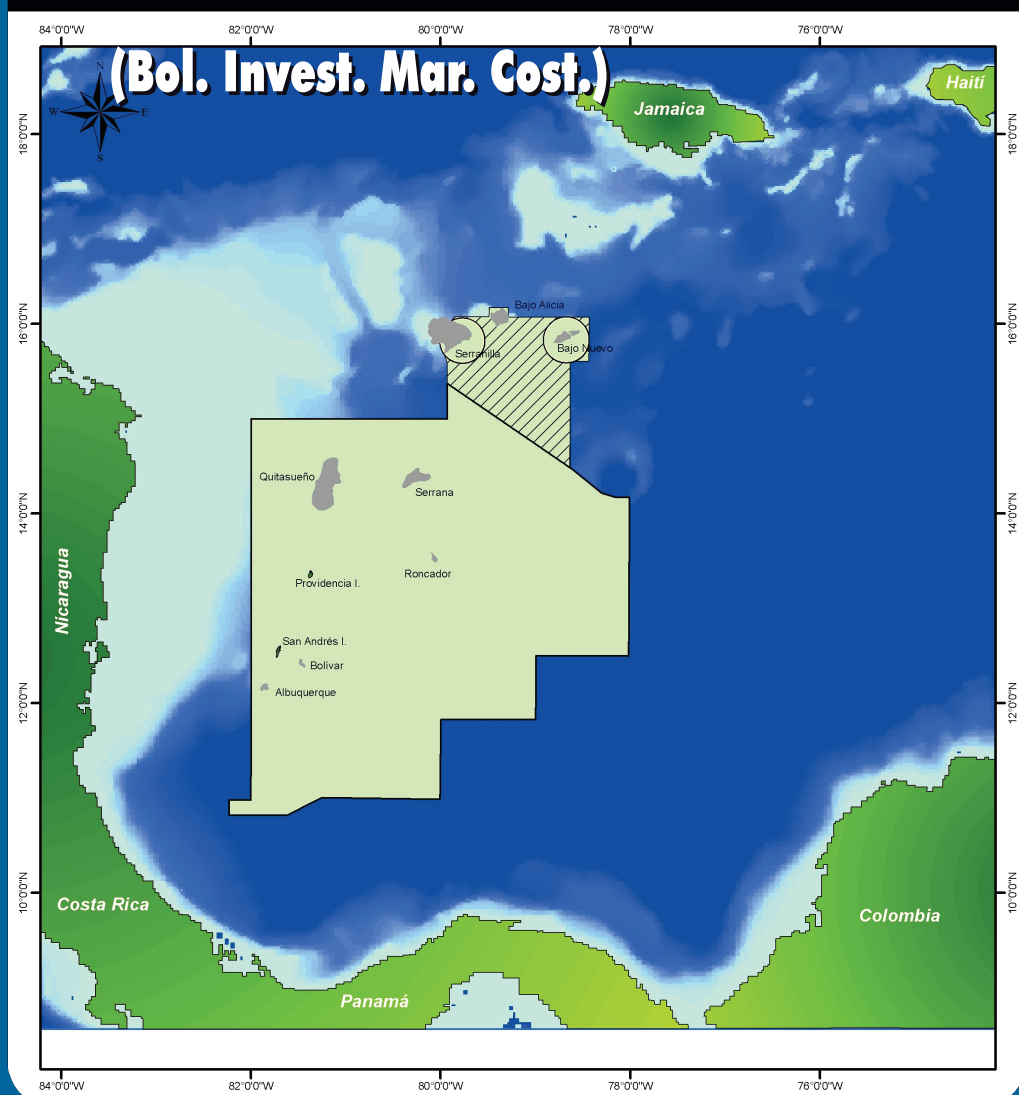




invemar

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés"
Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS



BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS
(Bol. Invest. Mar. Cost.)
(ISSN 0122-9761)

La revista científica Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras está dirigida a la comunidad científica y a las personas relacionadas con temas medioambientales en zonas marino-costeras, con particular énfasis en la región neotropical. 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 desde 1967 por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José 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”. A partir del año 2008 se publican dos números por volumen anual manteniendo esta periodicidad hasta la fecha. La revista se encuentra indexada en Publindex-Colciencias en la categoría A2, posición mantenida desde 2005, y también está en Web of Knowledge y SciELO-Colombia. El Boletín es una publicación de libre acceso, que puede ser consultada en el portal del Invemar (www.invemar.org.co/boletin) y además es distribuida a nivel nacional e internacional a través del sistema de canje. Las instrucciones a los autores para la preparación y envío de manuscritos se encuentran en las últimas páginas de este número y en el portal de Internet.

El Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras se acoge a normas éticas para la publicación de documentos científicos, en particular a la evaluación por pares de todos los documentos aceptados. Así mismo, se espera de todos los autores el seguimiento de un código ético que garantice el avance de la ciencia y la protección del ambiente natural.

Director del Invemar

Francisco A. Arias Isaza, *Ph. D.*

Director de la Revista

Jesús A. Garay, *M. Sc.*

Invemar, Colombia

Editor General

Arturo Acero Pizarro, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar),
Colombia

Editores Invitados, Vol. 44(1)

Jorge Corredor, *Ph. D.*

Universidad de Puerto Rico, Puerto Rico

Sven E. Zea, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar),
Colombia

Comité Editorial

Arturo Acero, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Caribe (Cecimar),
Colombia

Carlos Andrade, *Ph. D.*

Investigador independiente, Colombia

Antonio Baeza, *Ph. D.*

Clemson University y Smithsonian Marine Station at Fort Pierce,
Estados Unidos

Gladys Bernal, *Ph. D.*

Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia

Arnaud Bertrand, *Ph. D.*

Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Francia

Maribeb Castro, *Ph. D.*

Universidad del Tolima, Colombia

Javier A. Díaz Ochoa, *Ph. D.*

Universidad de Magallanes, Chile

Guillermo Díaz-Pulido, *Ph. D.*

Griffith University, Australia

Andrés Franco, *Ph. D.*

Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia

Diego L. Gil Agudelo, *Ph. D.*

Empresa Colombiana de Petróleos (Ecopetrol), Colombia

José Horrillo-Caraballo, *Ph. D.*

Swansea University, Reino Unido

Rafael Lemaitre, *Ph. D.*

Smithsonian Institution, Estados Unidos

Mateo López-Victoria, *Dr. rer. nat.*

Pontificia Universidad Javeriana de Cali, Colombia

Gabriel R. Navas S., *Ph. D.*

Universidad de Cartagena, Colombia

Jorge Páramo, *Ph. D.*

Universidad del Magdalena, Colombia

José Julián Tavera, *Ph. D.*

Universidad del Valle, Colombia

Luisa Villamil, *Ph. D.*

Investigadora independiente, Colombia

Asistente Editorial

David Leonardo Herrera Paz, *M. Sc.*

Invemar, Colombia

Comité Científico

Jacobo Blanco, <i>M. Sc.</i> †	Universidad del Magdalena, Colombia
Juan Manuel Díaz, <i>Dr. rer. nat.</i>	Fundación Marviva, Colombia
Alfredo Gómez G., <i>M. Sc.</i>	Universidad de Oriente y Museo Marino de Margarita, Venezuela
Claudia Hernández, <i>Ph. D.</i>	Universidad Austral de Chile, Chile
Mónica Puyana, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Efraín Rodríguez, <i>Ph. D.</i>	Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Pacífico (CCCP), Colombia
Gloria Sánchez, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Concepción, Chile
Adolfo Sanjuan Muñoz, <i>M. Sc.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Marie-Luise Schnetter, <i>Dr. rer. nat.</i>	Justus-Liebig-Universität (huésped del Instituto de Botánica), Alemania
Yves-François Thomas, <i>Ph. D., Docteur d'Etat</i>	Université Paris-1, Francia

