tamaño virtual de la población en g/m²/año y gC/m²/año se presenta en la Tabla 3. En general, a medida que *A. clupeioides* crece, la ración diaria de consumo de alimento aumenta. Sin embargo, el consumo de la población disminuye, ya que el tamaño de la población también disminuye a medida que crecen los individuos (Tabla 3). Aunque la CGSM presenta una alta producción primaria (990 gC/m²/año) el porcentaje que se transfiere a la población de *A. clupeioides* es relativamente bajo (0.055% = [0.55 g C m⁻² año⁻¹ / 990 g C m⁻² año⁻¹]*100%).

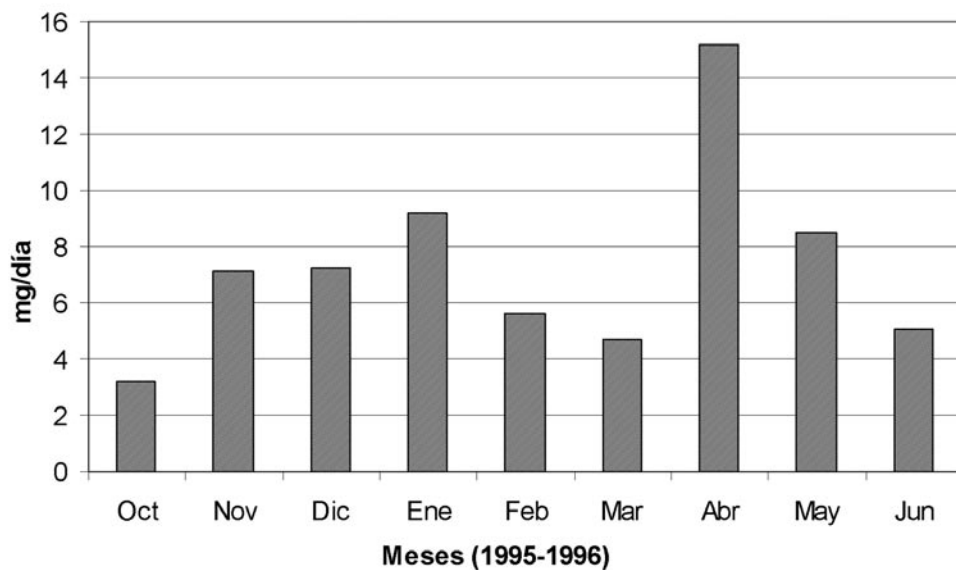


Figura 3. Estimación de la ración diaria por individuo de *Anchovia clupeiodes* en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

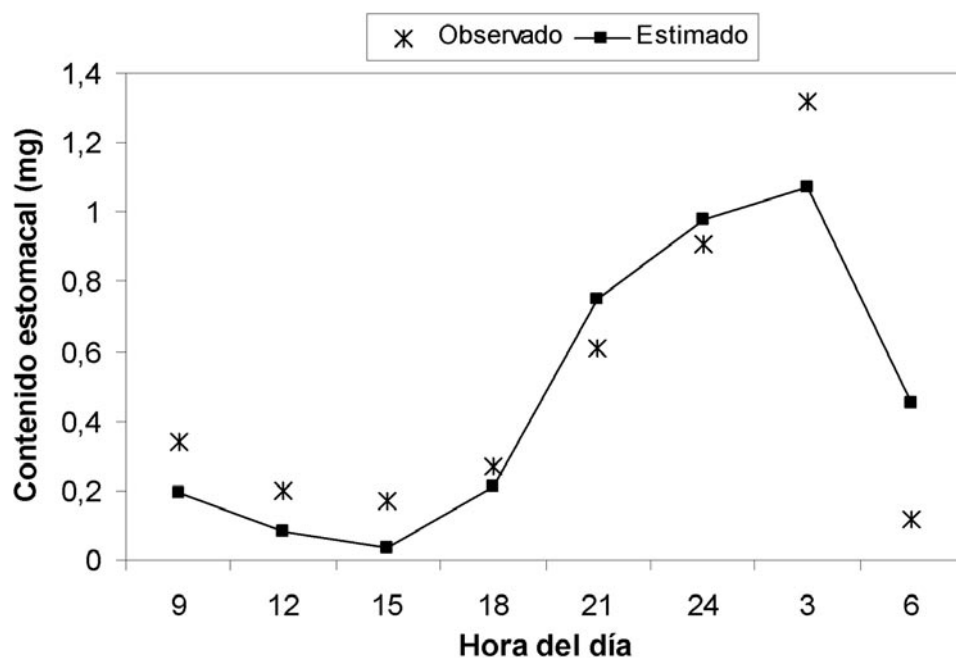


Figura 4. Contenido estomacal de *Anchovia clupeiodes* (peso seco en miligramos) en octubre, presentando un período de alimentación por día.

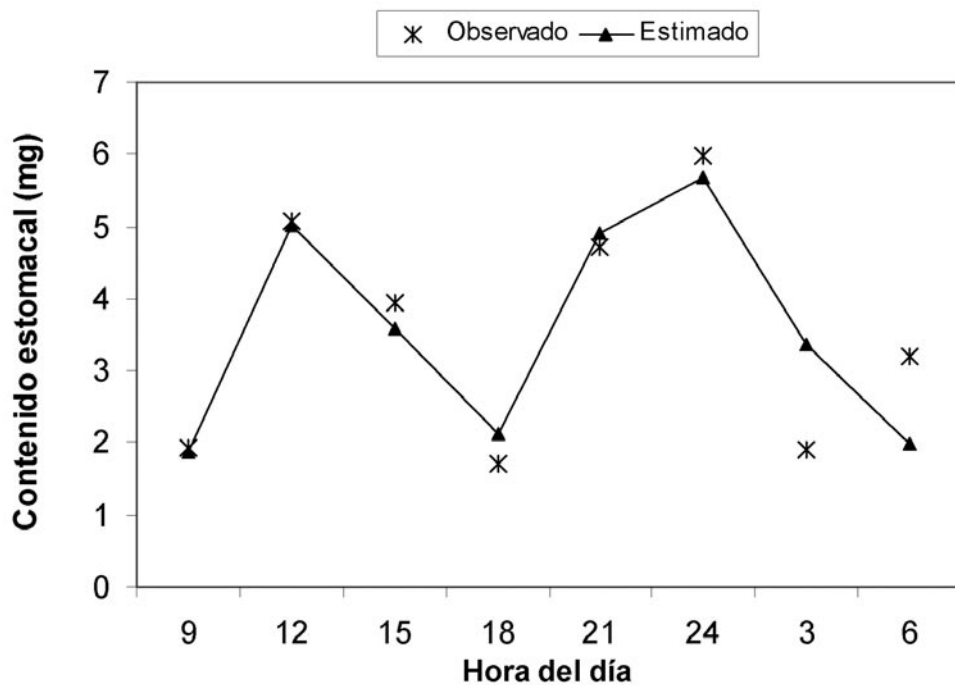


Figura 5. Contenido estomacal de *Anchovia clupeioides* (peso seco en miligramos) en abril, presentando dos períodos de alimentación por día.

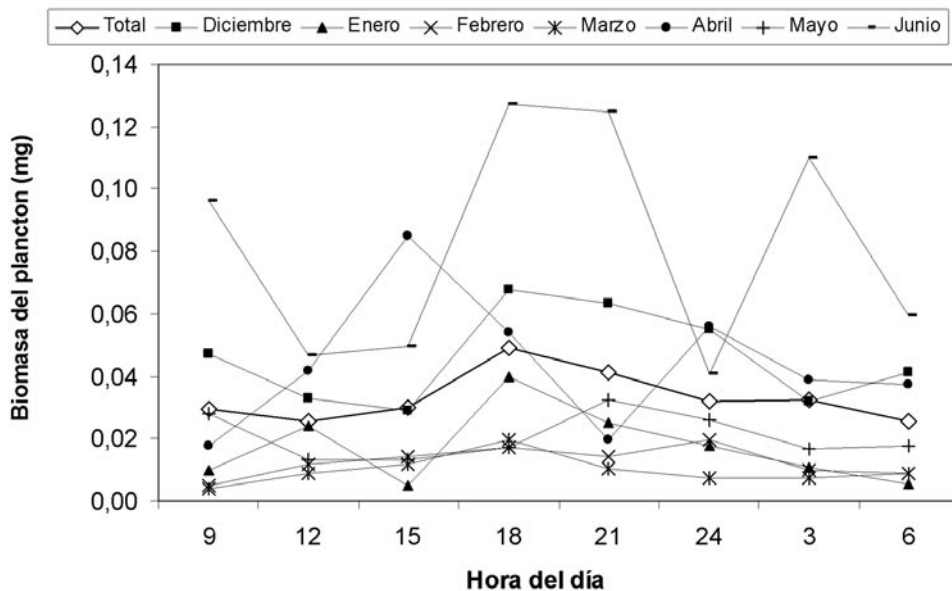


Figura 6. Variación en el ciclo diario de la biomasa del plancton (peso seco de fitoplancton y zooplancton combinado) en el área de pesca en cada uno de los meses de muestreo.

Tabla 2. Parámetros poblacionales de *Anchovia clupeiodes*.

Parámetros poblacionales	Presente estudio	Gallo (1995a)
Longitud asintótica L (cm)	20.5	22
Peso asintótico W (g)	51.2	72.1
Constante de crecimiento K	0.7 (base anual)	0.05 (base mensual)
*a	7.8×10^{-3}	2.72×10^{-3}
*b	2.91	3.29
Mortalidad total (Z) * año ⁻¹	3.18	
Mortalidad pesca (F) * año ⁻¹	1.58	
Mortalidad natural (M) * año ⁻¹	1.60	
Edad de talla cero (t ₀)		0.57
β**	1.0	

* Coeficientes de la relación potencial talla-peso ($w=aL^b$).

** Coeficiente de asimilación de la población estimado con MAXIMS.

Tabla 3. Estimación del consumo de la población con base en la ración diaria obtenida con MAXIMS y el tamaño de la población obtenida con el análisis de poblaciones virtuales, en relación con las clases de talla de *A. clupeiodes* en la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Clase de talla	Peso húmedo promedio del cuerpo (g)	Ración diaria (Rd) mg p. seco día ⁻¹	Tamaño de la población (x10 ⁶)	Consumo mg p. seco día ⁻¹ (x10 ⁶)
9.5	4.8	3.83	50.4	193.03
10	5.10	3.94	45.4	178.88
10.5	7.65	4.77	40.7	194.14
11	9.12	5.17	36.3	187.67
11.5	9.90	5.36	32.2	172.59
12	11.56	5.74	28.3	162.44
12.5	12.04	5.84	24.7	144.25
13	13.50	6.13	21.3	130.57
13.5	14.93	6.39	18.2	116.30
14	17.17	6.77	15.3	103.58
14.5	18.68	7.01	12.6	88.33
15	21.21	7.37	10.1	74.44
15.5	23.21	7.63	7.7	58.75
16	25.57	7.92	5.7	45.14
16.5	27.76	8.17	4.0	32.68
17	30.18	8.42	2.6	21.89
17.5	32.58	8.66	1.4	12.12
18	34.95	8.88	0.6	5.33
18.5	37.95	9.15	0.2	1.83
19	39.86	9.30	0.07	0.65
19.5	40.54	9.36	0.02	0.19
Ración diaria de la población (R _{dp})				1924.80
Consumo total anual				1.56 (g p. seco m ⁻² año ⁻¹) 0.55 (g C m ⁻² año ⁻¹)

DISCUSIÓN

Una de las principales características que presentan los peces es la de aumentar el consumo de alimento en la época previa a la maduración gonadal, con el objetivo de suplir esta necesidad energética, lo cual se denomina interacción alimentación-reproducción (Luquet y Watanabe, datos sin publicar). Según Caselles y Acero (1996) y Gallo-Nieto (1995b), aunque en la CGSM *A. clupeioides* desova prácticamente durante todo el año, presenta un pico principal en agosto-septiembre y justo 4-5 meses antes (abril) la maduración gonadal de esta especie es la más baja. De acuerdo con lo anterior, el inicio de la madurez gonadal concuerda con la época de mayor consumo de alimento encontrado en el presente trabajo (abril). Según Pakhomov y Tseytlin (1992), las raciones diarias de los peces planctófagos de la Antártida aumentan aproximadamente un 30% en la época reproductiva. Lo anterior concuerda con lo encontrado para *A. clupeioides*. Sin embargo, *A. clupeioides* posiblemente incrementa su gasto energético debido al aumento en el tiempo diario de alimentación.

Según Leong y O'Connell (1969), para desarrollar una hipótesis concerniente a la capacidad de los peces para obtener sus requerimientos nutricionales del plancton, es necesario el conocimiento de la tasa de ingestión que presentan. En el caso de *A. clupeioides* de la CGSM, los meses con mayor tasa de ingestión (noviembre y mayo) no fueron los meses con mayor ración diaria (enero y abril). Debido a lo anterior, es posible que no siempre un aumento en la tasa de ingestión refleje un aumento en la ración diaria, debido a que se debe tener en cuenta también la disponibilidad del alimento y el tiempo de alimentación (p.e. dos períodos de alimentación o uno de mayor duración). Así mismo, hay que considerar la calidad del alimento, ya que una amplia oferta alimenticia, que no proporcione los requerimientos nutricionales, no genera ni una alta ración diaria, ni una tasa de ingestión alta. Este fenómeno se encuentra demostrado a nivel de zooplancton (Greame *et al.*, 1998).

Al expresar en porcentaje la división del consumo anual de la población de *A. clupeioides* ($0.55 \text{ gC/m}^2/\text{año}$) por el valor de la producción primaria de la CGSM, calculada en $990 \text{ gC/m}^2/\text{año}$ según Hernández y Gocke (1989), se obtuvo que la eficiencia de transferencia de la producción primaria a la población de *A. clupeioides* fue de 0.055%, teniendo en cuenta que entre el fitoplancton y esta especie existen al menos dos niveles tróficos intermedios, como lo son el zooplancton herbívoro y el carnívoro. Esta baja eficiencia de transferencia estimada sugiere que posiblemente la relación entre estos dos niveles tróficos depende en gran parte de las relaciones tróficas entre el fitoplancton y el zooplancton y/o que el abundante fitoplancton no es eficientemente utilizado por los niveles tróficos superiores debido a su pequeño tamaño y a la gran proporción de cianófitas en algunas épocas, como lo registran Mancera y Vidal (1994). Esta información de baja energía de transferencia entre larváceos herbívoros, copépodos herbívoros y fitoplancton,

se encuentra documentada para aguas costeras del Caribe centro, lo cual corrobora lo encontrado en el presente estudio (Rodríguez *et al.*, 2005; Franco-Herrera, 2001). Bajo este contexto, es probable que a pesar de que la CGSM presenta alta productividad, poca de esta está siendo realmente transferida a niveles tróficos superiores, debido a la calidad del fitoplancton que radica principalmente en cianófitas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo institucional y económico de la Universidad Nacional de Colombia (UNC), el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR) y el Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología (COLCIENCIAS). Agradecimientos especiales a los profesores de la UNC, Sven Zea y Néstor Campos por su valiosa colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco, J., J.C. Narváez, M. Rueda, E. Vilorio, F. Newmark, M. Santos, J.A. Angulo y N. Madrid. 2005. Estado de los recursos sometidos a explotación en Colombia. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: año 2004. INVEMAR, Serie de publicaciones periódicas, 8: 189-213.
- Botero, L. 1988. Caracterización ecológica de la Ciénaga Grande de Santa Marta, una laguna costera tropical en la costa Caribe de Colombia: 1-47. En: L. Botero. (Ed). Estudio ecológico de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Proyec. COLCIENCIAS-INVEMAR. CO. 215-09-029-85. Instituto Investigaciones Marinas Punta de Betín, Santa Marta.
- Botero, L. y J.E. Mancera-Pineda. 1996. Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). Rev. Acad. Col. Cien., 20(78): 465-474.
- Caddy J.E. y G.D. Sharp. 1988. Un marco ecológico para la investigación pesquera. FAO Documento Técnico Pesca 283., 155 p.
- Caselles, A. y A. Acero P. 1996. Reproducción de *Anchovia clupeioides* y *Anchovia parva* (Pisces: Engraulidae) en dos ciénagas del Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop., 44(2): 781-793.
- Castañó, T.L. 1989. Hábitos alimentarios de peces de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis profesional, Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 81 p.
- Cosel, R.v. 1986. Moluscos de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 15-16: 79-370.
- Duque, G. 1997. Hábitos alimentarios y relaciones tróficas de *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M. Sc. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 89 p.
- Duque, G., A. Acero P., A. Santos-Martínez y E. Rubio. 1996. Food habits of *Oligoplites* species in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. Cybium, 20(3): 251-260.
- Duque, G., y A. Acero P. 2003a. Food habits of *Anchovia clupeioides* in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. Gulf of Mexico. Science, 21: 1-9.
- Duque, G., y A. Acero P. 2003b. Selectivity of *Anchovia clupeioides* in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. Gulf and Caribbean Research, 15: 21:26.

- Franco-Herrera, A. 2001. Estrategias de ingestión y flujo de carbono entre fitoplancton, seston total y *Eucalanus* spp (Copepoda: Calanoidea) en dos ambientes oceanográficos del Caribe central Colombiano. Informe final. Dirección de Investigaciones, Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 67 pp.
- Gallo-Nieto, J. 1995a. Edad y crecimiento de la anchoveta *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). Boletín Científico INPA, 3: 135-144.
- Gallo-Nieto, J. 1995b. Aspectos reproductivos y factor de condición de la anchoveta *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). Boletín Científico INPA 3: 145-154.
- Gayanillo, F.C., P. Sparre y D. Pauly. 1993. The FISAT user's guide. FAO-ICLARM Stock assessment tools. FAO Comput. Inf. Ser. Fish., 99, Roma.
- Godin, J.G.J. 1981. Daily patterns of feeding behavior, daily rations, and diets of juvenile pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) in two marine bays of British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38: 10-15.
- Graeme, C.H., P.I. Webb y S.L. Frears. 1998. Diet changes in the carbon and nitrogen content of the copepod *Metridia lucens*. J. Plankton Res., 20: 727-737.
- Hernández, C.A. y K. Gocke. 1989. Productividad primaria en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 19-20: 101-119.
- IGAC. 1973. Monografía del departamento del Magdalena. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá, 163 p.
- Jarre, A. 1990. Estimating the food consumption of fishes: One step in linking a species with its ecosystem. Naga, 13(2): 3-4.
- Jarre, A., M.L. Palomares, M.L. Soriano, V.C. Sambilay, Jr. y D. Pauly. 1990. A user manual for Maxims. A computer program for estimating the food consumption of fishes from diel stomach contents data and population parameters. Software 4 ICLARM, Manila, 27 p.
- Leong, R.J.H. y C.P. O'Connell. 1969. A laboratory study of particulate and filter feeding of the northern anchovy (*Engraulis mordax*). Journal Fisheries Research Board Canada, 26: 557-582.
- Luquet, P. y T. Watanabe. Datos sin publicar. Interaction "Nutrition-Reproduction" in fish. Station d'Hydrobiol., INRA, Ascain, Francia: 22 p.
- Mancera, J.E. y L.A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín, 23: 103-117.
- Nixon, S.W. 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. Acta Oceanologica Número Especial: 357-371.
- Pakhomov, Y.A. y V.B. Tseytlin. 1992. Diet of seven species of Antarctic fishes and estimation of their daily rations. Vosprosy Ikhtiologii, 32(1): 138-146.
- Palomares, M. L. y D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. Aust. J. Mar. Freshw. Res., 40: 259-273.
- Parsons, T. R., M. Takahashi y B. Hargrave. 1984. Biological oceanographic processes. Tercera edición. Pergamon Press, Oxford. 330 p.
- Pauly, D. 1986. A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data and food conversion experiments. Fishery Bulletin, 84(4): 827-840.
- Restrepo, J., R. Espinoza, M. Copete, T.R. Ruiz, M. Arroyo, G. Calderón, G. Duque. 2005. Estado de los estuarios y manglares en Colombia: año 2004. INVEMAR, Serie de publicaciones periódicas, 8: 129-150.
- Rodríguez, D., López, C. y A. Franco-Herrera. 2005. Impacto de pastoreo por los géneros *Oikopleura* spp y *Eucalanus* spp, en la Ensenada de Gaira, Caribe colombiano. Actualidad y Divulgación Científica, 8 (1): 57-68.

- Rueda, M. y J.E. Mancera-Pineda. 1995. Alteraciones físico-químicas de la columna de agua, generadas por el uso del boliche (método de pesca artesanal) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 24: 23-27.
- Sainsbury, K. 1986. Estimation of food consumption from field observations of fish feeding cycles. *J. Fish. Biol.*, 29: 23-36.
- Santos-Martínez, A. 1989. Estudio biológico y ecológico de la ictiofauna de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis M. Sc. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 178 p.
- Santos-Martínez, A. y A. Acero P. 1991. Fish community of the Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): Composition and zoogeography. *Ichthyological Exploration Freshwaters*, 2(3): 247-263.

FECHA DE RECEPCIÓN: 31/08/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 25/10/06



SIZE AT SEXUAL MATURITY IN THE QUEEN CONCH *STROMBUS GIGAS* FROM COLOMBIA

Omar Hernando Avila-Poveda¹ and Erick Raúl Baqueiro-Cárdenas²

- 1 Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN, Mérida, Yucatán, México. Present address: Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias UNAM, Puerto de abrigo S/N. Sisal, Yucatán, México. Teléfonos: +52-988-9120147/49 Fax: (988) 9120020. E-mail: omarhap@yahoo.com
- 2 Recursos Naturales Costeros, CICATA-IPN, Unidad Altamira, km 14.5 carretera Tampico-Puerto Industrial Altamira. C.P. 89600. Altamira-Tampico, Tamaulipas, México

ABSTRACT

Size at sexual maturity was investigated in 346 queen conch, *Strombus gigas*, collected from the Archipelago of San Andres, Providencia and Santa Catalina (SAI), Colombia. Size at sexual maturity is defined as the size (based on total shell length and lip thickness) at which 50 % of the population of queen conch sampled had mature and emission gonad developmental stages, based on microscopic examination (samples of gonads were processed by standardized histological methods). Only 12.14% of whole samples had mature and emission gonad developmental stages. The size at sexual maturity based on total shell length (ST_{mat}) was estimated to be $ST_{mat}=249$ mm for females (n=14), $ST_{mat}=234$ mm for males (n=28) and $ST_{mat}=241$ mm for both sexes (n=42). Lip thickness (LT_{mat}) at sexual maturity was estimated to be $LT_{mat}=17.5$ mm for females, $LT_{mat}=13$ mm for males and $LT_{mat}=13.5$ mm for both sexes. ST_{mat} and LT_{mat} for females were greater than those estimated for males, according to plot of the cumulative size frequencies. The maximum sizes that had mature gonad stage were 285 mm ST and 24 mm LT for males (n=2) and 280 mm ST and 30 mm LT for females (n=2). The present size restrictions adopted by some countries with queen conch fisheries is 5 mm LT and/or 180-250 mm ST, which is not adequate to protect conch stocks. A lip thickness of 13.5 mm or greater appears from this study as to be a better maturity criterion. Therefore, this criterion should be adopted by Caribbean countries as a fisheries management tool in order to protect the queen conch fishery and ensure sustainability of the fishery.

KEY WORDS: Fishery management, Lip thickness, Shell length, Sexual maturity, *Strombus gigas*.

RESUMEN

Talla en madurez sexual del caracol pala *Strombus gigas* de Colombia. La talla en madurez sexual fue investigada en 346 caracoles pala *Strombus gigas*, colectados del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (SAI), Colombia. La talla en madurez sexual es definida como la talla (basada en longitud total de la concha y grosor del labio) en la cual el 50 por ciento de la población de *Strombus gigas* muestreada tenía estados de desarrollo gonádico de madurez y emisión, basado en examen microscópico (Las muestras de gónadas fueron procesadas por métodos histológicos estándares). Sólo 12.14% de todas las muestras presentó

estado de desarrollo gonádico en madurez y emisión. La talla en madurez sexual basada en longitud total de la concha (ST_{mat}) fue estimada en $ST_{mat}=249$ mm para hembras ($n=14$), $ST_{mat}=234$ mm para machos ($n=28$) y $ST_{mat}=241$ mm para ambos sexos ($n=42$). El grosor del labio (LT_{mat}) en madurez sexual fue estimada en $LT_{mat}=17.5$ mm para hembras, $LT_{mat}=13$ mm para machos y $LT_{mat}=13.5$ mm para ambos sexos. ST_{mat} y LT_{mat} para las hembras fue mayor que el estimado para machos, según el gráfico de las frecuencias acumuladas. Las tallas máximas que presentaron estado gonádico de madurez fueron de 285 mm en ST y 24 mm en LT para machos ($n=2$) y de 280 mm en ST y 30 mm en LT para hembras ($n=2$). La actual restricción de talla adoptada por algunos países con pesquerías de caracol pala es de 5 mm de LT y/o 180-250 mm de ST; la cual no es adecuada para proteger el stock. Un grosor del labio de 13.5 mm o mayor surge de éste estudio como un mejor criterio de madurez. Por lo tanto, este criterio debería ser adoptado por los países del Caribe como una herramienta de manejo pesquero para proteger el Caracol Pala y garantizar la sustentabilidad de la pesquería.

PALABRAS CLAVE: Manejo pesquero, Grosor del labio, Longitud de la concha, Madurez sexual, *Strombus gigas*.

INTRODUCTION

The queen conch fishery has a long tradition in the Caribbean region; however the commercial fishery has only been expanding since the mid to late seventies, due to the relatively recent increase in demand for *Strombus* meat, both within the Caribbean and in foreign markets, and also by the growing tourism industry that increased the demand for shells and jewelry. Most stocks are heavily exploited (Catarci, 2004). The ultimate aim is to establish a regional conservation and management strategy (CITES, 2002).

CITES (2003) indicated that, since the 1980's, several countries started to impose species-specific regulations and management measures for their conch fisheries and most have now implemented some form of fisheries management. The most common management tools include minimum size restrictions (shell length or meat weight). However, the effectiveness of these measures is largely dependent on adequate knowledge of the stock status, other biological and morphometric criteria (shell growth and size at maturity) and country-specific characteristics of the fishery. For example, the imposition of a minimum shell length restriction for *Strombus gigas* does not prevent the harvest of immature individuals, unless it is implemented in combination with a lip thickness requirement.

According to Medley (2005), the minimum size for queen conch should be related to size at sexual maturity. In general, unless the shell is landed, minimum size is difficult to apply. The meat size composition may indicate violations of a flared lip rule (only mature conch allowed), but only gross violations may be detectable. Hence, minimum size may prove less useful for direct enforcement, but remains a useful indicator of the performance of other controls. A restriction requiring fishers to take only those conchs with a flared lip would require cooperation from the fishers by preventing immature conch from being landed.

The size at sexual maturity is an important biological characteristic for fisheries management (Wenner *et al.*, 1974; Annala *et al.*, 1980; Conand, 1981; 1990; Appeldoorn, 1988). Several studies have included observations on the size at the onset of maturity in queen conch (Randall, 1964; Alcolado, 1976; Weil and Laughlin, 1984; Wilkins *et al.*, 1987; Wicklund *et al.*, 1991; Berg *et al.*, 1992; Stoner *et al.*, 1992; Appeldoorn, 1994). However, those studies commonly used only external macroscopic characteristics of the gonad, reproductive behavior, or growth models as criteria for assessing maturity. Consequently, sexual maturity in queen conch is considered to occur after the shell lip has started to flare and has reached a thickness of approximately 5 mm.

More precision is needed in determining sexual maturity. Knowledge of which animals are capable of reproduction is required. Quantitative numbers, such as the size at which 50% of the population is sexually mature, are desirable. The purpose of this study was to assess the size (based on total shell length and lip thickness) at sexual maturity for both sexes of *Strombus gigas* in Colombian waters using microscopic gonadal characteristics.

MATERIAL AND METHODS

Strombus gigas, equal to or greater than 20 cm of total shell length, with and without a flared lip were collected from the artisanal fishing site in the south cays of the Archipelago of San Andres, Providencia and Santa Catalina (SAI), Colombia: San Andres island (12°32'N, 81°42'W), Bolivar "Courtown" cays (12°24'N, 81°28'W) and Albuquerque cays (12°10'N, 81°51'W). Sampling was conducted monthly using local fishermen between February 2003 and January 2004. Total shell length (ST, measured as the length from the tip of the siphonal canal to the apex of the spire) and lip thickness (LT, measured in the mid-lateral region in a spot unaffected by plaits, and at a distance of 35-45 mm from the edge of the lip) of whole conch were recorded, as well as the sex, according to the methodology of Appeldoorn (1988).

Samples of the visceral mass (a 1 cm³ cross-section taken along the mid-length of the gonad and digestive glands) were dissected out and pre-fixed for 12 to 15 days in 10% buffer formalin prepared in seawater with sodium borate. Because the samples would not be processed immediately, they were preserved in 70% commercial alcohol with 0.1% glycerine for air transport purposes. Histological processing was done according to the dehydration, clearing, and embedding technique used by Avila-Poveda *et al.* (2005, 2006).

The maturity stage, as well as verification of sex, was assigned based on microscopic examination of the histological sections made from the gonads using the criteria in Table 1. Size at 50 % sexual maturity (ST_{mat} and LT_{mat}) was determined by plotting the cumulative size frequencies of individuals with mature and emission gonad

Table 1. *Strombus gigas*. Histological criteria used in classifying gonads into sex and maturity stages (Avila-Poveda, 2004)

Gonad developmental stage	Histological description
Rest "undifferentiated"	In cross section, the gonad display less 10% with respect to the area of the digestive gland. Gonad composed in 90% up to 100% of connective tissue and not more than 10% to follicular tissue. Few empty follicles can be detected. There are no gametes. It is not possible to determine sex histologically. Some phagocytes and amoebocytes can be detected.
Gametogenesis	Follicular tissue can occupy from 10% up to 80% of the gonad area. Follicles expanded with circular form. Follicular lumen remains empty (female) or with some atypical spermatozoa (male). There are oogonias grouped in four to five cells and oocytes with and without vitelline (female) or spermatogonias, spermatocytes, and isolated groups of spermatozoa (male) towards the follicular wall. Only in male, there is vas deferens empty with a columnar epithelium wall.
Mature	Follicular tissue occupy until 90% of the gonad area. Follicles are anastomosed with enlarged form. There is dominion of mature gametes. There are eggs with abundant vitelline grains filling the follicles and some oogonias and oocytes towards the follicular wall (female) or follicular lumen partial or totally full of typical and atypical spermatozoa with spermatogonias and spermatocytes toward the follicular wall (male). Only to male, it is observed around the gland digestive several groups of vas deferens swollen fully filled with atypical and typical spermatozoa.
Emission	Follicular tissue occupy from 90% up to 40% of the gonad area. Connective tissue begins to be reticular. Follicles are dispersed and separate, and its wall begins to collapse. Follicle lumen can be empty or with some vitelline grains (female) or with some atypical spermatozoa (male). Follicles empty or with some oogonias and oocytes (female) or with some spermatogonias and spermatocytes (male) towards its wall. Only in male, vas deferens with size reduced and empty or with some atypical spermatozoa in its lumen.
Post-emission	Follicular tissue occupy until 10% of the gonad area. There is reticular tissue. There are some few follicles empty, break, and/or atresic. There are some follicles with few cells in different stages of developmental towards follicular wall. Nonvitellogenesis in female. There is not vas deferens in male. There is great amount of phagocytes.

developmental stages (n=42) for both of total shell length (ST) and lip thickness (LT). Conch with sexual aberrations (n=3, androgynous male) were excluded from this analyses (Table 2). In addition, the development of the secondary sexual characters (verge in male, egg groove in female) of these conch with mature and emission gonad developmental stages (n=42) was correlated with lip thickness and total shell length.

RESULTS

Of 346 *Strombus gigas* collected, only 12.14% had mature and emission gonad developmental stages. The secondary sexual characters of these conch in mature and

Table 2. Summary of the sexual polymorphism in genus *Strombus*. Lip-thickness (LT), shell total length (ST).

Size (mm)		Sex		Gonad Developmental stage	Sexual polymorphism	Source
Lt	St	Macroscopic	Microscopic			
--	---	male with developed verge	female	-----	feminized male	Reed, 1992, 1993
--	---	female posses both an egg groove and small deformed verge	female	-----	masculinized female	Reed, 1994, 1995
7	238	male with typical fully developed verge	female	gametogenesis	androgynous male	Avila-Poveda, 2004*
23	228	normal female with typical completely-developed egg groove	male	gametogenesis	masculinized female	Avila-Poveda, 2004*
23	232	male with typical fully developed verge	female	mature	androgynous male	This study
20	224	male with typical fully developed verge	female	mature	androgynous male	This study
20	272	male with typical fully developed verge	female	mature	androgynous male	This study

* Data observed during this study, but not reported.

emission stages were clearly developing, i.e. males exhibited a genital groove up to the point at which the verge emerge and showing a small to large protuberance where the verge was forming; females exhibited an extended egg groove running down the side of the body to the foot. These observations allowed the size at which *Strombus gigas* initiates the sexual dimorphism to be assessed. At the macroscopic level, sexual polymorphism was not observed. However, upon microscopic examination of the gonads, three conch (lip thickness of 20-23 mm) were found to be feminized; they had a typical fully developed verge without an egg groove, but with gonads at mature stage completely female under microscopic examination (Table 2). Other studies (Reed, 1992; 1993; 1994; 1995) have found similar aberrations.

Figure 1 shows that no queen conch were mature until the lip thickness reached a minimum of 2 mm in female, 5 mm in male, and 2 mm for both sexes and that 50% of the sample population reached sexual maturity at a lip thickness (LT_{mat}) of 17.5 mm for females, 13 mm for males, and 13.5 mm for both sexes. In total shell length (ST_{mat}), 50% at sexual maturity was reached at 249 mm for females, 234 mm for males, and 241 mm for both sexes. ST_{mat} and LT_{mat} is larger for females than those estimated for male. The 100% at sexual maturity recorded here were 24 mm LT and 285 mm ST for males (n=2) and 30 mm LT and 280 mm ST for females (n=2).

DISCUSSION

Size at sexual dimorphism

The development of the male secondary sexual characters, particularly with respect to the development of the verge, was found to occur at 214 mm ST with 8 mm LT on the smallest animal that had mature stage, when the conch exhibited a protuberance at the point of verge development. Appeldoorn (1988) observed this same characteristic around 222 mm ST and also indicated that verge development starts at 177 mm ST when a small protuberance is first visible. The development of secondary sexual characters (initiation of visible sexual dimorphism) in queen conch begins early in the juvenile stage, but the individual would not reach gonadal maturity until the lip thickness had reached at least 2 mm or when it had reached 205 mm in ST as found in the present study. The findings of this study agree with others that define the onset of maturation as when growth in length ceases and flared-lip formation begins (Randall, 1964; Alcolado, 1976; Wilkins *et al.*, 1987; Appeldoorn, 1988; Wicklund *et al.*, 1991; Berg *et al.*, 1992; Stoner *et al.*, 1992). Appeldoorn (1988) also indicated that the reproductive structures (verge in male, egg groove in female) are only fully developed in mature individuals, opposite to that observed by Avila-Poveda (2004), who observed queen conch of both sexes with completely formed secondary sexual characters but with gonads at undifferentiated or in gametogenesis stages.

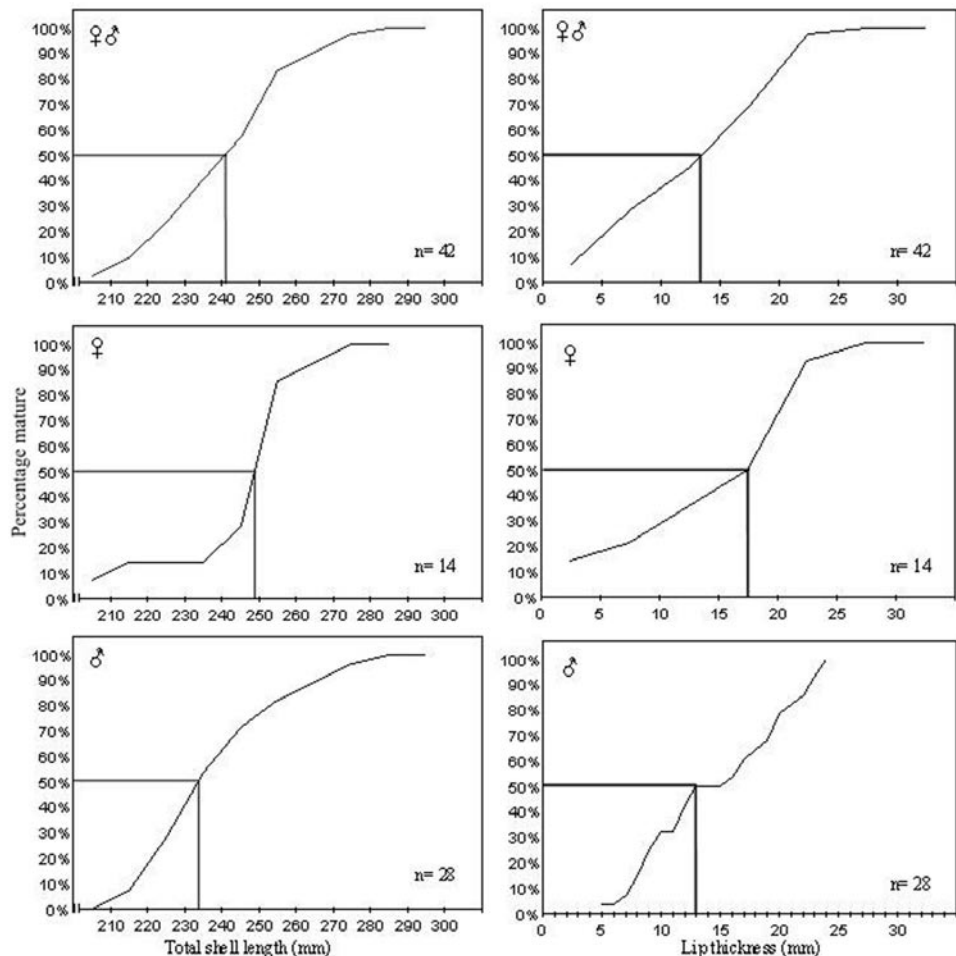


Figure 1. *Strombus gigas*. Cumulative size frequencies of individuals with mature and emission gonad developmental stages and size at sexual maturity for both total shell length (ST) and lip thickness (LT) in SAI, Colombia.

Size at sexual maturity

The size at sexual maturity (LT_{mat} and ST_{mat}) for *Strombus gigas* should be considered in the management of the fishery. A minimum legal size limit for this species in Colombian waters does not exist. Colombia has established fishery management measures for the queen conch (Resolution No. 000179 of 05 May, 1995), which is based on general knowledge of the species, a closed season, gear restrictions, closed areas, harvest quotas, and meat weight restriction that prohibits the capture of queen conch of less than 225 g without cleaning and 100 g clean by organism. Chiquillo-Espitia *et al.* (1997) recommended the implementation of other more effective morphometric measures, such as a minimum lip thickness, because there is no uniformity in the extraction and

cleaning processes. Appeldoorn (1994) and Medley (2005) indicated that an alternative management strategy is to limit harvest to sexually mature conch.

In the literature, sexual maturity in queen conch only occurs when the shell lip has started to flare and has reached a thickness of approximately 5 mm, based on assessment of external macroscopic characteristics as criteria for maturity (Duque-Goodman, 1974; Brownell, 1977; Arango-López and Márquez-Pretel, 1993; Lagos-Bayona *et al.*, 1996; Chiquillo-Espitia *et al.*, 1997), reproductive behavior (Stoner *et al.*, 1992), or growth models (Alcolado, 1976; CFMC and CFRAMP, 1999). Size at sexual maturity of *Strombus gigas* was examined with histological methods in only one study (Egan, 1985).

The ST_{mat} and LT_{mat} found in this study are greater in females than in males. Arango-López and Márquez-Pretel (1993), and Chiquillo-Espitia *et al.* (1997) also reported that females were larger than males at ST_{50} and LT_{50} for the Colombian Caribbean; whereas, ST_{mat} and LT_{mat} are similar to ST_{50} and LT_{50} reported by other authors (Table 3). Egan (1985) reported size frequency histograms for mature stages, but without details on ST_{mat} or LT_{mat} ; and only reported minimum and maximum lip thickness at which mature gonad tissue was present (minimum of 6 mm for females and 4 mm for males and a maximum of 29 mm for each sex). Similar values were observed in this study (Figure 1).