Evaluadores de este número

Arturo Sierra, <i>Ph. D.</i>	Cibnor, México
Gilma Delgado, <i>Ph. D.</i>	Centro de investigaciones Pesqueras, Cuba
Ruperto Chaparro, <i>M. Sc.</i>	Universidad de Costa Rica, Costa Rica
Michael Wynne, <i>Ph. D.</i>	University of Michigan Herbarium, Estados Unidos
Luis Manjarrés, <i>Ph. D.</i>	Universidad del Magdalena, Colombia
Carlos Polo, <i>Ph. D.</i>	Autoridad Nacional de Pesca y Acuicultura, Colombia
Jeffrey Wielgus, <i>Ph. D.</i>	Ocean Conservation, Estados Unidos
Jorge Maldonado, <i>Ph. D.</i>	Universidad de los Andes, Colombia
Suzanne Fredericq, <i>Ph. D.</i>	University of Louisiana at Lafayette, Estados Unidos
Wilson Freshwater, <i>Ph. D.</i>	Center for Marine Science, Estados Unidos
Guillermo Díaz-Pulido, <i>Ph. D.</i>	Griffith University, Australia
José Tavera, <i>Ph. D.</i>	Universidad del Valle, Colombia
Andrea Polanco, <i>Ph. D.</i>	Invemar, Colombia
Pedro Dueñas, <i>M. Sc.</i>	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia
Óscar Díaz, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Oriente, Venezuela
Antonio Baeza, <i>Ph. D.</i>	Clemson University y Smithsonian Marine Station at Fort Pierce, Estados Unidos
Carlos Carmona, <i>Ph. D.</i>	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Venezuela
Néstor Ardila, <i>Ph. D.</i>	Ecomar, Colombia
Diana Gómez, <i>M. Sc.</i>	Invemar, Colombia
Jorge Páramo, <i>Ph. D.</i>	Universidad del Magdalena, Colombia
Arnaud Bertrand, <i>Ph. D.</i>	Institut de Recherche pour le Développement, Francia
Mateo López-Victoria, <i>Dr. rer. nat.</i>	Pontificia Universidad Javeriana de Cali, Colombia
Ricardo Barra, <i>Ph. D.</i>	Universidad de Concepción, Chile

Imágen portada

Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biosfera Seaflower, Colombia.

Foto: CORALINA

Canje

Centro de Documentación

E-mail: bibliote@invemar.org.co

Distribución

Asistente Editorial
Invemar
Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero
Santa Marta, Colombia
E-mail: boletin@invemar.org.co

Boletín en línea

www.invemar.org.co/boletin

Diagramación y montaje electrónico

Laura Guerrero, Marquillas S. A.

Impresión

Marquillas S. A., Sabaneta (Antioquia), Colombia

Derechos reservados conforme a la ley, los textos pueden ser reproducidos total o parcialmente citando la fuente.

Citar los artículos:

Autores. 2015. Título del artículo. Bol. Invest. Mar. Cost., 44 (1): ámbito de páginas.

BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS

(Bol. Invest. Mar. Cost.)

Registrado en ASFA, Biological Abstracts, Biosis Previews, Geobase,
Periódica, Zoological Record, Latindex, Publindex, SciELO-Colombia,
DOAJ e ISI Web of Knowledge

44 (1)



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

Vinculado al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible

Santa Marta, Colombia, 2015

CONTENIDO - CONTENTS

J. S. Celis y J. E. Mancera Pineda

Análisis histórico de la incidencia de ciguatera en las islas del Caribe durante 31 años: 1980 – 2010

[Historical analysis of ciguatera incidence in the Caribbean islands during 31 years: 1980-2010]. 7

L. A. Guerra-Vargas y J. E. Mancera-Pineda

Evaluación de amenazas antropogénicas en ecosistemas de playa en San Andrés, una isla pequeña del Caribe suroccidental

[Assessments of anthropogenic threats to marine ecosystem services, using risk perception approach, are very scarce in the Greater Caribbean islands] 33

M. R. Albis-Salas and B. Gavio

Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia IV: new records of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum*

[Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano IV: nuevos registros de macroalgas epífitas sobre hojas de *Thalassia testudinum*] 55

M. Rueda, V. Ward Bolívar, D. Bustos-Montes, S. Posada Osorio, E. Sanjuanelo, A. Rodríguez y M. Cano Correa

Parámetros biológico-pesqueros del Striped Chub (*Kyphosus incisor*) relevantes para su manejo y conservación en el Parque Nacional Natural Old Providence Mcbean Lagoon

[Fisheries biology parameters of the yellow chub (*Kyphosus incisor*) for management and conservation in the Old Providence McBean Lagoon National Park] 71

L. Londoño-Díaz and M. Vargas-Morales

An insight into the economic value of reef environments through the literature: the case of the Biosphere Reserve Seaflower

[Una perspectiva del valor económico de los ambientes coralinos a través de la literatura: el caso de la Reserva de Biosfera Seaflower]. 93

B. Gavio, M.A. Cifuentes-Ossa and M.J. Wynne

Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia V: First study of the algal flora of Quitasueño Bank

[Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe Colombiano V: primer estudio preliminar sobre la flora macroalgal del Banco Quitasueño]. 117

N. Bolaños-Cubillos, A. Abril-Howard, H. Bent-Hooker, J.P Caldas y A. Acero P.

Lista de peces conocidos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe occidental colombiano

[List of fishes known from San Andrés, Old Providence and Saint Catalina Archipelago, Biosphere Reserve Seaflower, Western Colombian Caribbean] 127