The present size restrictions or limits adopted by other Caribbean nations of 5 mm minimum LT and 180-250 mm in total shell length are not adequate to protect stocks should they be subject to heavy fishing pressure. The existence of a thin shell lip is not an efficient criterion of sexual maturity. A lip-thickness of 13.5 mm or greater appears

Table 3. *Strombus gigas*. Total shell length at sexual maturity (ST_{mat}), and lip-thickness at sexual maturity (LT_{mat}) for female, male and both sexes obtained by different methods.

Site	ST_{mat} (mm)			LT_{mat} (mm)			Source
	female	male	both sexes	female	male	both sexes	
Providencia and Santa Catalina, Colombia	240	220	---	--	--	--	Arango-López and Márquez-Pretel, 1993 *
San Bernardo Archipelago, Colombia	---	---	220	--	--	--	Lagos-Bayona <i>et al.</i> , 1996 *
SAI, Colombia	239	233	---	18.5	13	--	Chiquillo-Espitia <i>et al.</i> , 1997 *
SAI north cays, Colombia	238	233	---	18.5	12	--	Chiquillo-Espitia <i>et al.</i> , 1997 *
SAI south cays, Colombia	240	233	---	18	16	--	Chiquillo-Espitia <i>et al.</i> , 1997 *
Puerto Rico	---	---	---	--	--	7	CFMC and CFRAMP, 1999 **
SAI south cays, Colombia	249	234	241	17.5	13	13.5	This study ***

* ST_{50} and LT_{50} get based on external macroscopic characteristics of gonad.

** ST_{50} get based on growth model.

*** ST_{mat} and LT_{mat} get based on microscopic characteristics of gonad.

as to be a better maturity criterion. The LT_{mat} and ST_{mat} obtained in this study are robust and allow implementation of a minimum size of capture for fisheries management in the Caribbean as recommend by CITES (2002) and Medley (2005).

ACKNOWLEDGMENTS

This paper is part of M.Sc. thesis of O.H. Avila-Poveda at CINVESTAV-IPN, Mérida, Mexico. Financial support from the CYTED II-7 and the Molluscan and Ichthyology Laboratories of CINVESTAV-IPN are acknowledged. The Environmental Ministry, "DAMA", Bogotá, Colombia, provided the certificate of exportation No. 15683 (25 August 2003) and No. CO/A/ 16470 (27 February 2004). We thank E.R. Castro-González, Clinton Pomare James, Katia Bent Escalona, Oscar Giovanni Romero and Elaisha Howard for logistics assistance at San Andres Islands. Estelman Puello Rambay made dedicated and active dissection, fixation and conservation of the samples. Our thanks also go to all the fishermen staff of cooperative "Fishingman Place Cove Sea Side": Granvill Nelson Henry, Virgilio Taylor Bowie, Alfonso Nelson Henry, Henry Mc'Nish Brackman, Kissinger Dawkins, Danny Downs, Ruben Hugdson and Camilo Hugdson who made their facilities and catches available. Liliane Frenkiel recommended tips to the histological process. Technical support in the laboratory from Teresa Cólás Marrufo and Victoria Patiño Suarez are recognized. Shawna E. Reed, Mario Rueda, and one anonymous review provided very useful comments and edited the English on the manuscript.

REFERENCES

- Alcolado, P.M. 1976. Crecimiento, variaciones morfológicas de la concha y algunos datos biológicos del cobo *Strombus gigas* L. (Mollusca, Mesogastrópoda). Academia de Ciencias de Cuba, Serie Oceanología., 34. 36 p.
- Annala, J.H., J. Mckoy, J.D. Booth and R.B. Pike. 1980. Size at the onset of sexual maturity in female *Jasus edwardsii* (Decapoda: Palinuridae) in New Zealand. N. Z. J. Mar. Freshw. Res., 14: 217-227.
- Appeldoorn R.A., 1994. Queen conch management and research: status, needs and priorities. In: Appeldoorn R.A. and B. Rodríguez (Eds) Queen conch biology, fisheries and mariculture. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Ven. p. 301-319.
- Appeldoorn, R.S. 1988. Age determination, growth, mortality and age of first reproduction in adult queen conch, *Strombus gigas* L., off Puerto Rico. Fish. Res., 6: 363-378.
- Arango-López, L. and E. Márquez-Pretel. 1993. Evaluación de la población del Caracol pala *Strombus gigas* y la langosta espinosa *Panulirus argus* en las Islas de Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Fundación New-Reef/INPA, Informe Técnico. Santafé de Bogotá, Colombia. 92 p.
- Avila-Poveda, O. H. 2004. Ciclo reproductivo del Caracol Pala *Strombus gigas* Linnaeus 1758 (Gastropoda: Caenogastropoda: Strombidae) del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe insular colombiano. M.Sc. Thesis, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. Yucatán, México. 81 p.



- Avila-Poveda, O.H., D. Aldana-Aranda, E.R. Baqueiro-Cárdenas and E.R. Castro-González. 2005. Preliminary data of the gametogenic cycle of *Strombus gigas* from Archipelago of San Andres, Providencia and Santa Catalina, Colombia (Seaflower Biosphere Reserve). Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 56: 753-768.
- Avila-Poveda, O.H., D. Aldana-Aranda and E.R. Baqueiro-Cárdenas. 2006. Histology of selected regions of the alimentary system of *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 (Caenogastropoda: Strombidae). Am. Malacol. Bull., 21: 93-98.
- Berg, C. J., Jr., F. Couper, K Nisbet and J. Ward. 1992. Stock assessment of queen conch, *Strombus gigas*, and harbor conch, *S. costatus*, in Bermuda. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 41: 433-438.
- Brownell, W. N. 1977. Reproduction, laboratory culture, and growth of *Strombus gigas*, *S. costatus* and *S. pugilis* in Los Roques, Venezuela. Bull. Mar. Sci., 27: 668-680.
- Catarci, C. 2004. World markets and industry of selected commercially-exploited aquatic species with an international conservation profile. *FAO Fisheries Circular*. No. 990. Rome, FAO. 186p.
- CFMC and CFRAMP. 1999. Report on the Queen conch stock assessment and management workshop. 15-22 de marzo, 1999. Belice, Ciudad de Belice. 105 p.
- Chiquillo-Espítia, E., J. Gallo-Nieto and J. F. Ospina-Arango. 1997. Aspectos biológicos del caracol pala, *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 (Mollusca: Gastropoda: Strombidae), en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe colombiano). Boletín Científico INPA, 5: 159-179.
- CITES. 2002. Interpretation and implementation of the Convention - Significant trade in specimens of Appendix II species - *Strombus gigas*, SC46 Doc.16.2. 2 pp. *Forty-sixth meeting of the CITES Standing Committee, Geneva, Switzerland, 12-15 March 2002*.
- CITES. 2003. Review of Significant trade in *Strombus gigas*, AC19 Doc. 8. 71 pp. En: *Review of Significant Trade in specimens of Appendix-II specie (Resolution Conf. 12.8 and Decision 12.75), Progress on the implementation of the Review of Significant Trade (Phases IV and V). Nineteenth meeting of the Animals Committee, Geneva, Switzerland, 18 -21 August 2003*.
- Conand C. 1981. Sexual cycle of three commercially important holothurian species (Echinodermata) from the lagoon of New Caledonia. Bull. Mar. Sci., 31: 523-544.
- Conand C. 1990. The fishery resources of Pacific island countries. Part 2: Holothurians. F.A.O. Fisheries Technical Paper, Rome, No. 272 (2): 143 pp.
- Duque-Goodman, F. 1974. Estudio biológico pesquero de *Strombus (Tricornis) gigas* L. mollusca, gastropoda en al Archipelago de San Bernardo (Bolivar). B.Sc. Thesis. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología marina. 75 p.
- Egan, B.D. 1985. Aspect of the reproductive biology of *Strombus gigas*. M.Sc. Thesis. Department of Zoology, University of British Columbia. Vancouver, Canadá. 147 p.
- Lagos-Bayona, A. L., S. Hernández-Barrero, H. Rodríguez-Gómez and P. Victoria-Daza. 1996. Algunos aspectos bioecológicos y reproductivos del caracol pala *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 en el Archipiélago de San Bernardo, Caribe colombiano. Boletín Científico INPA, 4: 141-160.
- Medley, P. 2005. Manual for the monitoring and management of queen conch. *FAO Fisheries Circular*. No. 1012. Rome, FAO. 58 p.
- Randall, J.E. 1964. Contributions to the biology of the queen conch, *Strombus gigas*. Bul. Mar. Sci. of the Gulf and Caribbean 14: 246-295.
- Reed, S.E. 1992. Histological comparison of masculinized females and androgynous males in the West Indian fighting conch, *Strombus gigas*. [Abstract]. J. Shellfish Res., 11: 205.
- Reed, S. E. 1993. Gónadal comparison of masculinized females and androgynous males to normal males and females in *Strombus* (mesogastropoda: Strombidae). J. Shellfish Res., 12: 71-75.

- Reed, S.E. 1994. Masculinized females in the genus *Strombus*: aspects of their biology and possible advantages for mariculture of conch. In: Appeldoorn, R.S. and B. Rodríguez Q. (Eds.), Queen conch biology, fisheries and mariculture, p. 213-221. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Reed, S.E. 1995. Sexual trimorphism in *Strombus luhuanus* Linné, 1758 (Mollusca: Gastropoda) at Shirahama, Japan. J. Shellfish Res., 14: 159-160.
- Stoner, A.W., V.J. Sandt and I.F. Boidron-Metairon. 1992. Seasonality in reproductive activity and larval abundance of queen conch *Strombus-gigas*. U S National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin. 90: 161-170.
- Weil, E. y R. A. Laughlin. 1984. Biology, populations dynamic, and reproductions of the Queen conch *Strombus gigas* Linne in the Archipiélago de los Roques National Park. J. Shellfish Res., 4: 45-62.
- Wenner, A.M, C. Fusaro and A. Oaten. 1974. Size at onset of sexual maturity and growth rate in crustacean populations. Can. J. Zool. 52 (109): 5-106.
- Wicklund, R. I., L. J. Hepp and G. A. Wenz. 1991. Preliminary studies on the early life history of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Exuma Cays, Bahamas. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 40: 283-298.
- Wilkins, R.M., M.H. Goodwin and D.M. Reid. 1987. Research applied to conch resource management in St. Kitts/Nevis. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 38: 370-375.

DATE RECEIVED: 22/06/06

DATE ACCEPTED: 09/11/06



NOTA:

ASPECTOS DE LA BIOLOGÍA DE *PORTUNUS SPINICARPUS* STIMPSON 1871 (DECAPODA: PORTUNIDAE) EN EL GOLFO DE SALAMANCA, CARIBE COLOMBIANO

Camilo B. García¹ y Nardi Mendoza²

1 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: cgarcia@invemar.org.co y cbgarciar@unal.edu.co

2 Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina

ABSTRACT

Aspects of the biology of *Portunus spinicarpus* Stimpson 1971 (Decapoda: Portunidae) in the Gulf of Salamanca, Colombian Caribbean. Some vital statistics of the population of *Portunus spinicarpus* inhabiting the Golfo de Salamanca, Colombian Caribbean, are presented for the first time. Condition factor was found stable the year round, Von Bertalanffy growth parameters were estimated as $L_{\infty}=38.6$ mm, $K=2.5$ year⁻¹, $t_0=-0.0573$ year. Natural mortality was estimated as 4.62 year⁻¹. *P. spinicarpus* seem to prefer deep waters and sand-muddy bottoms.

KEY WORDS: *Portunus spinicarpus*, Vital statistics, Golfo de Salamanca, Colombian Caribbean.

Los crustáceos epibentónicos se destacan como fuente alimenticia de los peces demersales (Duarte y García, 1999a, 1999b). Una de las especies de crustáceos epibentónicos de común ocurrencia en las dietas de los peces demersales, es el cangrejo *Portunus spinicarpus* (Duarte *et al.*, 1999). Este pequeño cangrejo es frecuente y de amplia distribución sobre fondos blandos en la plataforma continental colombiana (Rodríguez, 1979; Puente *et al.*, 1990; Cortés y Campos, 1999; Bermúdez, 2000) y en el Atlántico Tropical Americano (Williams, 1984). Resulta entonces de interés aportar al conocimiento de la biología de *Portunus spinicarpus* que constituye una de las llamadas especies de forraje para niveles tróficos superiores (Duarte y García, 2002).

En este trabajo se describen aspectos de la biología de *Portunus spinicarpus* como la relación talla-peso, la proporción de sexos, el factor de condición, el crecimiento

Contribución No. 964 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 298 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



corporal, la mortalidad y uso del hábitat, como base comparativa para futuros estudios. Entre marzo de 1997 y abril de 1998 en salidas mensuales, se visitaron 55 estaciones en el Golfo de Salamanca (11°00'N a 11°19'N y 74°12'W a 74°50'W). El muestreo se realizó mediante red de arrastre de tipo camaronero con las siguientes dimensiones: 6.40 m de longitud, 4.90 m de relinga superior y 5.18 m de relinga inferior. Los arrastres tuvieron duración media de 10 minutos a 3 nudos de velocidad. El copo tenía ojo de malla de 1.5 cm. Los individuos fueron fijados en campo con formol al 4% y luego pasados a alcohol al 70% en el laboratorio.

Los individuos fueron contados, para una muestra total de 524 ejemplares, medidos (ancho del caparazón tomado como la distancia entre la base de las espinas anterolaterales a cada costado), pesados (peso húmedo) y sexados visualmente.

La relación talla-peso (para hembras, machos y sexos combinados) se halló así:

$$P = q \cdot L^b$$

donde: P= peso; L= longitud.

En forma asociada el factor de condición medio mensual se determinó mediante la siguiente ecuación:

$$F.C. = P/100L^3$$

Se uso como exponente 3 pues se encontró (ver más adelante) que el crecimiento es isométrico.

Para comprobar si la proporción de sexos es 1:1 se recurrió a una prueba de Chi cuadrado (Zar, 1984).

Se determinaron los parámetros de crecimiento corporal según el modelo de von Bertalanffy (v.B.) mediante al análisis de frecuencia de tallas usando las rutinas ELEFAN I y II (programa FiSAT, Gayanilo *et al.*, 1996) propuestas por Pauly y David (1981). Los datos de longitud se organizaron en intervalos de 2 mm. Se empleó el método de Bhattacharya para separar los componentes normales en cada una de las frecuencias de talla mensuales y obtener un archivo de longitudes medias. Utilizando el método de Gulland y Holt (Sparre *et al.*, 1989) se obtuvieron valores preliminares de L_{∞} (longitud asintótica) y K (constante de crecimiento) que fueron introducidos a las rutinas ELEFAN de optimización.

Con los valores estimados de L_{∞} y K se calculó el parámetro t_0 (ajuste de la curva de crecimiento en el eje del tiempo) mediante la ecuación empírica de Pauly (1983):

$$\text{Log}_{10}(-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \cdot \text{Log}_{10}(L_{\infty}) - 1.038 \cdot \text{Log}_{10}(K)$$

La mortalidad natural M se determinó mediante la ecuación empírica de Pauly (1978) adaptada a crustáceos por García y Le Reste (1981):

$$\text{Log } M = 0.128 - 0.1912 \cdot \text{Log}(L_{\infty}) + 0.7845 \cdot \text{Log}(K) + 0.2391 \cdot \text{Log } T^0$$

donde T° = Temperatura media en $^\circ\text{C}$ de las aguas del Golfo de Salamanca.

Para reportar las densidades, se calculó el área barrida (A.B.) de los arrastres mediante la siguiente fórmula:

$$A.B. = D * 4.9 * 0.6$$

donde: D = distancia recorrida durante el arrastre (m); determinada mediante GPS (sistema de posicionamiento global); 4.9 = relinga superior (m); 0.6 = factor de apertura de la red. Este valor es un estimado estándar que se usa convencionalmente en redes de arrastre demersal (Gunderson, 1993).

El rango de longitudes encontrado en el estudio fue de 7 mm a 40.2 mm con una media de 16.5 ± 0.3 mm (I.C. 95%) en conjunto. Las hembras son un poco más pequeñas que los machos (16.2 ± 0.3 mm I.C. 95% contra 16.6 ± 0.2 mm I.C. 95%, respectivamente). En peso los machos son más robustos que las hembras con 0.79 ± 0.07 g I.C. 95% y 0.59 ± 0.04 g I.C. 95%, respectivamente, y 0.71 ± 0.06 g I.C. 95% en promedio general. Las ecuaciones potenciales que describen la relación talla-peso en *P. spinicarpus* son: hembras $P = 0.0001L^{3.0003}$ ($r = 0.97$, $n = 271$); machos $P = 0.0001L^{2.9981}$, ($r = 0.97$, $n = 399$); para sexos combinados $P = 0.0001L^{2.9992}$ ($r = 0.97$, $n = 670$).

El factor de condición estuvo en un rango de 0.013 en mayo de 1997 a 0.017 en abril de 1998 y no varió significativamente de mes a mes de muestreo (mayo 1997 a abril de 1998). No obstante, los meses de febrero y abril que corresponden a la época seca y de incidencia de los vientos alizos, muestran los valores más altos.

La proporción hembras a machos fue de 1:1.47, pero ésta no difiere estadísticamente de la proporción 1:1 (Chi cuadrado, $p > 0.05$). No obstante, en todo el periodo de muestreo en términos absolutos fueron más numerosos los machos que las hembras.

La estimación de parámetros de v.B. fue: $L_\infty = 38.6$ mm, $K = 2.5 \text{ año}^{-1}$, $t_0 = -0.0573$ años. La mortalidad natural estimada fue de 4.62 año^{-1} .

La distribución de la biomasa y densidad de *P. spinicarpus* no se correlacionó significativamente con el rango de salinidad (34.46 a 37.58) y temperatura superficial (23.9 a 29.5 $^\circ\text{C}$) donde fue colectado (índice de Spearman, $P > 0.05$), pero estos aspectos si correlacionaron significativamente con la profundidad (18 a 100 m, índice de Spearman, $P < 0.05$). Se colectó principalmente sobre fondos arena-fangosos, pero también se observó en fondos mixtos (con conchas y guijarros pequeños).

La densidad y biomasa fue variable en el estudio, lo cual indica una distribución parchada. El rango total de densidad fue de menos de un individuo a 280 por 2163 m^2 (área barrida/arrastre) y biomasa de menos de un gramo a 286 por 2163 m^2 . Se observó una mayor densidad media en época húmeda pero mayor biomasa en época seca. No obstante, el análisis de varianza indica que estas diferencias no son significativas ($P > 0.05$, test de Kruskal-Wallis).

Los rasgos biológicos detectados en este estudio, corresponden bien con lo esperado para organismos tropicales marinos. La estabilidad relativa del factor de condición podría tener dos interpretaciones: una, que la reproducción es extendida a la mayor parte del año, y dos, que está relativamente restringida a una época (o que al menos, presenta un pico), pero que no significa una alteración metabólica suficiente para modificar el patrón general del índice.

El crecimiento ($K = 2.5 \text{ año}^{-1}$) y la mortalidad son altos (4.62 año^{-1}) como corresponde a especies no sólo tropicales sino de ubicación baja en la red trófica, es decir, que soportan una alta presión predatoria. Por ejemplo, y para dar una idea de la dimensión de estos valores, para camarones Pauly *et al.* (1984) estiman valores de K entre 0.80 y 1.60 año^{-1} , de mortalidad total (incluyendo la mortalidad por pesca) entre 1.96 y 7.07 año^{-1} y de mortalidad natural entre 0.77 y 3.12 año^{-1} . Por su parte Duarte y García (2002) encuentran que la mortalidad total de los cangrejos, tomados como grupo funcional en el Golfo de Salamanca, es de 3.80 año^{-1} y la de la epifauna de 5.00 año^{-1} .

Las preferencias de hábitat se refieren más a la profundidad de la columna de agua que a salinidad y temperatura del agua, si bien se espera que la temperatura *in situ* (en contraste con la superficial) y la profundidad se correlacionen positivamente. La especie no muestra preferencia por una época climática sobre la otra, es decir, su abundancia relativa parece estable en el año.

Los resultados expuestos aquí constituyen insumos comparativos para futuros trabajos, tanto sobre la biología de esta especie y población como sobre su rol en la red trófica del Golfo de Salamanca.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación hace parte del proyecto “Estudio ecológico pesquero de los recursos demersales del Golfo de Salamanca, Caribe Colombiano. Estimación de la variabilidad de los componentes biológicos del sistema” financiado por COLCIENCIAS (código 2105-09-176-94) e INVEMAR.

BIBLIOGRAFÍA

- Bermúdez, A. 2000. Diversidad y distribución de los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m de profundidad) en la parte norte del mar Caribe colombiano. Tesis de Grado, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, 405 p.
- Cortés, M.L. y N.H. Campos. 1999. Crustáceos decápodos de fondos blandos, en la franja costera del departamento del Magdalena, Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 23(89): 603-614.
- Duarte, L.O., C.B. García e I. Moreno, con contribuciones de N. Sandoval, P. Navajas, G. Melo, y D. von Schiller. 1999. Atlas demográfico de los peces demersales del Golfo de Salamanca, Caribe colombiano: dinámica poblacional, distribución, alimentación y reproducción. CD libro digital. COLCIENCIAS/INVEMAR.

- Duarte, L.O. y C.B. García. 1999a. Diet of the mutton snapper *Lutjanus analis* Cuvier, 1828 (Lutjanidae) in the Gulf of Salamanca, Colombia, southern Caribbean sea. *Bull. Mar. Sci.*, 65(2):453-465.
- Duarte, L.O. y C.B. García. 1999b. Diet of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Lutjanidae) in the Gulf of Salamanca, Colombia, southern Caribbean Sea. *Car. J. Sci.*, 35 (1-2): 54-63.
- Duarte, L.O. y C.B. García. 2002. Testing responses of a tropical shelf ecosystem to fisheries management strategies. Gulf of Salamanca, an artisanal fishery example from the Colombian Caribbean Sea. *Fish. Center Res. Rep.*, 10(2): 142-149.
- García, S. y L. Le Reste. 1981. Life, cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 203, 215 p.
- Gayanilo, F., P. Sparre y D. Pauly. 1996. FiSAT: FAO-ICLARM stock assessment tools. FAO, Roma, 126 p.
- Gunderson, D. 1993. Surveys of fisheries resources. John Wiley, New York, 248 p.
- Gunderson, D. 1993. Surveys in fisheries resources. John Wiley and Sons, New York, 248 pp.
- Pauly, D. 1978. A preliminary compilation of fish length growth parameters. *Ber. Inst. Meereskunde (Kiel)*. 55, 200 p.
- Pauly, D. 1983. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 234, 52 p.
- Pauly, D. y N. David. 1981. ELEFAN I, a BASIC program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data. *Meeresforschung*, 28(4): 205-211.
- Pauly, D., J. Ingles y R. Neal. 1984. Application to shrimp stocks of objective methods for the estimation of growth, mortality and recruitment-related parameters from length-frequency data (ELEFAN I and II). En: *Peneid shrimps. Their biology and management*, 220-234. (Eds.). J.A. Gulland, B.J. Rothschild. Fishing News Books.
- Puente, L., N. H. Campos y R. Reyes. 1990. Decápodos de fondos blandos hallados en el área comprendida entre pozos colorados y la Bahía de Taganga, caribe Colombiano. *Bol. Ecotropica: Ecosist. Trop.*, 23: 31-41.
- Rodríguez, B. 1979. Los portúnidos del Caribe Colombiano con énfasis en el género *Callinectes*. Tesis de Grado para optar al título de Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, 146 p.
- Sparre, P., E. Ursin y S. Venema., 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part I Manual. FAO, Roma, 337, p.
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Inst. Press. Washington, 550 p.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall International, Inc., 718 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 16/03/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 01/03/06



NOTA:

ENSAYOS DE ACTIVIDAD BIOLÓGICA Y ECOLOGÍA QUÍMICA DE EXTRACTOS ORGÁNICOS DE MACROALGAS DEL CARIBE COLOMBIANO

Martha Cecilia Díaz R.¹, German Bula Meyer†, Sven Zea² y Alejandro Martínez³

1 Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.
E-mail: mardiaz@invemar.org.co

2 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología, CECIMAR/INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: szea@invemar.org.co

3 Universidad de Antioquia, Facultad de Química Farmacéutica, Productos Naturales Marinos. Universidad de Antioquia, A.A. 1226, Medellín, Colombia

ABSTRACT

Bioassays of biological activity and chemical ecology of organic extracts from some Colombian Caribbean macroalgae. This study evaluates the biological activity and possible deterrence played by organic crude extracts from six Phaeophyta and two Rhodophyta algae from Southern Caribbean. Bioassays were carried out using concentrations equivalent to those present in algae tissue. Species in general did not show high cytotoxic activity. However *Dictyota pulchella*, showed a delay in the mitotic process for cells stage XVI. Extracts from *Dictyota bartayresiana*, *D. pulchella*, *Sargassum cymosum* and *Cladophyllum schnetteri*, inhibited *S. partitus* feeding under laboratory conditions. Nonetheless, only extracts from *D. bartayresiana* and *C. schnetteri* showed this activity in the field.

KEYWORDS: Macroalgae, Colombian Caribbean, Chemical ecology, Biological activity.

En Colombia el estudio biológico y químico de los compuestos naturales de origen marino se ha enfocado principalmente en los invertebrados como corales blandos, ofiuros, estrellas de mar y esponjas (Duque, 1998), existiendo muy pocos trabajos en macroalgas marinas (Martínez *et al.*, 2002). El presente estudio busca aportar información sobre la actividad citotóxica de extractos crudos de macroalgas marinas del Caribe colombiano y sobre la posible función ecológica como disuasores del consumo ante peces consumidores, a partir de ensayos realizados en campo y laboratorio.

Contribución No. 965 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 299 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



Se realizaron colectas en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT), de dos algas rojas (*Laurencia microcladia* Kütz y *Digenea simplex* (Wülfen) C. Agardh) y de seis algas pardas (*Colpomenia sinuosa* (Roth) Derbès y Solier, *Dictyota bartayresiana* J. V.Lamour, *Dictyota pulchella* Hörning y Schnetter, *Padina boergesenii* Allender y Kraft, *Sargassum cymosum* C. Agardh y *Cladophyllum schnetteri*), en el periodo comprendido entre marzo y septiembre de 2000. A partir de las algas secas y utilizando el metanol como solvente, se obtuvieron los extractos orgánicos crudos (Martínez *et al.*, 2002). Estos fueron utilizados para llevar a cabo las pruebas a concentración natural. Los extractos se disolvieron en etanol a una concentración de 0.10 mg/μl (Tabla 1) y se efectuaron cuatro réplicas para cada uno de los ensayos [etanol + extracto + agua de mar filtrada] y para los dos tipos de control [(1) etanol, (2) agua de mar filtrada].

Para evaluar la actividad biológica de los extractos algales se realizó la prueba de citotoxicidad, ésta se llevó a cabo utilizando los huevos fecundados del erizo de mar, *Lytechinus variegatus* (Zea *et al.*, 1986). Las concentraciones naturales fueron determinadas de acuerdo al peso de extracto correspondiente a 3.10 g (peso de la solución de huevos) de peso de la macroalga (Tabla 1). Para determinar el efecto citotóxico de los extractos se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($n \leq 10$), esta fue llevada a cabo separadamente sobre el porcentaje de huevos no divididos, anormales, estadios de II, IV, VIII y XVI células. En los casos en que hubo diferencias significativas se llevaron a cabo comparaciones múltiples usando la prueba de Dunn.

Tabla 1. Volúmenes de solución de 0.1mg/μl utilizados en cada uno de los ensayos. a. Volúmenes utilizados a partir de una solución de 0.1 mg/μl. Ec: Ensayo de citotoxicidad, EAl: Ensayo de disuasión del consumo en laboratorio, EA: Ensayo de disuasión del consumo en campo, CN: Concentración natural.

Macroalga ^a	EC	EAl	EA	CN (g/g)
<i>Colpomenia sinuosa</i>	306	99	376	0.087
<i>Dictyota bartayresiana</i>	541	174	663	0.098
<i>Dictyota pulchella</i>	573	185	703	0.098
<i>Padina boergesenii</i>	269	86	303	0.089
<i>Cladophyllum schnetteri</i>	370	119	454	0.085
<i>Sargassum cymosum</i>	372	120	456	0.143
<i>Digenea simplex</i>	590	190	723	0.090
<i>Laurencia microladia</i>	228	73	280	0.072

Por su parte, el ensayo de disuasión del consumo en laboratorio evaluó el efecto de los extractos (contenidos en píldoras de atún) frente al pez marino *Stegastes partitus*. Para un ensayo se contó el número de casos en los que las píldoras fueron consumidas o rechazadas por 10 peces. Los resultados fueron evaluados con la prueba exacta de Fisher a una cola (Zar, 1984). De igual forma, el ensayo de disuasión en campo evaluó este efecto frente a peces consumidores. Los experimentos se realizaron a 5 m de profundidad en Punta de Betín, donde se observó una alta diversidad y abundancia de peces. Cuatro

piezas de calamar tratada con extracto (cubiertas con extracto por ambas caras) fueron pendidas de una línea separadas por 30 cm de distancia una de otra. El mismo número de piezas de calamar sin solvente (piezas control) fue suspendido en otra línea, de tal forma que la disposición de las líneas fuera pareada. En otro experimento se descartó el posible efecto del solvente sobre la alimentación de los peces. Después de 1.5 horas las líneas fueron recogidas, posteriormente en el laboratorio se determinó el porcentaje de la cantidad de tira de calamar consumida (peso inicial de la tira - peso final de la tira), para cada extracto se contó con al menos 5 réplicas.

Los resultados obtenidos evidenciaron que de las ocho macroalgas evaluadas, solamente el alga parda *Dictyota pulchella* mostró diferencias significativas en el porcentaje de huevos fecundados tratados con el extracto respecto a los controles en los cigotos en los estadios IV, XVI células y no divididos (Figura 1). Sin embargo, en todos los casos no ocurrió un efecto retardante de la mitosis. En particular, el estadio IV mostró un incremento en el número de cigotos expuestos al extracto versus los controles y no una reducción (24.6 % extracto vs. 10.4 % control solvente y 13.11 % control agua de mar). No obstante, *D. pulchella* presentó un retardo en el proceso mitótico en el estadio de XVI células, descartando el efecto del solvente (19.4 % extracto vs 42.0 % control solvente y 33.5 % control agua de mar). Sin embargo, este resultado no se considera suficiente evidencia para calificar el extracto como citotóxico, dado que el número de cigotos no divididos y anormales no exhibieron diferencias contundentes con respecto a los diferentes estadios.

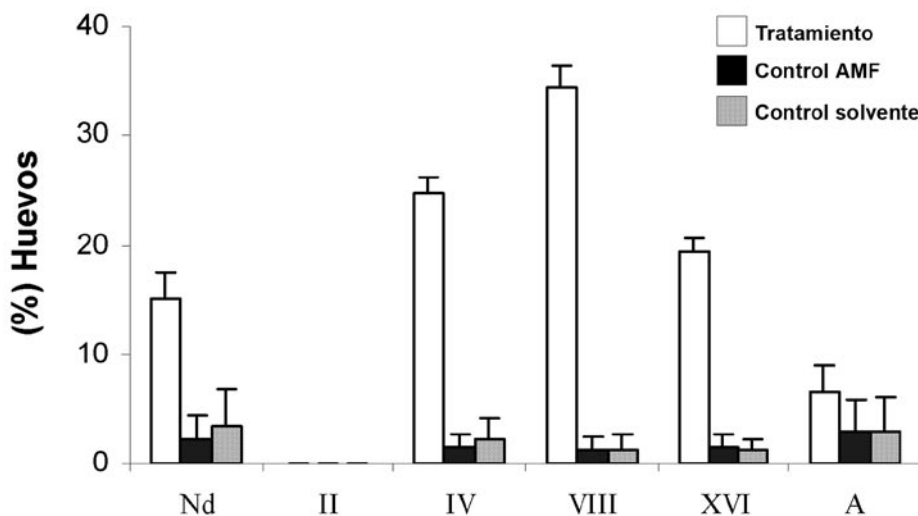


Figura 1. Efecto del extracto de *Dictyota pulchella* sobre la división celular de los huevos fertilizados del erizo de mar *Lytechinus variegatus* (anormales, no divididos y los estadios de II, IV, VIII, XVI). Las líneas verticales indican el porcentaje promedio \pm 1 Error estándar de cuatro réplicas independientes (prueba de Kruskal-Wallis y múltiples comparaciones de Dun). AMF: Agua marina filtrada. Nd: Cigotos no dividido, A: Cigotos anormales.

Por otro lado, al evaluar el efecto disuasor en laboratorio, se evidenció que los extractos que no fueron consumidos por el pez *Stegastes partitus* fueron las especies de algas pardas *Dictyota barteyresiana*, *D. pulchella* y *Cladophyllum schnneteri* y el alga roja *Laurencia microcladia*. Las píldoras tratadas con estos extractos y que no fueron ingeridas, eran tomadas y devueltas inmediatamente por los peces, sin que éstos realizaran nuevos intentos. En pocas ocasiones el pez ignoró la píldora sin paladearla. (Figura 2). Al observar los resultados en el ensayo realizado en campo, los extractos de las macroalgas pardas *D. barteyresiana* (23.8 %, extracto vs 34.3 % control) y *C. schnneteri* (56.8 % extracto vs 64.2 % control) redujeron el consumo de las piezas de calamar cubiertas con estos extractos en comparación con los controles (Figura 3 a y b). Es decir, fueron disuasores de la alimentación de una agrupación de peces consumidores.

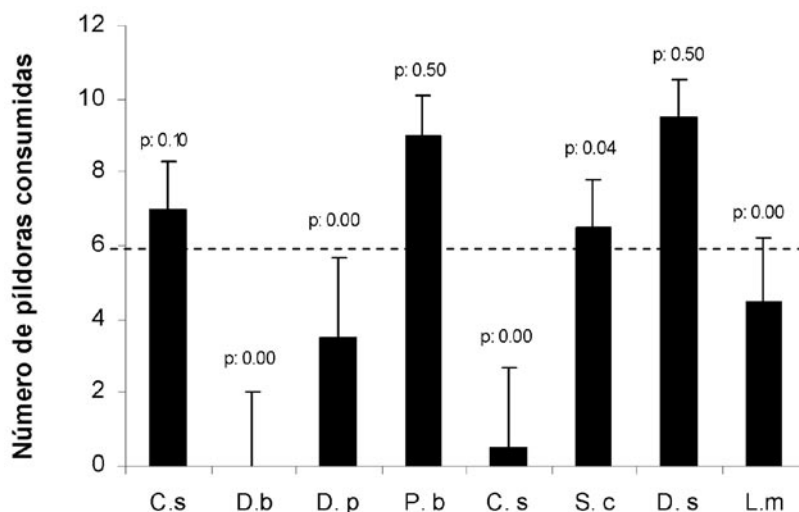


Figura 2. Consumo de píldoras por parte del pez *Stegastes partitus* (promedio \pm 1 error estándar de dos ensayos completos en cada caso) conteniendo extracto orgánico crudo de ocho especies de macroalgas a concentración natural. Los peces consumieron las 10 píldoras control en todos los casos. Para un ensayo individual, los extractos fueron considerados disuasores si el número de píldoras comidas fue menor que o igual a 6 ($P < 0.043$, test exacto de Fisher a una- cola), como indica la línea punteada. (C.s: *Colpomenia sinuosa*; D.b: *Dictyota barteyresiana*; D.p: *D. pulchella*; P.b: *Padina boergesenii*; C.s: *Cladophyllum schnneteri*; S.c: *Sargassum cymosum*; D.s: *Digenea simplex*; L.m: *Laurencia microcladia*).

La disposición pareada y dispersa de las líneas que sustentan las piezas de calamar con extracto y las control, se realizó con el fin de obtener pequeños parches de alimentación, donde los peces tuvieran acceso a ambos cabos y escogieran por sabor y olor. De tal forma, los efectos de los extractos son tanto estadística como visualmente obvios (Hay *et al.*, 1988). Sin embargo, la preferencia de los peces por alguno de las líneas (con extracto o control) no se observó claramente, aunque sí hubo cierta tendencia

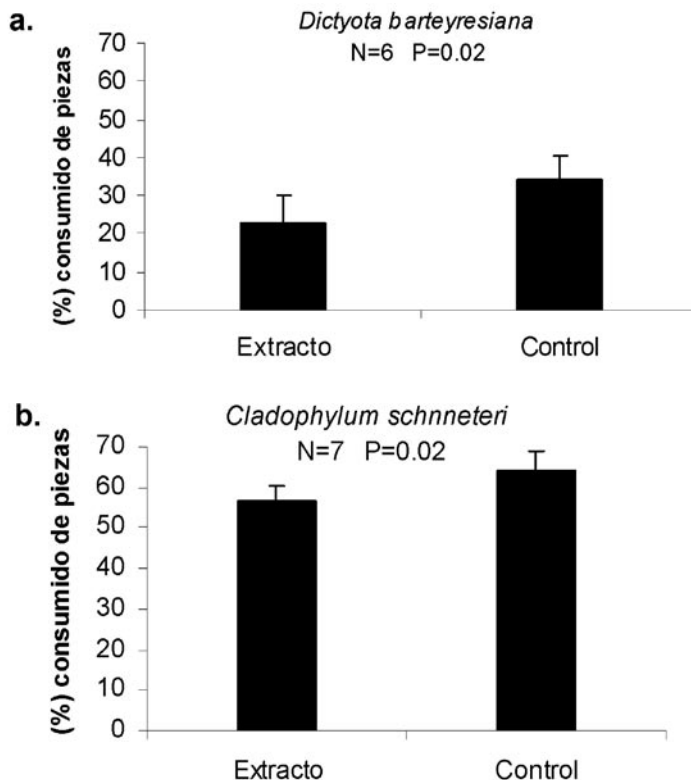


Figura 3. Efecto de los extractos metanólicos orgánicos crudos de *Dictyota barteyresiana* (a) y *Cladophyllum schnneteri* (b) en Punta de Betín. Las barras verticales de cada histograma indican ± 1 error estándar; P-valor computado por la prueba de muestras pareadas t student. N = número de réplicas o cabos pareados puestos.

de preferencia por parte de los mismos hacia las piezas de calamar control, únicamente para el ensayo con el extracto de *Dictyota barteyresiana*. Esta falta de claridad visual en el experimento y las reducciones en las tiras de calamar tratadas con los extractos, podrían ser debidas en primer lugar, al reconocimiento de este como un alimento apetecible por parte de los peces. Por tanto, tienden a tomar pequeños trozos antes de advertir su menor palatabilidad a causa del extracto y en segundo lugar, muchos peces que no habrían tenido contacto con el olor o sabor de estas algas, probarían varias veces las piezas y entonces las rechazarían.

La calidad nutricional del calamar puede afectar su susceptibilidad para ser consumido por los depredadores. Duffy y Paul (1992), encontraron que algunos metabolitos secundarios fueron efectivos, reduciendo la alimentación de peces arrecifales en alimentos bajos en proteína, pero inefectivos, al reducir la alimentación sobre alimentos con altos valores proteicos. De tal forma, el bajo efecto disuasor en campo de los extractos, puede ser debido a que el calamar es una fuente rica de proteínas. Por tanto, los peces prefirieron una

presa con un valor nutricional alto, que a pesar de contener compuestos con capacidades disuasoras del consumo, su concentración no inhibió el consumo de éstas, dado que la magnitud del efecto fisiológico al consumir ciertos compuestos, pudo no implicar riesgos en la supervivencia, reproducción o crecimiento de los peces (Hay, 1996).

Tal vez el consumo de los compuestos presentes en *Dictyota bartayresiana* y *Cladophyllum schnnetteri*, sí comprometan su buena “salud”. Por ejemplo, la hipótesis sugerida por Díaz-Pulido y Garzón-Ferreira (2002), podría ser apoyada en el presente trabajo, ya que los autores plantean que la presencia de compuestos en *Dictyota bartayresiana* podría explicar parcialmente la alta abundancia de esta alga en los arrecifes de Chengue, debido a su bajo consumo por parte los herbívoros. Sin embargo se deben realizar experimentos apropiados para probar dicha hipótesis. Para una mayor claridad de los resultados obtenidos en las pruebas desarrolladas en el presente trabajo, se recomienda que se utilicen pruebas adecuada para herbívoros, donde se utilicen las mismas algas o pastos marinos como objetos para ser tratados y ofrecidos a los peces (Hay y Fenical, 1988; Hay, 1996; Wright, 2004).