C. Arteaga-Flórez y M. H. Londoño-Mesa

Neréididos (Nereididae, Polychaeta, Annelida) asociados a raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en islas San Andrés y Providencia, Caribe colombiano
[Nereidids (Nereididae, Polychaeta, Annelida) associated to red mangrove roots, *Rhizophora mangle*, in San Andrés and Old Providence islands, Colombian Caribbean] 163

A. Hernández-Maldonado y N. Hernando Campos Campos

Estado actual de la población adulta del cangrejo semiterrestre *Cardisoma guanhumi* (Latreille) en la isla de San Andrés, Caribe colombiano
[Present status of the adult population of the semiterrestrial crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille) in San Andrés, Colombian Caribbean] 185

J. Vega-Sequeda, C. M. Díaz-Sánchez, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, M. Díaz-Ruiz y D. Isabel Gómez-López

Biodiversidad marina en Bajo Nuevo, Bajo Alicia y Banco Serranilla, Reserva de Biosfera Seaflower
[Marine biodiversity in remote areas in the Colombian Caribbean: New Shoal, Alice Shoal and Serranilla Bank]. 199

Instrucciones a los autores 225

Intructions to authors 228

ANÁLISIS HISTÓRICO DE LA INCIDENCIA DE CIGUATERA EN LAS ISLAS DEL CARIBE DURANTE 31 AÑOS: 1980 – 2010

Juan Sebastián Celis¹ y José Ernesto Mancera Pineda^{1,2,3}.

1 Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe. Grupo Modelación de Ecosistemas Costeros. San Andrés, Colombia. jscelisme@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología, Bogotá, Colombia. Grupo Modelación de Ecosistemas Costeros. jemancerap@unal.edu.co

3 Comisión Oceanográfica Intergubernamental. Grupo de trabajo IOC ANCA-Iocaribe, Algas Nocivas del Caribe.

RESUMEN

La ciguatera es una enfermedad causada por el consumo de peces que han acumulado ciguatoxinas liposolubles, producidas por dinoflagelados de los géneros *Gambierdiscus*, *Ostreopsis*, *Coolia* y *Prorocentrum*. El verdadero alcance de la enfermedad y su impacto en el turismo y la salud pública es poco conocida. Por tal motivo, se analizó la incidencia de ciguatera en los estados insulares del Caribe (EIC) y en la isla de San Andrés (SAI), en busca de tendencias espaciales y temporales. A través de los informes epidemiológicos obtenidos del Centro Epidemiológico del Caribe (CAREC) y de la Secretaría de Salud Departamental de SAI, se calculó la incidencia per cápita de ciguatera en el período comprendido entre 1980 - 2010 para los EIC y 2007 - 2011 para SAI. Los datos fueron analizados mediante pruebas *t*, tasas de incidencia y análisis de *ranking*. Los resultados muestran que en el período 1980-2010 hubo 10710 casos registrados de 18 países del CAREC, con una incidencia anual promedio del 42/100 000. Asimismo, hubo un aumento entre los períodos 1980-1990 y 2000-2010, con un promedio anual calculado a partir de los casos registrados de 34.2 y 45.2 / 100 000, respectivamente. La isla de Montserrat presentó la mayor incidencia en la región, 350/100 000 mientras que SAI presentó una incidencia de 25/100 000 habitantes, ocupando el octavo lugar en comparación con las islas analizadas. La proporción de las tasas para los países CAREC (incidencia anual promedio de 2000 a 2010 / incidencia media anual de 1980 a 1990) fue de 1.36, por lo que hubo un aumento del 32% en la incidencia anual promedio entre los países y casi el 300% entre los dos períodos de tiempo. El nivel de incidencia registrada de ciguatera en el Caribe ha aumentado en los últimos 31 años, principalmente el Caribe Oriental. Islas como Bahamas, Antigua y Barbuda contribuyen en gran medida al aumento registrado. Teniendo en cuenta que el modelo de desarrollo de gran parte de la región se basa en la industria del turismo y el pescado es una fuente de proteínas importante para las comunidades del Caribe, se puede concluir que la ciguatera es un problema creciente que se espera que aumente de forma paralela a los cambios ambientales.

PALABRAS CLAVES: Ciguatera, Caribe, Salud pública, San Andrés, Resiliencia.