Las posibles propiedades disuasoras del consumo de macroalgas como *Dictyota bartayresiana* y *Cladophyllum schnnetteri*, no necesariamente aseguran que los compuestos responsables puedan también servir como agentes antiepifíticos o alelopáticos. Sin embargo, la interacción herbívoro-alga, mediada por los compuestos químicos, puede afectar alta y directamente éstas y otras interacciones, repercutiendo de esta forma las comunidades del bentos en el medio marino (Cronin y Hay, 1996).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad del Magdalena y a la Universidad de Antioquia por su apoyo financiero y logístico para el desarrollo de este trabajo; al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andreis” INVEMAR, especialmente al programa VAR y a su Coordinador Federico Newmarck, por el apoyo brindado durante la realización de los ensayos, a Adolfo San Juan por su apoyo y ayuda, a Sandra Ospina por su colaboración en campo y laboratorio. Igualmente, al grupo de investigación de productos naturales de la Universidad de Antioquia y especialmente a Victor Díaz y Ester de Díaz.

BIBLIOGRAFÍA

- Cronin, G y M. E. Hay. 1996. Induction of seaweed chemical defenses by amphipod grazing. *Ecology*, 77: 2287-2301.
- Díaz-Pulido, G. y J. Garzón-Ferreira 2002. Seasonality in algal assemblages on upwelling-influenced coral reefs in the Colombian Caribbean. *Bot. Mar.*, 45:284-292.

- Duffy, J. E y V. J. Paul 1992. Prey nutritional quality and the effectiveness of chemical defenses against tropical reef fishes. *Oecologia*, 90: 333-339.
- Duque, C. 1998. Búsqueda de compuestos bioactivos a partir de organismos marinos del Caribe colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Exct.*, 22 (85): 527-533.
- Hay, M. E. 1996. Marine chemical ecology: what is known and what is next? 1996. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 200: 103-134.
- Hay, M. E y W. Fenical. 1988. Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defense. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 19: 111-45.
- Hay, M. E., P. E. Renaud y W. Fenical. 1988. Large mobile versus small sedentary herbivores and their resistance to seaweed chemical defenses. *Oecologia*, 75: 246-52.
- Martínez, A., L. Arias, J. Rueda., M. Díaz-Ruíz y G. Bula-Meyer. 2002. Estudio de la Actividad Antimicrobiana de los Extractos Alcohólicos de Algunas Macroalgas del Caribe Colombiano. *Vitae*, 9 (2): 49-55.
- Wright, J. T. 2004. Chemical Defense In A Marine Algae: Heritability And The Potential For Selection by Herbivores. *Ecology*, 85 (11): 2946-2959.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. 2 ed. New Jersey, USA. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 929p.
- Zea, S., A. Medina y C. Duque. 1986. Ichthyotoxic, cytotoxic and antimicrobial activity of some sponges of the Colombian Caribbean. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín*, 15-16: 31-48.

FECHA DE RECEPCIÓN: 24/01/05

ACEPTACIÓN: 28/03/06



NOTA:

SOBRE LA SINONIMIA ENTRE *ARMINA WATTLA* MARCUS Y MARCUS, 1967 Y *ARMINA MUELLERI* (IHERING, 1886) (GASTROPODA: NUDIBRANCHIA: ARMINIDAE)

Diana P. Báez¹ y Néstor E. Ardila²

1 Programa Maestría en Biología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, INVEMAR, Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: dpbaez@yahoo.com

2 Laboratorio de Biología Molecular Marina-BIOMMAR, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. E-mail: ne.ardila23@uniandes.edu.co

ABSTRACT

On the synonymy between *Armina wattla* Marcus and Marcus, 1967 and *Armina muelleri* (Ihering, 1886) (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae). *Armina wattla* Marcus and Marcus, 1967 and *Armina abbotti* Thompson, Cattaneo and Wong, 1990 were proposed by Ardila and Valdés (2004) to be junior synonyms of *Armina muelleri* (Ihering, 1886). A detailed anatomical review of these species (radula, reproductive system) and their distribution range revealed that *A. wattla* is a valid species and *A. abbotti* is a synonym of the former. Literature references to *Armina tigrina* Rafinesque, 1814 in the east coast of North America are misidentifications of some specimens of *A. wattla*.

KEY WORDS: Nudibranchs, Taxonomy, Atlantic Ocean

Con al menos 50 especies nominales *Armina* es el género más diverso de la familia Arminidae (Kolb y Wägele, 1998). Trabajos recientes de descripción de especies y revisiones taxonómicas se han llevado a cabo sobre éste género en el Caribe colombiano (Ardila y Díaz, 2002; Ardila y Valdés, 2004).

Armina muelleri es una especie descrita originalmente de Santa Catharina al sur de Brasil por Ihering (1886) y redescrita por Marcus y Marcus (1960) con especímenes colectados de la localidad tipo. Estas descripciones concuerdan con el material del Caribe revisado por Ardila y Valdés (2004) quienes concluyen que *A. wattla* Marcus y Marcus, 1967 es una especie muy similar a *A. muelleri* en la morfología radular y reproductiva, por

Contribución No. 966 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras – INVEMAR y No.300 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



cuanto ambas especies presentan un amplio diente raquídeo con unos pocos denticúlos fuertes a cada lado de la cúspide central y los dientes laterales internos denticulados, aunque en el material que ellos revisan del Caribe estos denticúlos no son observados y atribuyen esto a posibles variaciones interespecíficas. El aparato reproductivo sólo diferiría en la vagina más larga de *A. wattla* y en cuanto a su morfología externa, las diferencias dadas por Marcus y Marcus (1967) no son significativas para separar las especies (Ardila y Valdés, 2004).

Al mismo tiempo, estos autores encontraron que el nombre *A. abbotti* Thompson, Cattaneo y Wong, 1990 fue introducido por Thompson *et al.* (1990) para unos especímenes de Norteamérica, identificados erróneamente por Abbott (1954) y Eyster (1981) como *A. tigrina* Rafinesque, 1814. Por otro lado, Marcus y Marcus en 1967 ya habían descrito un material de Norteamérica como *A. wattla*. Es así como Ardila y Valdés (2004) proponen a *A. wattla* y *A. abbotti* como sinónimos de *A. muelleri* y registraron esta especie por primera vez para el Caribe colombiano.

En el presente trabajo, se revisó material de *A. wattla* y *A. muelleri* a través de préstamo de especímenes de los museos California Academy of Natural Sciences, The US National Museum of Natural History y el Museo de Historia Natural Marina de Colombia (Tabla 1). Por medio de microscopía electrónica de barrido (MEB), se examinaron mandíbulas y rádulas y se observaron en microscopio convencional y con cámara lúcida las estructuras del sistema reproductivo de algunos individuos por especie. Esta labor se realizó en el National History Museum of Los Angeles County.

Tabla 1. Material examinado de dos especies de *Armina*. California Academy of Sciences, Invertebrate Zoology (CASIZ); National Museum of Natural History (USNM) y Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC).

Especie	Código	Localidad	Profundidad (m)
<i>Armina muelleri</i>	MHNMC INV MOL3901	Colombia	20
<i>Armina muelleri</i>	CASIZ 135208	Antillas Menores	3
<i>Armina wattla</i>	USNM 575214	Golfo de México	1.8
<i>Armina wattla</i>	USNM 575215	Golfo de Campeche	23.4-36
<i>Armina wattla</i>	USNM 805044	Carolina del Sur	-
<i>Armina wattla</i>	USNM 35311	Carolina del Norte	27
<i>Armina wattla</i>	USNM 848832	Carolina del Sur	58

Se hallaron características morfológicas internas que distinguen a *A. muelleri* de *A. wattla*. Estas diferencias se basan en la morfología de la rádula, donde se encuentra que en *A. wattla* la cúspide central del diente raquídeo posee de seis a siete denticúlos finos (Figura 1, A-D) mientras que *A. muelleri* presenta de tres a cuatro denticúlos gruesos a lado y lado de la cúspide central del diente raquídeo (Figura 1, E-F). En el material revisado de *A. wattla* (Figura 1-G) se detallan denticúlos en los primeros dientes laterales

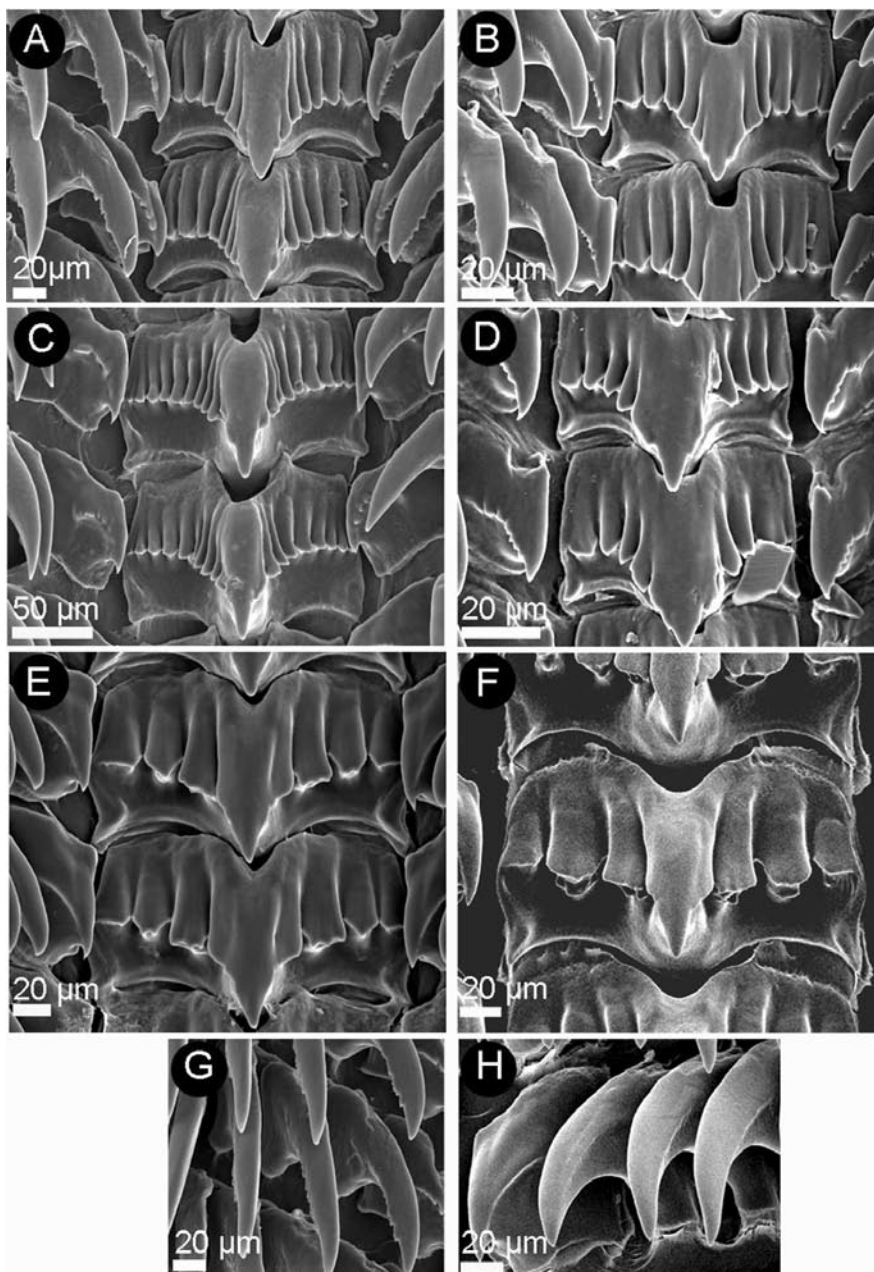


Figura 1 (A-D). Diente central raquídeo de *Armina wattla* Marcus y Marcus 1967 A. USNM 575214 Golfo de México B. USNM 575215 Golfo de Campeche C. APMO4020601 Florida D. USNM 805044 Carolina del Sur. (E-F). Diente central raquídeo de *Armina muelleri* (Ihering 1886) E. CASIZ 135208 Antillas menores. F. MHNMC INV MOL3901 Colombia (Tomado de Ardila y Valdés, 2004). G. Detalle de los primeros dientes laterales de *Armina wattla* Marcus y Marcus 1967 USNM 575214 Golfo de México. H. Detalle de los primeros dientes laterales lisos de *Armina muelleri* (Ihering 1886) MHNMC INV MOL3901 Colombia (Tomado de Ardila y Valdés, 2004).

tal como lo describen Marcus y Marcus (1967), mientras que en el material de *A. muelleri* revisado por Ardila y Valdés como en el material revisado en el presente estudio, no se detallan dentículos en los primeros dientes laterales (Figura 1-H). En cuanto al sistema reproductivo (Figura 2), la vagina de *A. wattla* es distintivamente más larga que la de *A. muelleri*. Adicionalmente en los genitales de *A. muelleri* no se pueden observar en detalle las uniones entre la ampolla con la próstata y la glándula femenina, mientras que éstas conexiones se observan claramente en los especímenes de *A. wattla*.

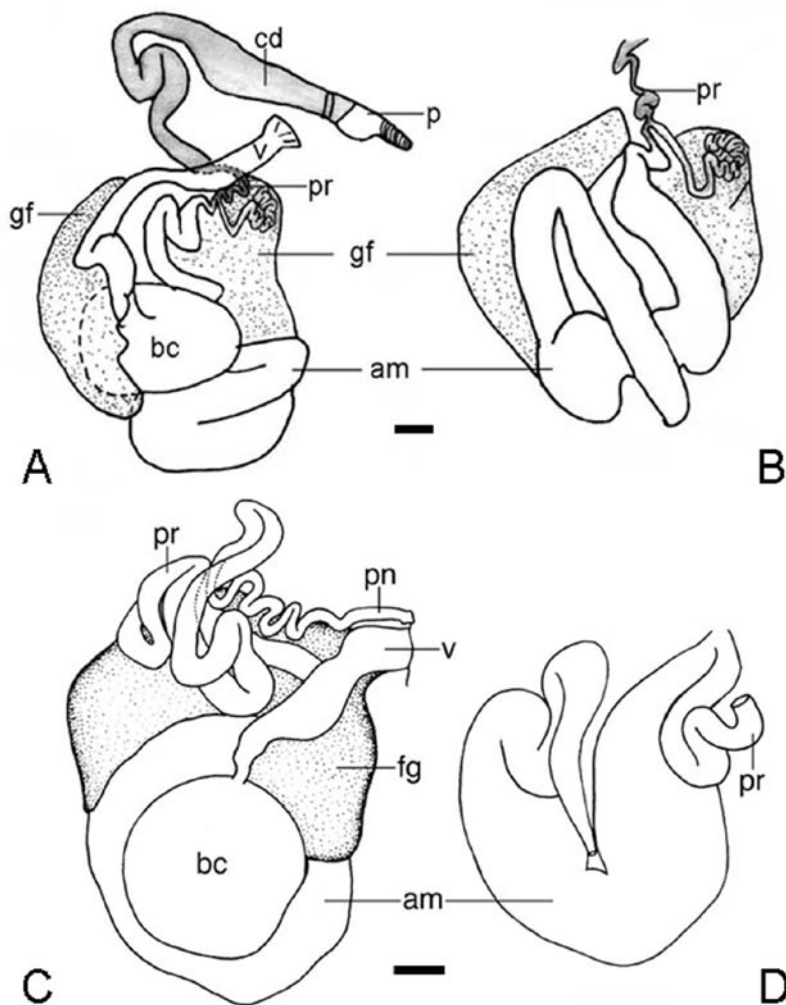


Figura 2. Superior: Sistema reproductivo de *Armina wattla* USNM 575215 Golfo de Campeche. A. Vista frontal del sistema reproductivo. B. Detalle de algunos órganos reproductivos desde una vista posterior. Inferior: Sistema reproductivo de *Armina muelleri* MHNMC INV MOL3901 Colombia (Tomada de Ardila y Valdés, 2004). C. Vista frontal del sistema reproductivo. D. Detalle de algunos órganos reproductivos desde una vista posterior. Barra de escala = 1 mm. am, ampolla; bc, bursa copulatrix; gf, glándula femenina; p, pene; pr, próstata; v, vagina.

Por estas razones, se considera a *A. wattla* como una especie válida y restringida al Atlántico noroccidental (registrada en Georgia, Florida, Golfo de México, Carolina del Norte y Carolina del sur) conservando la sinonimia de *A. abbotti* con ésta y se reconoce a *A. muelleri* como otra especie válida, registrada en el Caribe sur (Ardila y Valdés, 2004) y Brasil (Ihering, 1886), ampliándose su distribución a las Antillas Menores en Dominica, de acuerdo con el material examinado en este estudio. Los especímenes revisados del Atlántico noroccidental, que estaban identificados y registrados como *A. tigrina* para esta región, quedan bajo el nombre de *A. wattla*.

Comparaciones de la anatomía de las especies de *Armina* examinadas en este estudio, corroboran que la morfología del diente raquídeo y los dentículos presentes en cada lado de la cúspide media son los principales caracteres diagnósticos de las especies de *Armina*, junto con la morfología del sistema reproductivo que puede proporcionar información útil para distinguir las especies examinadas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Ángel Valdés por la revisión del manuscrito y por su apoyo en la realización de la microscopía electrónica de barrido a través de la beca de National Science Foundation DEB-0216506. A Giar-Ann Kung por su asesoría para obtener las imágenes en el microscopio electrónico. A Arturo Acero por sus comentarios al trabajo. Al personal que facilitó el préstamo y revisión del material de los museos California Academy of Natural Sciences, Natural History Museum of Los Angeles County, The US National Museum of Natural History y el Museo de Historia Natural Marina de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbott, R.T. 1954. The habits and occurrence of the nudibranch, *Armina tigrina*, in southeast United States. *Nautilus*, 67: 83-86.
- Ardila, N.E. y J.M Díaz. 2002. *Armina juliana* (Nudibranchia: Arminoidea: Arminidae), a new species from the southern Caribbean. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 31: 25-31.
- Ardila, N.E. y A. Valdés. 2004. The genus *Armina* (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae) in the Southern Caribbean, with the description of a new species. *Nautilus*, 118 (4): 131-138.
- Eyster, L.S. 1981. Observations on the growth, reproduction and feeding of the nudibranch *Armina tigrina*. *J. Moll. Stud.*, 47(2): 171-181.
- Ihering, H. von, 1886. Zur Kenntniss der Nudibranchien der brasilianischen Küste. *Jahrbücher der Deutsche Malakozoologische Gesellschaft*, 13: 223-240.
- Kolb, A. y H. Wägele. 1998. On the phylogeny of the Arminidae (Gastropoda, Opisthobranchia, Nudibranchia) with considerations of biogeography. *J. Zool. System. Evol. Res.*, 36 (1-2): 53-64.
- Marcus, E. y E. Marcus. 1960. Opisthobranchs from American Atlantic warm waters. *Bull. Mar. Sci. Gulf Carib.*, 10: 129-203.



- Marcus, E. y E. Marcus. 1967. Some opisthobranchs from Sapelo Island, Georgia, USA. *Malacologia*, 6: 199-222.
- Thompson, T.E., R. Cattaneo y Y.M. Wong, 1990. Eastern Mediterranean Opisthobranchia: Dotidae (Dendronotoidea), Arminidae and Madrellidae (Arminoidea). *J. Moll. Stud.*, 56: 393-413.

FECHA DE RECEPCIÓN: 16/02/06

FECHA DE ACEPTACIÓN: 15/08/06

NOTA:

PRIMER REGISTRO DEL CANGREJO *PILUMNUS PANNOSUS* RATHBUN (DECAPODA: BRACHYURA: PILUMNIDAE) PARA EL CARIBE COLOMBIANO

Adriana Aguirre-Aguirre, Nelson Manrique-Rodríguez y Norella Cruz-Castaño

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betún, Santa Marta, Colombia. E-mail: adriana_aguirre@invemar.org.co (AAA), na.manrique47@uniandes.edu.co (NMR), norecas@invemar.org.co (NCC)

ABSTRACT

First record of *Pilumnus pannosus* Rathbun (Decapoda: Brachyura: Pilumnidae) from the Colombian Caribbean. This paper reports *Pilumnus pannosus* Rathbun, a member of the family Pilumnidae, for the first time from the Colombian Caribbean. This report is based on specimens collected on the continental shelf of the Guajira Peninsula, where the species was found associated with seagrass meadows of *Thalassia testudinum*.

KEY WORDS: Decapoda, Brachyura, Pilumnidae, Caribbean, Colombia.

Entre los crustáceos decápodos, la familia Xanthidae es una de las más comunes y abundantes en el Caribe colombiano (Campos *et al.*, 2003), donde se han registrado 27 géneros y 55 especies por diferentes autores desde 1930 (Campos *et al.*, 2004). Rathbun (1930) registró 25 especies del género *Pilumnus* (Pilumnidae) para las dos costas americanas (Atlántico-Caribe y Pacífico), de las cuales nueve han sido hasta ahora encontradas en la costa Caribe colombiana (Lemaitre, 1981; Campos *et al.*, 2004) y la costa norte de Sudamérica (Rodríguez, 1980). Williams (1984) incluyó ocho especies de este género para el Atlántico occidental y algunas de estas son comunes con las conocidas para el Caribe colombiano.

En el desarrollo de un proyecto en la zona costera de La Guajira realizado entre julio y noviembre de 2005, se colectaron un macho y dos hembras de *Pilumnus pannosus* Rathbun, una especie que no se conocía en el Caribe colombiano. Los especímenes se obtuvieron mediante arrastres con changa de fondos cubiertos por *Thalassia testudinum*,

fueron preservados en etanol al 70%, se fotografiaron y se identificaron utilizando las claves y descripciones de Rathbun (1930) y Williams (1984). El objetivo de esta nota es registrar la presencia de la especie en aguas colombianas. Los ejemplares fueron depositados en el Museo de Historia Natural Marina de Colombia (MHNMC), INVEMAR. Se utilizan las abreviaturas AC: Ancho del caparazón, LC: Largo del caparazón, INVCRU: número de catalogo en el MHNMC, E: nombre de la estación.

***Pilumnus pannosus* Rathbun, 1896**

Figura 1 A-C

Referencias. Rathbun (1930: 514, 515); Williams (1984: 424, 425).

Material examinado. 1 macho INVCRU 4902, AC: 8 mm, LC: 5.5 mm. E: Manaure (11° 51' 34.4" N - 72° 19' 22.1" W). 1 hembra, 1 hembra ovada INVCRU 4901, AC: 6.5-9.0 mm, LC: 5.1-5.6 mm. E: Santa Rosa (11° 48' 07.2" N - 72° 27' 21.5" W).

Caracteres diagnósticos. Tubérculos del caparazón cubiertos por una densa capa de pelos no distribuida uniformemente. La capa de pelos esconde los detalles de las ornamentaciones, pero deja ver la lobulación de la parte anterior. La mitad anterior del caparazón y la superficie de los quelípedos y apéndices caminadores están dotados de tubérculos en forma de gota. Cuatro dientes en el margen anterolateral incluyendo el orbital externo que es pequeño y terminado en una espina truncada, los otros tres son triangulares y terminan en una espina pequeña, delgada, curvada hacia delante y fácil de quebrar. Espina subhepática bien desarrollada.

Una gran parte de la superficie externa de la palma de los quelípedos es lisa y desnuda excepto en la palma del quelípodo menor de la hembra. Quelípedos con la superficie dorsal tuberculada y usualmente con una gran parte de la superficie exterior de la palma lisa y desnuda. Dedos del macho con surcos poco profundos, indicados por una línea de puntos; en la hembra los surcos son profundos en la quela menor y en el dedo propodal de la quela mayor. Apéndices caminadores pubescentes y bordeados por franjas de setas muy gruesas mezcladas con pelos finos y largos. Caparazón rojo brillante debajo de la pubescencia, así como en la parte desnuda de las palmas.

Distribución. Norte de Carolina, Bahamas y costas de la Florida hasta las Islas Vírgenes (Rathbun, 1930). Ha sido registrada entre 1 y 20 m de profundidad (Williams, 1984). En Colombia se encontró en las praderas someras de Manaure y Santa Rosa (Guajira), a una profundidad de 6 m.

Comentarios. Anterior a este registro, la especie fue encontrada por Felder y Lemaitre en agosto de 2004 en Bocas del Toro, Panamá.



Figura 1. Vista general de una hembra de la especie *Pilumnus pannosus* colectada en las praderas de *Thalassia testudinum* de La Guajira, Caribe colombiano (escala 1 cm).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Dr. Néstor H. Campos por su colaboración en la confirmación de los especímenes y sugerencias realizadas a este documento y al Dr. Rafael Lemaitre por sus comentarios. Al Dr. Guillermo Duque, Diana Isabel Gómez y Paola Garzón por su apoyo en campo y comentarios para esta nota. Este estudio forma parte de los resultados obtenidos dentro del componente de fanerógamas marinas del proyecto marco “Caracterización biofísica de la zona costera del departamento de La Guajira: Una aproximación para su manejo integrado” celebrado mediante el convenio 001 de 2004 entre el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”- INVEMAR y la Corporación Autónoma Regional de La Guajira- CORPOGUAJIRA.

BIBLIOGRAFÍA

Campos, N. H., R. Lemaitre y G. R. Navas. 2003. La fauna de crustáceos decápodos de la costa Caribe colombiana: Un aporte al conocimiento de la biodiversidad marina. En: Montañés, G. (Ed). *El mundo marino de Colombia: Investigación y desarrollo de territorios olvidados*. Red de estudios del mundo marino REMAR. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. pp. 174ñ184.

- Campos, N. H., M. Falk y B. Werding. 2004. Distribución de los cangrejos de la familia Xanthidae en el mar Caribe colombiano. En: Campos H. y A. Acero (Eds). Contribuciones en ciencias del mar en Colombia. Investigación y desarrollo de territorios promisorios. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. pp. 197-212.
- Lemaitre, R. 1981. Shallow-water crabs (Decapoda, Brachyura) collected in the southern Caribbean near Cartagena, Colombia. Bull. Mar. Sci., 31 (2): 234-266.
- Rathbun, M.J. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae and Xanthidae. Smithsonian Inst. U. S. Nat. Mus. pp. 514:515.
- Rodríguez, G. 1980. Crustáceos decápodos de Venezuela. Inst. Venezolano Invest. Cient. Caracas. 444 p.
- Felder, D. y R. Lemaitre. Marine Invertebrate Taxonomy Workshop II, Bocas del Toro, August 2004. En: Smithsonian Tropical Research Institute. Bocas del Toro Species Database. [en línea]. Washington, USA. <http://striweb.si.edu/bocas_database/index.php>
- Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Marine to Florida. Washington, D.C. Smithsonian Institution Press. 550 p.

FECHA DE RECEPCIÓN: 19/10/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 16/08/06

NOTE:

IS COMPETITION FOR SPACE BETWEEN THE ENCRUSTING EXCAVATING SPONGE *CLIONA TENUIS* AND CORALS INFLUENCED BY HIGHER-THAN-NORMAL TEMPERATURES?

Juan Carlos Márquez¹, Sven Zea¹ and Mateo López-Victoria²

1 Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología y Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR, c/o Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia. E-mail: juancmarquezh@gmail.com (JCM); szea@invemar.org.co (SZ)

2 Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Justus-Liebig Universität, Stephanstrasse 24, 35390 Giessen, Germany. E-mail: Mateo.Lopez-Victoria@bio.uni-giessen.de

RESUMEN

¿Está la competencia por espacio entre la esponja excavadora incrustante *Cliona tenuis* y los corales, influenciada por temperaturas más altas de lo normal? Temperaturas del agua de mar por encima del promedio durante 2005 en el Archipiélago de las Islas del Rosario (Caribe Colombiano) causaron un blanqueamiento coralino masivo en aguas someras (hasta 2-3 m de profundidad). Para confirmar resultados previos en los que el estrés inducido por calentamiento del agua en los corales puede acelerar la velocidad a la que esponjas excavadoras incrustantes le ganan espacio a los corales vivos, se contrastaron las tasas de propagación lateral en individuos de la esponja *Cliona tenuis* previamente marcados, que estaban colonizando los corales *Diploria strigosa* y *Siderastrea siderea* a profundidades de 5 - 6 m. Se hicieron comparaciones pareadas del avance de cada individuo de esponja entre dos intervalos de medida aproximadamente semestrales para dos períodos: junio 2001-julio 2002, que no tuvo un calentamiento inusual, y agosto 2004-septiembre 2005, con el calentamiento significativo sobre el umbral de blanqueamiento de corales, iniciado en junio 2005. Contrario a lo esperado, los datos no mostraron una influencia consistente del incremento de temperatura en la interacción esponja-coral durante el episodio de calentamiento. Las tasas de avance de *C. tenuis* contra *S. siderea* permanecieron bastante constantes, y fueron algo variables contra *D. strigosa*. La ocurrencia o no de cambios en el color de las colonias de coral (palidez, blanqueamiento) tampoco estuvo asociada con tasas de avance de *C. tenuis* consistentemente mayores o menores. Aunque es posible que un efecto generalizado de este fuerte calentamiento se rezagara hasta después de nuestro último intervalo de medida, los datos sugieren además que existe una susceptibilidad diferencial al calentamiento excesivo entre las especies y las colonias de coral y quizás entre los individuos de esponja.

PALABRAS CLAVE: Competencia por espacio, Esponjas excavadoras, Corales, Blanqueamiento, Calentamiento grado semana⁻¹, Islas del Rosario, Caribe.

Contribución No. 968 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR y No. 292 del Centro de Estudios en Ciencias del Mar - CECIMAR de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia



Sponges of the genus *Cliona* (family Clionaidae, order Hadromerida) which simultaneously excavate and encrust calcareous substrata are able to spread laterally and displace live coral tissue at rates of several cm per year (Schönberg and Wilkinson, 2001; Rützler, 2002; López-Victoria *et al.*, 2003; 2006). The process is carried out through the extension of excavating tissue underneath live coral, undermining the polyps support and resulting in coral tissue retraction and sloughing off (López-Victoria *et al.*, 2003). The rates of lateral advance into live coral and the resulting bioerosion vary to a large degree, and depend on several factors, such as the species of coral and sponge involved and the angle of confrontation, i.e., the angle between the sponge and coral planes at the boundary (Schönberg and Wilkinson, 2001; Schönberg, 2002; 2003; López-Victoria *et al.*, 2006). Also, of external factors such as pollution, sedimentary stress, physical damage, temperature, and mediation by other organisms (Rützler, 2002; López-Victoria *et al.*, 2003; Márquez, 2005). Regarding temperature, Cortés *et al.* (1984) reported an increase in *Cliona tenuis* (as *C. caribbaea*) abundance on coral reefs of Costa Rica affected by warming-triggered bleaching. Rützler (2002) found greater rates of advance of *C. tenuis* in Belize during the season of higher temperatures (1.3-3.1 mm day⁻¹ vs. 0.9-1.4 mm day⁻¹ in the season of lower temperatures). Weil (2002) predicted that encrusting excavating sponges will prevail in competition for space with corals as corals will continue to be affected by global warming.

A remarkable and sudden increase in sea-surface water temperature in June 2005 triggered a massive bleaching event of reef cnidarians at Islas del Rosario Archipelago, Colombian Caribbean (10° 7' - 10° 14' N; 75° 37' - 75° 52' W), giving us the opportunity to test the hypothesis that the negative effect of higher-than-normal temperatures on corals would generate an increase in the rates of lateral advance of encrusting excavating sponges into live coral tissue. Since 2001, the advance of the sponge *Cliona tenuis* into the corals *Siderastrea siderea* and *Diploria strigosa* at 5-6 m depth on the windward fringing reef of Pajarales complex, NW Islas del Rosario was followed (see López-Victoria and Zea, 2004 for a description of the sites). We used data from a set of 19 *C. tenuis*-coral pairs, which had been marked and monitored from June 2001 to July 2002, a period without a significant increase in temperature, and a second set of 21 *C. tenuis*-coral pairs, which had been marked and monitored from August 2004 to September 2005, a period that included the phase of above-average seawater warming; several of the sponge-coral pairs marked for the first period were remarked for the second (Table 1). Steel nails had been driven at the sponge-coral boundary at the beginning of each period, and two measurements (to the nearest 0.5 mm) of sponge lateral advance (or retreat) were taken with plastic calipers at approximately 6-month intervals (6-7 and 13 months after initial marking for both periods). All marked sponge-coral boundaries had an approximately straight ($\approx 180^\circ$) angle of confrontation between the sponge and coral planes, a situation in which the excavating sponge tissue continuously extends underneath the coral polyps

Table 1. Mean rates of lateral advance (cm yr⁻¹, mean±1 standard error) of the sponge *Cliona tenuis* into corals *Diploria strigosa* and *Siderastrea siderea* of (n) marked sponge-coral pairs measured in two 6-month consecutive intervals in each of two periods. Rates with an asterisk were significantly different in a paired-t test comparison between the two 6-month intervals for each period separately, or between the two periods for remarked sponge-coral pairs; coral species tested separately.

Coral species	Period					
	2001-2002			2004-2005		
	Jun-Dec 2001	Dec 2001-Jul 2002	n	Aug 2004-Mar 2005	Mar-Sep 2005	
<i>D. strigosa</i>	5.2±2.1	4.9±1.5	8	5.6±1.6	6.4±1.7	11
remarked		9.4±3.3			6.6±3.2	3
<i>S. siderea</i>	1.9±0.6	4.1±0.8*	11	3.6±0.9	3.5±0.6	10
remarked		3.8±0.7			3.0±1.2	5

and is thus able to advance (López-Victoria *et al.*, 2006). Measurements for all steel nails of each sponge-coral pair were averaged, generating a single datum per 6-monthly interval. Distances advanced were then standardized to rates of advance in cm yr⁻¹. Two paired (i.e., non-independent) 6-month rates were thus obtained for each sponge (on its coral colony) within each period. The two 6-month intervals of each period could thus be compared in a typical “before-after” (first interval-second interval) contrast using a Student-t paired comparisons test (for each period and for each coral species separately). This procedure eliminates the problem of non-independence by calculating the difference between each of the two paired measurements, converting those two variables in a single one whose observations are now independent, and tests if the mean difference of all pairs is zero (Sokal and Rohlf, 1981; Underwood, 1997). Differences between intervals only for the second period when prolonged warming occurred were expected. The same test was used for sponges which were marked in both periods, comparing yearly advance rates between periods.

As there were no shallow-water temperature data available for the studied periods, we used Degree Heating Week (DHW or Celsius degree week⁻¹) data obtained from processed satellite images (50 km resolution) generated every 3-4 days by the U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration/National Environmental Satellite, Data and Information Service (NOAA/NESDIS) (see <http://www.coralreefwatch.noaa.gov/satellite/index.html>). DHW images show “Hot Spots” where sea surface temperatures have remained a number of weeks above the maximum of the monthly summer values (about 29.5 °C for ground truth values in the Caribbean). One DHW is equivalent to one week, of the last 12, with temperatures staying at 1 °C above 29.5 °C, or half a week, of the last 12, with temperatures staying 2 °C above 29.5 °C (Liu *et al.*, 2003). Of the single pixel that includes Islas del Rosario, we obtained a single DHW datum from every available image throughout the studied periods. For comparisons, we plotted in-situ daily mean temperature readings obtained from HOBO® electronic data loggers (readings every 5 hours), placed at a depth of 12 m at the leeward side of the archipelago.

During the period 2001-2002, only a few months had values up to 1-2 DHW, occurring between October 2001 and February 2002, but not implying more than 2 weeks of continuous above-average temperatures (Figure 1a). For the period 2004-2005, a similar slight heating of 1-2 DHW was observed from September 2004 to January 2005 (most of the first 6-month interval of sponge measurements), but during the second 6-month interval temperatures remained above-average for several continuous weeks, starting in mid-June 2005, reaching a peak value of 10 DHW by the end of August 2005. By October 2005, when we did our last sponge measurements, values still reached 7-8 DHW (Figure 1b). The bleaching that ensued was massive at depths above 3-4 m, but less severe at greater depths (pers. obs. by SZ in early July 2005). In-situ temperature data at 12 m deep in general paralleled DHW trends, especially during the bleaching episode (Figure 1); daily mean temperatures were almost always above 29 °C since early June 2005, with a maximum value of 29.8 on July 1st.

For the period 2001-2002, the mean advance of *Cliona tenuis* into *Diploria strigosa* was not significantly different between the two 6-month measuring intervals (paired t-test, $t=0.46$, $p=0.66$; Table 1; Figure 2a). In contrast, *C. tenuis* advance into *S. siderea* was greater for the second interval ($t=-2.67$, $p=0.02$, $=7.1$, $p=0.02$; Table 1; Figure 2c), which was not particularly warmer than the first (Figure 1a). For the period 2004-2005, despite persistent warming during approximately four months of the second 6-month measuring interval, the mean advances of *C. tenuis* into both corals were not significantly different between intervals (paired t-test: *D. strigosa*, $t=-0.77$, $p=0.45$; *S. siderea*, $t=0.16$, $p=0.89$; Table 1; Figures 2b, 2d). In contrast to 2001-2002, in 2004-2005 the advance rate of *C. tenuis* into *D. strigosa* was more variable for each sponge individual between 6-month intervals. Although 4 out of the 11 *D. strigosa* colonies were pale or bleached when the last measurement took place, *C. tenuis* speed changes were not consistently related to color status (Figure 2b). *C. tenuis* rates of advance into *S. siderea* remained constant throughout period 2004-2005, and none of the colonies experienced color changes during the bleaching episode. There was also no significant difference between periods in the mean yearly rates of advance of remarked *C. tenuis* individuals (paired t-test; *D. strigosa*: $t=1.52$, $p=0.27$; *S. siderea*: $t=-1.03$, $p=0.36$; Table 1); the behavior of each sponge-coral pair in terms of sponge advance tended to vary between periods, with no apparent relation to the more prolonged warming of 2005.

Excavating sponges have benefited from coral mortality events associated to bleaching and diseases. Such was the case for *Cliona tenuis*, which occupied space freed after the mass mortality of the Elkhorn coral *Acropora palmata* in many shallow Caribbean fore reefs (López-Victoria and Zea, 2004). But contrary to what occurred in Belize where *C. tenuis* speeded up its advance into live corals in periods of greater-than-normal seasonal warming (Rützler, 2002), the 2005 warming event in the study area did not generate a consistent increase in its rate of advance during the periods of our study.

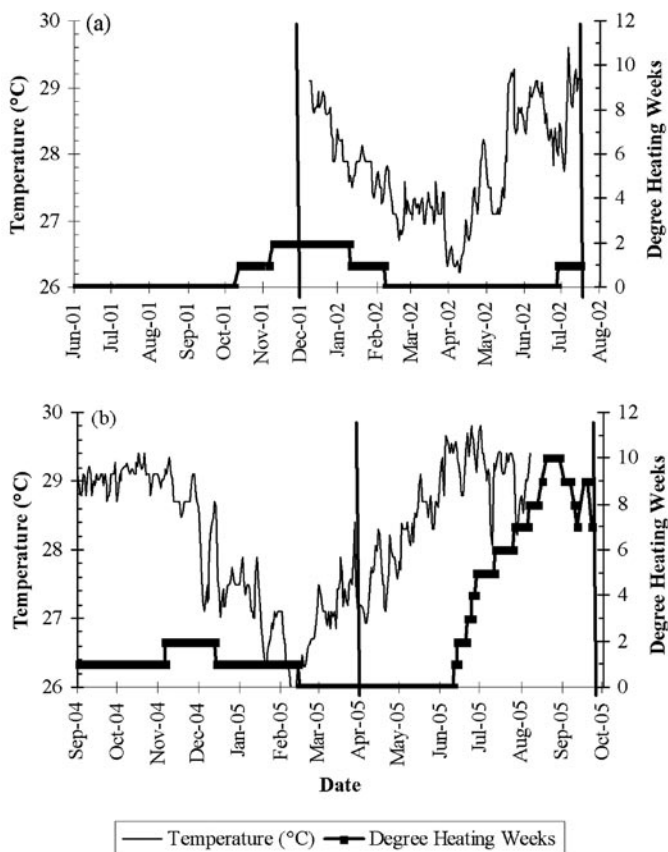


Figure 1. Sea-water temperature (°C) and surface warming episodes of higher temperatures (Degree Heating Weeks, DHW) at Islas del Rosario, Colombian Caribbean during the two periods of measurements of the rates of advance of the sponge *C. tenuis* into two species of reef corals. (a) Jun. 2001 – Aug. 2002, (b) Sep. 2004 – Oct. 2005. Vertical lines mark moments of sponge advance measurements, which roughly represent 6-month intervals. Temperature data are daily means obtained in-situ from HOBO® electronic data loggers. DHW data obtained from NOAA/NESDIS satellite images issued every three days (for details see text).