ABSTRACT

Historical analysis of ciguatera incidence in the Caribbean islands during 31 years: 1980-2010. Ciguatera fish poisoning is a seafood-borne illness caused by the consumption of fish that have accumulated lipid-soluble ciguatoxins, produced by dinoflagellates of the genera *Gambierdiscus*, *Ostreopsis*, *Coolia* and *Prorocentrum*. The true extent of the disease and its impact on tourism and public health on the Caribbean islands is poorly understood. For this reason, we analyze the incidence of ciguatera in the Caribbean states (CS) and San Andrés Island (SAI), seeking spatial and temporal trends. Through epidemiological reports obtained from the Caribbean Epidemiology Centre (CAREC) and the Departmental Health Secretariat of SAI, the per capita incidence of ciguatera has been calculated for the periods 1980 to 2010 and 2007 to 2011, respectively. Subsequently the data were analyzed using *t* tests, incidence rate ratio and rank correlation. The data show that, over the period 1980-2010, there were 10 710 cases reported from 18 CAREC countries, with an average annual incidence of 42/100 000. There was an increase between the periods 1980-1990 and 2000-2010 with annual averages calculated from reported cases of 34.2 and 45.2 / 100 000 respectively. The island of Montserrat presented the highest incidence in the region, 350 / 100 000 while SAI showed an incidence of 25/100 000 inhabitants, occupying the eighth position among the analyzed islands. The rate ratio (average annual incidence 2000-2010 / average annual incidence 1980-1990) was 1.36, so there was a 32% increase in the average annual incidence among CAREC countries and almost 300% between the two time periods. The ciguatera incidence level in the Caribbean has increased over the last 31 years, mainly in the Eastern Caribbean. The Bahamas, Antigua and Barbuda contribute greatly to the reported increase. Considering that the development model of much of the region is based on the tourism industry and that fish is a major protein source for Caribbean communities, it can be concluded that ciguatera is a growing problem which is expected to increase in parallel with environmental change.

KEY WORDS: Ciguatera, Caribbean, Public health, San Andrés Island, Resilience.

INTRODUCCIÓN

La ciguatera es una enfermedad transmitida principalmente por el consumo de pescado contaminado con toxinas de origen natural (Bagnis *et al.*, 1980), que afecta cada año entre 25 000 (Lewis y Stelin, 1992) y 500 000 (Stinn *et al.*, 1998) personas en el mundo. El principal organismo que la causa es el dinoflagelado *Gambierdiscus toxicus* (Adachi y Fukuyo, 1979), que vive sobre macroalgas colonizadoras de arrecifes de coral (Lehane y Lewis, 2000). Las toxinas entran en la red trófica cuando peces herbívoros consumen *G. toxicus* mientras forrajea sobre las macroalgas (Yasumoto *et al.*, 1977; Bagnis *et al.*, 1980; Bagnis, 1981). Las toxinas se acumulan en los tejidos de los peces (Legrande *et al.*, 1992) y se bioacumulan en las especies depredadoras de los niveles más altos de la red trófica, con el ser humano como consumidor final. Más de 300 especies de peces han sido registradas como vectores de ciguatera, siendo las especies de las familias Sphyraenidae (barracuda), Muraenidae (morena), Scombridae (sierra) y Lutjanidae (pargo), todas ellas carnívoras, las fuentes más comunes de toxinas (Lehane y Lewis, 2000).

La mayoría de los estudios sobre ciguatera se han enfocado en los aspectos clínicos y epidemiológicos (Chateau-Degat *et al.*, 2005), menor esfuerzo se ha hecho en elucidar las interacciones entre toxinas, sustratos algales y la ecología del fenómeno. Según Goater *et al.* (2011), la incidencia de ciguatera probablemente refleja la dificultad de los arrecifes de coral para aclimatarse al efecto acumulativo de la variación de las condiciones ambientales. Existen numerosas hipótesis para explicar la temporalidad de la producción de toxinas (Chinain *et al.*, 1999; Chateau-Degat *et al.*, 2005), por ejemplo, temperatura superficial del océano (Chinain *et al.*, 1999; Hales *et al.*, 1999; Chateau-Degat *et al.*, 2005), crecimiento poblacional de *G. toxicus* (Yasumoto *et al.*, 1980; Bagnis, 1981; Bomber *et al.*, 1988; Cook *et al.*, 2004; Chateau-Degat *et al.*, 2007), eventos de blanqueamiento de coral (Chinain *et al.*, 1999), daño al arrecife de coral producido por el desarrollo de infraestructura (Bagnis *et al.*, 1980; Anderson *et al.*, 1983; Ruff, 1989; Hearnden *et al.*, 2003), luz solar, niveles de nutrientes, corrientes oceánicas, vientos (Bomber *et al.*, 1988) y eventos de lluvia (Anderson *et al.*, 1983). Se ha sugerido que los brotes ocurren solo donde las condiciones ambientales favorecen el crecimiento de cepas de *G. toxicus* genéticamente tóxicas (Bagnis *et al.*, 1980). La ocurrencia de la ciguatera es más evidente en las regiones donde la temperatura superficial del mar es alta, ya que temperaturas de ≥ 29 °C permiten un crecimiento máximo de las poblaciones de *Gambierdiscus* (Tester *et al.*, 2010).