Instead, the response of the sponge and the corals to persistent above-average warming was variable: *C. tenuis* advance into *Siderastrea siderea*, which did not change color, remained constant; *C. tenuis* advance into *Diploria strigosa* was more variable, but not related to the intensity of coral bleaching. Color changes in marked *C. tenuis* individuals were not apparent, but shallower individuals located within the massive coral bleaching depth range were consistently grayer and softer than normal; thus, perhaps there was a physiological effect of temperature also on the sponge, which contributed to the variability in advance rates, or lack thereof. Another possibility is that a more consistent effect of warming on increasing or decreasing sponge spreading rates lagged beyond our last measurements, when DHW were still high and had lasted a little less than 4 months. On

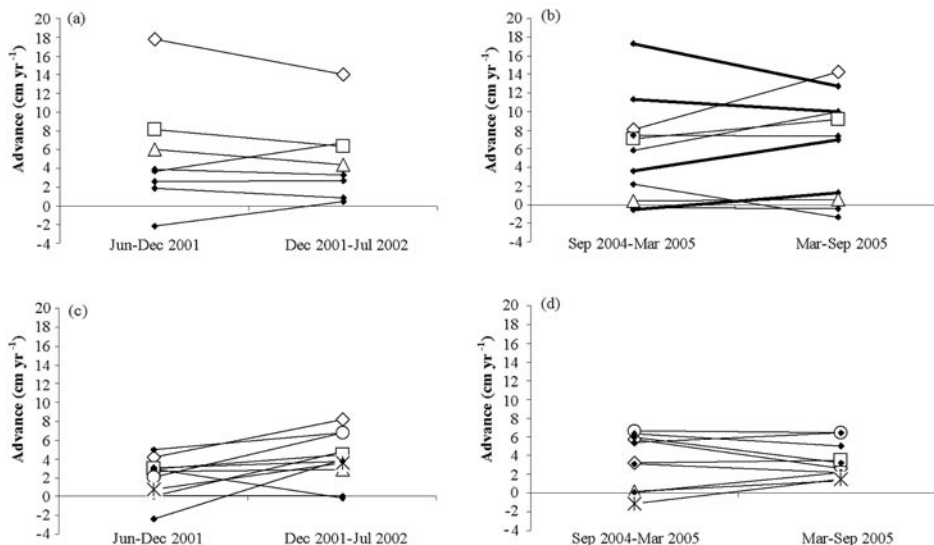


Figure 2. Lateral advance (cm yr^{-1}) of the sponge *Cliona tenuis* into the corals *Diploria strigosa* (a, b) and *Siderastrea siderea* (c, d) for each 6-month measuring interval in the periods 2001-2002 (a, c) and 2004-2005 (b, d). Lines join paired values for each marked sponge-coral pair. Open symbols identify sponge-coral pairs that were measured in both periods. Thicker lines represent cases in which the coral was found pale or bleached when the last measurement was taken (September 2005). For number of *C. tenuis*-coral pairs see Table 1.

the other hand, the advance of this sponge into corals is also determined by other factors (Rützler, 1975; 2002; Schönberg, 2002; 2003) and by organisms that may mediate in the interaction, such as turf algae or corallivorous fish (López-Victoria *et al.*, 2003; 2006; Márquez, 2005). Nonetheless, there is no data on whether high temperature is affecting indirectly the outcome of the coral-sponge interaction through effects in other factors or in the behavior of mediating organisms. Our data might also overlap regular seasons limiting any perception of normal seasonal effects on sponge advance. In summary, there was not a clear and consistent influence of the increased temperature in *C. tenuis* rates of advance into corals during the time of our observations. However, there is a hint in the data that the combined physiological stress of warming on the sponge and the coral generated an effect in rates of advance of the sponge that depended in this case on the variability in susceptibility between and within coral species and perhaps on individual sponges.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was funded by the Colombian Science Fund - COLCIENCIAS (grants 1101-09-10387 and 1101-09-13544), the Universidad Nacional de Colombia (Research Directorship - DINAIN), the Fondo para la Promoción de la Ciencia y la Tecnología del Banco de la República (contract 2001515), and the Instituto de

Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR. We thank Andia Chaves for her help in the field, Rafael Vieira of the Centro de Educación, Recreación e Investigación - CEINER, for his hospitality and logistical support at Islas del Rosario Oceanarium, and Diving Planet and Dolphin Dive Center of Cartagena for support in diving activities. In-situ temperature data were provided by INVEMAR's Colombian coral reef monitoring system - SIMAC; Alberto Rodríguez helped with its pre-processing.

LITERATURE CITED

- Cortés, J., M.M. Murillo, H.M. Guzman and J. Acuña. 1984. Pérdida de zooxantelas y muerte de corales y otros organismos arrecifales en el Caribe y Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 32(2): 227-231.
- Liu, G., A.E. Strong and W. Skirving. 2003. Remote sensing of sea surface temperatures during 2002 Barrier Reef coral bleaching. *EOS* 84(15): 137-144.
- López-Victoria, M and S. Zea. 2004. Storm-mediated coral colonization by an excavating Caribbean sponge. *Clim. Res.*, 26: 251-256.
- López-Victoria, M., S. Zea and E. Weil. 2003. New aspects on the biology of the encrusting excavating sponges *Cliona aprica*, *Cliona caribbaea* and *Cliona* sp. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 68: 425-432.
- López-Victoria, M., S. Zea and E. Weil. 2006. Competition for space between encrusting excavating Caribbean sponges and other coral reef organisms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 312: 113-121.
- Márquez, J.C. 2005. Mediación de los peces en las interacciones entre esponjas excavadoras y corales. Tesis M.Sc., Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Investigaciones marinas y Costeras-INVEMAR. 49 p.
- Rützler, K. 1975. The role of burrowing sponges in bioerosion. *Oecologia (Berl.)*, 19: 203-216.
- Rützler, K. 2002. Impact of crustose clionid sponges on Caribbean reef corals. *Acta Geol. Hisp.*, 37(1): 61-72.
- Schönberg, C.H.L. 2002. Substrate effects on the bioeroding Demosponge *Cliona orientalis*. 1. Bioerosion rates. *PSZN I: Mar. Ecol.*, 23(4): 313-326.
- Schönberg, C.H.L. 2003. Substrate effects on the bioeroding Demosponge *Cliona orientalis*. 2. Substrate colonization and tissue growth. *PSZN I: Mar. Ecol.*, 24(1): 59-74.
- Schönberg, C.H.L. and C.R. Wilkinson. 2001. Induced colonization of corals by a clionid bioeroding sponge. *Coral Reefs*, 20: 69-76.
- Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, 2nd edition. W.H. Freeman and Co., San Francisco, xviii + 859 pp.
- Weil, E. 2002. Sponge-induced coral mortality in the Caribbean. A potential new threat to Caribbean coral reefs. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ., Genova* 66-67: 211-212.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, xviii + 504 págs.

DATE RECEIVED: 01/11/05

DATE ACCEPTED: 19/09/06



NOTA:

AVES DE ISLA FUERTE Y TORTUGUILLA, DOS ISLAS DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL DEL CARIBE COLOMBIANO

Felipe A. Estela

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Cerro Punta Betín, Santa Marta, Colombia.
E-mail: felipe.estela@gmail.com

ABSTRACT

Birds of Isla Fuerte and Tortuguilla, two islands on the continental shelf of the Colombian Caribbean. Bird observations were made during five days between 2004 and 2006 on Isla Fuerte and Isla Tortuguilla, two continental shelf islands of the Colombian Caribbean coast. On both sites 83 species were recorded. Isla Fuerte is larger and has a more complex array of habitats, supporting a larger and more complete bird community. Noteworthy species and aspects on the conservation of these insular environments are discussed.

KEY WORDS: Birds, Colombian Caribbean coast, Islands, *Patagioena leucocephala*, Migratory species.

Sobre la plataforma continental de la parte central del Caribe colombiano se presenta un conjunto de islas costeras, la mayoría de ellas conformando los archipiélagos del Rosario y de San Bernardo. Sin embargo, Isla Fuerte y Tortuguilla, localizadas al suroeste de dichos archipiélagos, no hacen parte de ninguno de ellos.

Isla Fuerte (9° 20' - 25' N, 76° 10' - 21' W) se encuentra a 11 km de la costa continental frente a la población de Paso Nuevo (Córdoba). Es una formación calcárea con una elevación máxima de 12 m y un área emergida de 2,9 km² (Díaz *et al.*, 2000). Su vegetación está dominada por manglar en la parte norte y por potreros arbolados, rastrojos, cultivos de frutales y palmas en la parte central y algunos jardines. En ella habitan aproximadamente 2000 personas que viven de la pesca y el turismo.

Por su parte, Tortuguilla (9° 01' N, 76° 20' W) se encuentra a 9 km de la costa frente a la población de Puerto Escondido (Córdoba); está formada por un arrecife coralino subfósil emergido, comprende un área emergida de 0,1 km² y la vegetación predominante consiste en palmas de coco, árboles frutales y un cinturón de mangle Zaragoza (*Conocarpus erectus*) que la rodea en su mitad sur (Díaz *et al.*, 2000).

Contribución No. 969 del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR



La información existente sobre la biota de estas dos islas radica principalmente en la asociada al ambiente marino que las rodea (p. ej. Díaz *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 2000; López-Victoria *et al.*, 2001). Anderson (1975) trató algunos aspectos sobre historia, geología, economía y fauna de Isla Fuerte, y Jaramillo (1988) estudió la variación en la abundancia de fragatas (*Fregata magnificens*) que descansan en la parte norte de dicha isla a lo largo de un año. Un listado previo de las aves de Isla Fuerte, realizado a comienzos de la década de los 90's por la Universidad de Antioquia, nunca fue publicado y no se encuentra disponible para consulta (Jorge Aubad. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 2005. Com. Pers.). Igualmente escasa es la información ornitológica de las demás islas de esta región; Moreno-Patiño y López-Briceño (1982) hicieron un inventario en cuatro de las islas del archipiélago de San Bernardo, y Naranjo (1979) y de Ayala (1997) incluyeron anotaciones sobre algunas aves de los archipiélagos en sus trabajos de amplia cobertura.

El propósito de este trabajo es presentar un inventario preliminar de las aves de Isla Fuerte y Tortuguilla, realizado en cuatro visitas a Isla Fuerte (18-19 de julio de 2004, 06 de julio de 2005, 09 de noviembre de 2005 y 24 de septiembre de 2006, totalizando 40 horas de observación) y una a Tortuguilla (21 de julio de 2004, seis horas), y comentar aspectos sobre la composición de especies y conservación. Las observaciones se hicieron con binoculares 10X40 recorriendo ambas islas a lo largo de su periferia y en su interior, procurando abarcar todos los hábitats presentes.

En total se observaron 82 especies en las dos islas: 81 en Isla Fuerte y 14 en Tortuguilla. Este listado se ha complementado con las observaciones de Juan David Ramírez y Rodrigo Gaviria de la Sociedad Antioqueña de Ornitología, teniendo en total 83 especies (Anexo 1). En Isla Fuerte se registraron 30 especies migratorias (36% de su avifauna), lo cual sugiere que esta isla es un punto importante de concentración de estas aves, que encuentran en sus manglares un sitio importante de paso y alimentación antes de continuar su migración al interior del país. En las observaciones de septiembre y noviembre las reinitas migratorias (Parulidae) fueron las aves más abundantes en el manglar, alimentándose principalmente en *Conocarpus*. La comunidad de aves de Isla Fuerte exhibe todos los gremios alimenticios, posiblemente debido a que la isla presenta un mosaico de hábitats naturales e intervenidos que en conjunto permiten albergar una gran cantidad de especies; ello contrasta con la situación de Tortuguilla, que no sólo es más pequeña sino que su vegetación es mucho más homogénea, por lo que la cantidad de especies y sus poblaciones son reducidas. Solamente el Atrapamoscas Rastrojero (*Sublegatus arenarum*) fue observado exclusivamente en Tortuguilla en los arbustos de *Conocarpus* que rodean una pequeña laguna en el extremo suroccidental de la isla.

En Isla Fuerte se destaca un punto de descanso de fragatas en el extremo norte, donde se observaron hasta 200 individuos en julio de 2005. Jaramillo (1988) registró la presencia de más de 500 individuos de esa especie en este sitio, las cuales nunca

anidaron. Aunque es probable que la cantidad de individuos dependa de la época del año, este sitio de descanso es el más grande encontrado para esta especie en los manglares de esta región, ya que durante las observaciones en los manglares más cercanos, en la zona estuarina de Cispata, nunca se han registrado más de 100 fragatas (Estela, datos sin publicar). También se observaron hasta 50 individuos de Piquero Café (*Sula leucogaster*), especie muy escasa en esta región (Datos sin publicar).

Moreno-Patiño y López-Briceño (1982) registraron un total de 55 especies en cuatro de las islas de San Bernardo, de las cuales 13 (23.6%) no fueron observadas en Isla Fuerte; cinco de ellas (38.5%) son migratorias no muy abundantes en esta región del Caribe. Otro grupo importante de aves en las islas de San Bernardo son especies introducidas artificialmente, como el Carriquí (*Cyanocorax affinis*); esto se debe a que en estas islas hay muchas fincas de recreo en donde es frecuente la presencia de aves en jaula, incluso hay un aviario con aves exóticas en Isla Palma.

Es de resaltar el registro en Isla Fuerte de la Torcaza Cabeciblanca (*Patagioenas leucocephala*), considerada amenazada internacionalmente. Se trata de una nueva localidad para esta especie propia de manglares insulares, la cual no ha sido registrada aun en la costa cercana (Estela y López-Victoria 2005) a pesar de que eventualmente se encuentra en el continente (Hilty y Brown 1986; Moreno *et al.*, 1999). Esta paloma fue observada en julio de 2004 y 2005 y septiembre de 2006, y ha sido observada también en enero, abril, agosto y diciembre por miembros de la SAO y la Universidad Javeriana de Bogotá. Es posible que las poblaciones de esta torcaza presenten movimientos locales entre las distintas islas de la plataforma continental colombiana.

El paisaje de las islas continentales del Caribe colombiano ha sido considerablemente transformado por la infraestructura turística (Flórez y Etter 2004). Isla Fuerte es una de las islas de mayor tamaño y muy probablemente la de mayor diversidad de hábitats terrestres, lo cual se refleja claramente en la mayor cantidad de especies de aves en relación con el trabajo de Moreno-Patiño y López-Briceño (1982). La conservación de los hábitats terrestres de Isla Fuerte es crucial para garantizar la preservación de poblaciones de la Torcaza Cabeciblanca, del Piquero Café, fragatas y de muchas especies migratorias, algunas de las cuales son escasas en la costa continental, a pesar de su cercanía. Ello sugiere que estas islas constituyen un ecosistema y refugio particular para las poblaciones de aves de esta región del Caribe colombiano. El conjunto de islas cercanas a la costa ha sido propuesto como AICA (Área Importante para la Conservación de las Aves), del programa global de BirdLife International.

AGRADECIMIENTOS

Estas observaciones fueron realizadas durante el proyecto “*Plan de Seguimiento y Monitoreo de la Zona Deltaico Estuarina del Río Simú*” ejecutado por INVEMAR y



financiado por Empresa Urrá S.A. E.S.P. Agradezco especialmente la ayuda logística aportada por el personal de Invemar de la sede Cispata y el apoyo de Oscar David Solano y John Ortíz. Los señores Juan David Ramírez, Rodrigo Gaviria y Jorge Aubad de la Sociedad Antioqueña de Ornitología compartieron amablemente sus observaciones de Isla Fuerte. Paola Camacho de la Universidad Javeriana Bogotá compartió sus observaciones de campo y acompañó una de las salidas de campo. El texto fue mejorado con los comentarios y sugerencias de Ana Maria Umaña, Gary Stiles y Juan M. Díaz.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, P. S. 1975. Isla Fuerte. Colombia Geográfica, 5(2): 119-191.
- de Ayala, R. M. 1997. Inventario de la avifauna de los manglares del Caribe colombiano. Tesis de Grado, Departamento de biología, Facultad de Ciencias, Universidad del Valle, Cali, Colombia. 68 p.
- Díaz, J. M., J. A. Sánchez y G. Díaz-Pulido. 1996. Geomorfología y formaciones coralinas de Isla Fuerte y bajo Bushnell, plataforma continental del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost., 25: 87-106.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. A. Zapata and S. Zea. 2000. Áreas Coralinas de Colombia. INVMAR. Serie Publicaciones Especiales No. 5., Santa Marta, 176p.
- Estela, F. A. y M. López-Victoria. 2005. Aves de la parte baja del río Sinú, Caribe colombiano: inventario y ampliaciones de distribución. Bol. Invest. Mar. Cost., 34: 7-42.
- Flórez, C. y A. Etter. 2003. Caracterización ecológica de las Islas Múcura y Tintipán, Archipiélago de San Bernardo, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 27(104): 343-356.
- Hilty, S. L. y W. L. Brown. 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton Univ. Press. Princeton, Nueva Jersey. 836 pp.
- Jaramillo, J. C. 1988. Algunos aspectos del comportamiento de la Tijereta del Caribe *Fregata magnificens* Mathews 1914 (Familia: Fregatidae; Orden: Pelecaniformes; Clase: Aves), en la localidad de Isla Fuerte, Bolívar. Tesis de Grado, Facultad de Biología Marina, Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- López-Victoria, M., J. C. Márquez y J. M. Díaz. 2001. Las formaciones coralinas de Isla Tortuguilla (Caribe Colombiano). Bol. Invest. Mar. Cost., 29: 51-58.
- Moreno-Patiño, J.G. y R. A. López-Briceño. 1982. Contribución al conocimiento avifaunístico de las islas de San Bernardo (Tintipán, Múcura, Ceycen y Maravilla) en la costa norte de Colombia. Tesis de pregrado, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Moreno, J. G., R. M de Ayala y L. G. Naranjo. 1999. Expansión del rango de la Paloma Coroniblanca *Columba leucocephala* al territorio continental de Colombia. Caldasia, 21: 112-113.
- Naranjo, L. G. 1979. Las aves marinas del Caribe colombiano: taxonomía, zoogeografía y anotaciones ecológicas. Tesis de Grado, Facultad de Biología Marina, Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
- Remsen, J. V., Jr., A. Jaramillo, M. A. Nores, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, J. M. C. da Silva, D. F. Stotz y K. J. Zimmer. (Septiembre 2006). A classification of the bird species of South America. American Ornithologists Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.

FECHA DE RECEPCIÓN: 28/12/05

FECHA DE ACEPTACIÓN: 12/10/06

Anexo 1. Especies de aves registradas en Isla Fuerte y Tortuguilla. La nomenclatura sigue a Remsen *et al.*, (2006). Hábitats: Mg = Manglar; P = Playa; AP = Áreas abiertas, jardines y potreros; BS = Bosque seco y matorrales; AM = Aguas marinas.

#	Familia	Especie	Comentario	Hábitat	Isla Fuerte	Tortuguilla
1	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>		Mg	X	
2		<i>Anas discors</i>	M	Mg	X	
3	Pelecanidae	<i>Pelecanus occidentalis</i>	M	Mg, AM	X	X
4	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>		AM	X	
5	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>		Mg, AM	X	
6	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>		Mg, AM	X	X
7	Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i>		Mg	X	
8		<i>Butorides striata</i>	®	Mg	X	
9		<i>Butorides virescens</i>	M	Mg	X	
10		<i>Bubulcus ibis</i>		AP	X	X
11		<i>Ardea cocoi</i>		Mg	X	
12		<i>Ardea alba</i>		Mg	X	
13		<i>Pilherodius pileatus*</i>		Mg	X	
14		<i>Egretta tricolor</i>		Mg	X	
15		<i>Egretta thula</i>		Mg	X	
16		<i>Egretta caerulea</i>		Mg	X	
17	Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>		Mg	X	
18	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	M	AP, BS	X	
19	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	M	AM	X	
20	Accipitridae	<i>Buteo magnirostris</i>		AP, BS	X	
21		<i>Gampsonyx swainsonii</i>		AP, BS	X	
22	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	®	AP, BS	X	X
23		<i>Falco sparverius</i>		AP, BS	X	
24		<i>Falco peregrinus</i>	M	Mg	X	
25	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i>		Mg	X	
26	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>		AP, BS	X	
27		<i>Charadrius semipalmatus</i>	M	P	X	
28		<i>Charadrius wilsonia</i>	M	P	X	
29	Scolopacidae	<i>Numenius phaeopus</i>	M	P	X	
30		<i>Tringa flavipes</i>	M	P	X	
31		<i>Tringa solitaria</i>	M	P	X	
32		<i>Catoptrophorus semipalmatus</i>	M	P	X	
33		<i>Actitis macularia</i>	M	P	X	X
34		<i>Arenaria interpres</i>	M	P	X	
35	Laridae	<i>Larus atricilla</i>	M	AM	X	
36		<i>Sterna maxima</i>	M	AM	X	X
37		<i>Chlidonias niger</i>	M	AM	X	
38	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	®	AP, BS	X	X
39		<i>Columba livia</i>	®	AP	X	X
40		<i>Patagioenas cayennensis</i>		AP	X	
41		<i>Patagioenas leucocephala</i>	®	Mg	X	
42		<i>Leptotila verreauxi</i>	®	AP, Mg	X	
43	Psittacidae	<i>Aratinga pertinax</i>	®	AP	X	

#	Familia	Especie	Comentario	Hábitat	Isla Fuerte	Tortuguilla
44		<i>Amazona amazonica</i>	®	AP, BS	X	
45	Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	M	Mg	X	
46		<i>Crotophaga major</i>		Mg	X	
47		<i>Crotophaga ani</i>	®	AP, BS	X	X
48	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albigollis</i>		AP	X	
49	Trochilidae	<i>Lepidopygia goudoti</i>		AP, BS	X	
50	Alcedinidae	<i>Ceryle torquata</i>	®	Mg	X	
51		<i>Chloroceryle amazona</i>		Mg	X	
52		<i>Chloroceryle americana</i>		Mg	X	
53	Picidae	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	®	AP, BS	X	
54	Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	®	AP	X	
55		<i>Sublegatus arenarum</i>		Mg		X
56		<i>Todirostrum cinereum</i>	®	BS	X	
57		<i>Contopus virens</i>	M	Mg	X	
59		<i>Machetornis rixosus</i>	®	AP	X	
60		<i>Pitangus sulphuratus</i>		AP, BS, Mg	X	
61		<i>Tyrannus melancholicus</i>		AP, BS, Mg	X	X
62		<i>Tyrannus tyrannus</i>	M	AP	X	
63	Hirundinidae	<i>Tachycineta albiventer</i>		AP, Mg	X	
64		<i>Progne tapera</i>		Mg	X	
65		<i>Hirundo rustica</i>	M	AP	X	
66	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>		AP	X	
67		<i>Campylorhynchus griseus</i>		AP, BS	X	
68	Coerebidae	<i>Coereba flaveola</i>		AP, Mg	X	
69	Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	®	Mg, AP, BS	X	
70		<i>Thraupis palmarum</i>		AP	X	X
71		<i>Conirostrum bicolor</i>		P, Mg	X	X
72		<i>Piranga rubra</i>	M	AP	X	
73	Cardinalidae	<i>Saltator coerulescens</i>		AP	X	
74	Parulidae	<i>Vermivora peregrina</i>	M	Mg	X	
75		<i>Mniotilta varia</i>	M	Mg	X	
76		<i>Dendroica petechia</i>	M	P, Mg	X	
77		<i>Dendroica castanea</i>	M	Mg	X	
78		<i>Dendroica fusca</i>	M	Mg	X	
79		<i>Setophaga ruticilla</i>	M	Mg	X	
80		<i>Protonotaria citrea</i>	M	Mg	X	
81		<i>Seiurus noveboracensis</i>	M	P, Mg	X	
82	Icteridae	<i>Icterus nigrogularis</i>		AP	X	
83		<i>Quiscalus mexicanus</i>		P, Mg, AP	X	X

*: Registrada por Juan David Ramírez (Sociedad Antioqueña de Ornitología) en enero de 1997.

Categoría: ® = Reproducción comprobada en Isla Fuerte; M = Migratoria.

FE DE ERRATAS DE LOS ARTÍCULOS PUBLICADOS EN EL VOLUMEN 34 DEL BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS (2005)

Se corrigen las siguientes referencias bibliográficas dentro del artículo:

J.M. Betancourt, G. Ramírez-Triana

Estudio de los procesos relacionados con la presencia de plaguicidas organoclorados en la Ciénaga Grande de Santa Marta [Study of the processes related to the presence of organochlorides pesticides in the Ciénaga Grande de Santa Marta]□ 121

-Espinosa, L. F. y G. Ramírez. 1995. Análisis de residuos organoclorados en los sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. An. Ins. Inv. Mar. De Punta Betín, 24: 79-94.

Cambiar por:

Espinosa, L. F., G. Ramírez y N. H. Campos. 1995. Análisis de residuos organoclorados en los sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. An. Ins. Inv. Mar. De Punta Betín, 24: 79-94.

-Espinosa, L. F., G. Ramírez y N. H. Campos. 1998. Residuos de Plaguicidas Organoclorados en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Caldasia, 20 (1): 45-57.

Cambiar por:

Espinosa, L. F., N. H. Campos y G. Ramírez. 1998. Residuos de Plaguicidas Organoclorados en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Caldasia, 20 (1): 45-57.

-Plata, J., N. Campos y G. Ramírez. 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caldasia 17 (2): 199-204.

Cambiar por:

Plata, J., N. H. Campos y G. Ramírez. 1993. Flujo de compuestos organoclorados en las cadenas tróficas de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caldasia 17 (2): 199-204.

Se corrige la leyenda de la figura 2 (pg. 231) del artículo:

J.C. Márquez y J.M. Díaz

Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas [Coral and macroalgae interactions: dependence between involved species].....227

Figura 2. Categorías de interacción: a- Categoría recubrimiento (R), el alga *H. opuntia* sobre el coral *M. annularis*; b- Categoría contacto periférico (CP), interacción entre el alga parda *Dictyota* sp. y el coral *M. annularis*; c- Categoría contacto de tejido (CT), el alga *Dictyota* sp. en interacción con el coral *S. siderea* y; d- Categoría de no contacto (NC), en donde se observa al alga *H. discoidea* en interacción con *M. annularis*.

Cambiar por:

Figura 2. Categorías de interacción: a- Categoría recubrimiento, el alga *H. opuntia* sobre el coral *M. annularis*; b- categoría contacto periférico, interacción entre el alga parda *Lobophora variegata* y el coral *Mycetophyllia* sp.; c- categoría contacto de tejido, el alga *Dictyota* sp. en interacción con el coral *S. siderea* y; d- categoría de no contacto, en donde se observa al alga *H. opuntia* en interacción con *M. cavernosa*.

INSTRUCCIONES A LOS AUTORES

Se consideran para publicación en el Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras únicamente artículos originales, es decir, aquellos que incluyan resultados significativos que no han sido publicados ni están siendo considerados para publicación en otra revista. Se reciben también artículos de reflexión y revisión crítica, que compilen y resuman adecuadamente el trabajo en un campo particular y señalen líneas de investigación a seguir. Se tendrán en cuenta los manuscritos preparados según las normas siguientes. Como complemento, se recomienda a los autores siempre examinar cuidadosamente el estilo de presentación de artículos en el último volumen de la revista.

Idioma: Español o inglés, con resumen en ambos idiomas.

Presentación: Una copia impresa, anexando el archivo en formato digital y/o como archivo adjunto al correo electrónico: boletin@invemar.org.co. **Tipo de letra:** preferiblemente Times New Roman, tamaño 11 o su equivalente, en papel bond blanco tamaño carta y a doble espacio. **Máximo 40 páginas** incluyendo figuras y tablas; sólo en casos excepcionales y justificados se aceptarán manuscritos más extensos. **Márgenes:** izquierdo y superior de 3 cm y derecho e inferior de 2 cm como mínimo. **Todos los títulos** van en negrilla: título del trabajo y títulos principales en situación centrada y mayúsculas (incluidos los nombres científicos), dejando un espacio para comenzar el párrafo; los títulos de segundo rango centrados pero en minúsculas y sin dejar espacio para comenzar el párrafo; los de tercer rango al lado izquierdo y en minúsculas, también sin espacio. **Todas las hojas numeradas** consecutivamente, incluyendo las de figuras, tablas y leyendas para las figuras. Una vez aceptado el trabajo, el texto final deberá ser entregado nuevamente en archivo electrónico (textos, figuras y tablas) y/o enviado como archivo adjunto a: boletin@invemar.org.co. El contenido del archivo electrónico debe corresponder exactamente a la copia final impresa.

Texto: Conformado por las siguientes secciones en su orden: Título, Autor(es), Filiación y dirección del (de los) Autor(es), Resumen, Abstract, Introducción, Área de Estudio, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones (opcional), Agradecimientos y Bibliografía. Este formato puede ser modificado si la naturaleza del trabajo lo exige. Los artículos en forma de “**Notas**” deben ser idealmente de máximo 5 páginas de texto y sin división en secciones como los artículos extensos (excepto Abstract cuando el texto sea en español, Resumen cuando el texto sea en inglés), Agradecimientos y Bibliografía. **Resumen** de máximo 30 renglones en un sólo párrafo. El Abstract en inglés debe ser una traducción fiel de lo escrito en el resumen. Tanto el Resumen como el Abstract deben llevar al final y en un renglón aparte, máximo cinco **Palabras Clave** (Key Words), las cuales deben comenzar en mayúscula. El título del trabajo debe incluir una traducción fiel al inglés cuando el manuscrito sea en español, la cual se incluye en negrita al comienzo del Abstract, y viceversa cuando el trabajo sea en inglés.

Tablas: Elaboradas en procesador de texto (con la opción “tabla”), a doble espacio, cada una comenzando en página aparte y evitando trazar líneas verticales. La leyenda debe ir encima, en minúsculas, y ser suficientemente explicativa. Deben ser numeradas consecutivamente, citadas (en orden) en el texto y presentadas juntas al final del texto. La información incluida en las tablas no puede aparecer repetida en las figuras.

Figuras: Incluir bajo esta denominación todas las ilustraciones, como mapas, esquemas, fotografías y láminas. Deben ser excluidas del texto y el número correspondiente se indicará en cada figura, sobre el margen inferior. Las leyendas deben ir en minúsculas, presentarse juntas en hoja aparte y ser suficientemente explicativas. **Dibujos:** Letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al reducirlos no pierdan su nitidez. Se aceptan gráficas de computador pero de alta calidad (impresión láser o equivalente). **Fotografías:** La revista asume los costos de publicar fotografías en blanco y negro. Los costos de fotografías y figuras a color deben ser asumidos por el autor. Los archivos de las fotografías o imágenes a color, deben ser guardados en formato TIF, con una resolución de al menos 360 dpi y los colores deben corresponder a la escala CMYK. Se recomienda que la primera versión del manuscrito a ser sometido, utilice una resolución de 72 dpi, en escala RGB, para facilitar el envío de estos archivos por correo electrónico.

Abreviaturas: Pueden usarse abreviaturas o símbolos comunes, tales como m, km, g, mg, %, o °C, siempre y cuando vayan acompañando números. Evitar los puntos en las abreviaturas. Todas las cifras decimales deberán separarse con punto y no con coma.

Referencias: Dentro del texto citarse como en los siguientes ejemplos, evitando el uso de op. cit.: “La especie vive sobre sustratos rocosos y coralinos (Pérez, 1980; Darwin y Scott, 1991), aunque, según García (1992), prefiere fondos de cascajo”. Cuando la referencia involucra a más de dos autores debe citarse como: Castro *et al.* (1965) o (Castro *et al.*, 1965), donde “*et al.*” debe aparecer siempre en letra cursiva. Las comunicaciones personales deben evitarse en lo posible pero serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso y deberán seguir el siguiente formato: Nombre completo (punto) Institución (punto) Ciudad (coma) País (punto) Año (punto) Com. Pers.

Bibliografía: Incluir todas y únicamente las referencias citadas en el texto, en orden alfabético de apellidos y en orden cronológico cuando haya varios trabajos del mismo autor. El símbolo “&”, comúnmente usado, deberá reemplazarse por la letra “y” (o la palabra “and” según sea el caso). El estilo de elaboración de las citas bibliográficas debe verse en los trabajos publicados en este volumen para seguir obligatoriamente el mismo formato y su exactitud es responsabilidad únicamente de los autores. No se admiten citas de trabajos que no hayan sido aceptados para publicación y las citas de artículos en prensa deben incluir el volumen, el año, y el nombre de la revista en que saldrán publicados. **Recursos electrónicos:** Los documentos electrónicos varían constantemente dentro de las páginas Web, por lo tanto se prefiere que los autores citen documentos de este tipo únicamente en casos en que sea indispensable hacerlo y serán aceptadas a juicio del editor a cargo de cada artículo, según sea el caso; deberán seguir el siguiente formato: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) URL completa (punto)

Otros: No se admitirán notas de pie de página. Los nombres científicos de géneros y especies deben escribirse en letra cursiva o en su defecto subrayarse. Los registros taxonómicos deben hacerse siguiendo el código internacional de nomenclatura para lo cual el Boletín tiene un modelo con ejemplos, disponible para quien lo solicite. Las medidas se deben expresar en unidades del sistema métrico decimal. Recordar que los valores de salinidad deben presentarse sin unidades o símbolos. Se deben sugerir los nombres de al menos tres evaluadores para el documento sometido, incluyendo la información necesaria para contactarlos (dirección postal y correo electrónico).

Trámite: Los manuscritos, archivos electrónicos y correspondencia deben ser dirigidos a: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Cerro Punta de Betín, Santa Marta, Colombia (e-mail: boletin@invemar.org.co). Los trámites posteriores de evaluación y comunicación de resultados se harán preferentemente a través de correo electrónico, para mayor agilidad del proceso. Todo trabajo será evaluado por tres especialistas y en un término no mayor de tres meses el Consejo Editorial decidirá e informará si el artículo se acepta para publicación, si es aceptable pero debe ser corregido siguiendo las recomendaciones de los evaluadores o si se rechaza. En caso de correcciones los autores deberán entregar una nueva versión en un plazo no mayor a dos meses.

If you need instructions in English, please send us an e-mail to: boletin@invemar.org.co

BOLETIN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS (BULLETIN OF MARINE AND COASTAL RESEARCH)

FORMATO DE SUSCRIPCION SUBSCRIPTION FORM

Nombre completo: Full name:		Fecha: Date:	
Filiación: Affiliation:			
Grado Académico: Degree:			
Dirección: Address			
Ciudad: City:		Departamento: State:	
Codigo Postal: ZIP		País: Country:	
Telefono: Telephone:		Fax:	
Correo electrónico: Email:			

	COLOMBIA	OTROS PAISES / OTHER COUNTRIES
PRECIOS PRICES	\$ 20.000 pesos Envío: \$ 5.500 (kilo adicional \$1.200) más IVA.	US\$ 10 más envío / plus shipment (USD \$10)

Forma de suscripción (seleccione macando con X) Subscription details (select with X)
Canje: (especificar la revista) Exchange (specify journal)
Pago Payment
<p>Para pago nacional: BANCO DAVIVIENDA Cuenta de ahorros No. 1160 6999994-8 INVEMAR</p> <p>Para pagos internacionales: For international payment ABA Routing Number 066011392 OCEAN BANK 780 NW 42nd Avenue, Miami, Florida 33126 Account 0082-7657-20 INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS - INVEMAR</p>

J.M. Guerra-García, T. Krapp-Schickel and H.G. Müller

Caprellids from the Caribbean coast of Colombia, with description of three new species and a key for species identification
[Caprélidos de la costa Caribe de Colombia, con la descripción de tres especies nuevas y una clave para la identificación de las especies]..... 149

C. Castro S., M. Monroy L. y O.D. Solano

Estructura de la comunidad epifaunal asociada a colonias de vida libre del hidrocoral *Millepora alcornis* Linnaeus 1758 en Bahía Portete, Caribe colombiano
[Structure of the epifaunal community associated with free-living colonies of *Millepora alcornis* Linnaeus 1758 in Portete Bay, Colombian Caribbean] 195

G. Duque y A. Acero P.

Ración diaria y consumo de alimento de la población de *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano
[Daily ration and food consumption of the population of *Anchovia clupeioides* (Pisces: Engraulidae) in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean] 207

O. H. Avila-Poveda and E.R. Baqueiro-Cárdenas

Size at sexual maturity in the queen conch *Strombus gigas* from Colombia
[Talla en madurez sexual del caracol pala *Strombus gigas* de Colombia]..... 223

NOTAS-NOTES

C.B. García y N. Mendoza

Aspectos de la biología de *Portunus spinicarpus* Stimpson, 1871 (Decapoda: Portunidae) en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano
[Aspects of the biology of *Portunus spinicarpus* Stimpson 1971 (Decapoda: Portunidae) in the Gulf of Salamanca, Colombian Caribbean] 235

M.C. Díaz R., G. Bula Meyer, S. Zea y A. Martínez

Ensayos de actividad biológica y ecología química de extractos orgánicos de algunas macroalgas del Caribe colombiano
[Bioassays of biological activity and chemical ecology of organic extracts from some Colombian Caribbean macroalgae]..... 241

D.P. Báez y N.E. Ardila

Sobre la sinonimia entre *Armina watlla* Marcus y Marcus, 1967 y *Armina muelleri* (Ihering, 1886) (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae)
[On the synonymy between *Armina watlla* Marcus & Marcus, 1967 and *Armina muelleri* (Ihering, 1886) (Gastropoda: Nudibranchia: Arminidae)] 249

A. Aguirre-Aguirre, N. Manrique-Rodríguez y N. Cruz-Castaño

Primer registro del cangrejo *Pilumnus pannosus* Rathbun (Decapoda: Brachyura: Pilumnidae) para el Caribe colombiano
[First record of *Pilumnus pannosus* Rathbun (Decapoda: Brachyura: Pilumnidae) from the Colombian Caribbean] 255

J.C. Márquez, S. Zea and M. López-Victoria

Is competition for space between the encrusting excavating sponge *Cliona tenuis* and corals influenced by higher-than-normal temperatures?
[¿Está la competencia por espacio entre la esponja excavadora incrustante *Cliona tenuis* y los corales, influenciada por temperaturas más altas de lo normal?]..... 259

F.A. Estela

Aves de Isla Fuerte y Tortuguilla, dos islas de la plataforma continental del Caribe colombiano
[Birds of Isla Fuerte and Tortuguilla, two islands on the continental shelf of the Colombian Caribbean] 267

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bulletin of Marine and Coastal Research)

VOL. 35

Santa Marta, Colombia, 2006

CONTENIDO - CONTENTS

C.B. García and G. Díaz-Pulido

Dynamics of a macroalgal rocky intertidal community in the Colombian Caribbean

[Dinámica de una comunidad macroalgal del intermareal rocoso en el Caribe colombiano]..... 7

A.I. Guzmán-Alvis, P. Lattig and José A. Ruiz

Spatial and temporal characterization of soft bottom polychaetes in a shallow tropical bay (Colombian Caribbean)

[Caracterización espacial y temporal de los poliquetos de fondos blandos en una bahía tropical (Caribe colombiano)]..... 19

E. Cancio Mozo, J.C. Narváez Barandica y J. Blanco Racedo

Dinámica poblacional del coroncoro *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano

[Population dynamics of the "coroncoro" fish *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean]..... 37

G. Bernal, A. Velásquez, I. Vargas, A.C. Agudelo, C.A. Andrade, J.G. Domínguez, C. Ricaurte y G. Mayo

Variabilidad de los aportes a los sedimentos superficiales durante un ciclo anual en los bancos de Salmedina

[Sediment supply variability during an annual cycle in Salmedina Reef Banks]..... 59

N. Manrique-Rodríguez, S. Bejarano-Chavarro y J. Garzón-Ferreira

Crecimiento del abanico de mar *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) en el área de Santa Marta, Caribe colombiano

[Growth of sea fan *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758) (Cnidaria: Gorgoniidae) in the Santa Marta area, Colombian Caribbean] 77

J. Arias, S. Zea, F. Newmark y M. Santos-Acevedo

Determinación de la capacidad antiepiibiótica de los extractos orgánicos crudos de las esponjas marinas *Cribrochalina infundibulum* y *Biemna cribaria*

[Antifouling capacity determination of crude organic extracts from the marine sponges *Cribrochalina infundibulum* and *Biemna cribaria*]..... 91

A. Acero P., A. Polanco F. y J. Garzón-Ferreira

Coexistencia de las dos especies de cachorreta (Pisces: *Auxis*) en la región de Santa Marta, Colombia

[Coexistence of the two species of *Auxis* (Pisces) in the Santa Marta region, Colombia]..... 103

M. López-Victoria and D.M. Rozo

Model-based geomorphology of Malpelo Island and spatial distribution of breeding seabirds

[Modelación geomorfológica de la Isla Malpelo y distribución espacial de aves marinas anidantes] 111

A. Osorno Arango y J.M. Díaz Merlano

Explotación, usos y estado actual de la cigua o burgao *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda: Trochidae)

en la costa continental del Caribe colombiano

[Exploitation, uses and current status of the West Indian topshell *Cittarium pica* (Mollusca: Gastropoda, Trochidae) along the Colombian Caribbean coast]..... 133