En el Caribe se han registrado casos de ciguatera desde el siglo XVIII (Halstead, 1967). Patrones de uso de recursos por parte de los grupos Arawak y Caribe que habitaban el Caribe oriental podrían indicar que ellos también enfrentaron problemas con esta enfermedad (Price, 1966). Al igual que otros tipos de intoxicación marina, la ciguatera es subvalorada en gran parte del Caribe, lo que hace altamente pertinente su estudio en la región, más aún si se considera que menos del 0.1% de los intoxicados acude a los servicios de salud (Tosteson, 1995). Las señales y síntomas varían ampliamente e incluyen más de 150 posibles síntomas, lo cual dificulta la estandarización de su diagnóstico (Fauci *et al.*, 2008).

En cuanto a los registros de intoxicación por ciguatera en la isla de San Andrés (SAI), se registraron dos brotes en 1997, los cuales afectaron a 16 turistas y 9 residentes (Arencibia *et al.*, 2009). En SAI se determinó la presencia de dinoflagelados tóxicos epifitos en las praderas de pastos marinos de los sectores norte y oriente de la isla en aguas costeras, encontrando siete especies toxinogénicas de dinoflagelados pertenecientes a los géneros *Prorocentrum* y *Ostreopsis*, con densidades celulares bajas comparadas con estudios en otros sitios del Caribe, con ámbitos entre 0 y 836 cel/peso seco. Las especies encontradas son conocidas por producir toxinas que causan diarrea y ciguatera, intoxicaciones que ya han sido documentadas en la isla.



Los autores de ese estudio consideran que la nitrificación junto con el poco recambio de agua, puede favorecer el desarrollo de los dinoflagelados tóxicos más que el de otros microorganismos (Rodríguez *et al.*, 2010).

Según la FAO, en las pasadas dos décadas las intoxicaciones marinas parecen haberse incrementado en frecuencia, intensidad y distribución geográfica (Hallegraeff *et al.*, 2003), constituyendo una amenaza a la seguridad alimentaria y nutricional, tanto en mares tropicales como fríos. Para el Pacífico sur se ha registrado un aumento de 60% de incidencia de ciguatera en los últimos 30 años (Skinner *et al.*, 2011) y se considera que podría incrementarse aún más, debido principalmente a cambios en los patrones climáticos globales, degradación del ambiente costero marino y el aumento de la explotación de los recursos marino-costeros (Stinn *et al.*, 1998; Tester *et al.*, 2010). En consecuencia, la preocupación sobre el impacto de las intoxicaciones alimentarias también está en aumento tanto por su impacto en la salud pública como en el turismo. En la actualidad, más de 116 millones de personas viven en las costas del Caribe y más de 25 millones de turistas visitan al año esta región, la mayoría de los cuales pasan la mayor parte de su tiempo en áreas costeras, es así que el ingreso del turismo por sí solo aporta más de \$25 mil millones de dólares al año a la región (Burke y Maidens, 2005).

La presente investigación se llevó a cabo con el fin de establecer si, al igual que en el Pacífico, la incidencia de ciguatera ha aumentado en el Caribe en las últimas tres décadas. Los datos de SAI se incluyen con el fin de comparar con las demás islas del Caribe, así como para determinar el aumento de incidencia en la isla. En segunda instancia se buscaron patrones o tendencias en la incidencia de ciguatera en la región Caribe, estableciendo su distribución, frecuencia y relación con fenómenos como el blanqueamiento de coral y con los factores demográficos de las islas del Caribe.

ÁREA DE ESTUDIO

Con el fin de abarcar el mayor número localidades del Gran Caribe, el presente trabajo consideró los datos epidemiológicos y los registros de Trinidad y Tobago, Granada, San Vicente y las Granadinas, Barbados, Santa Lucía, Martinica, Dominica, Guadalupe, Montserrat, Antigua y Barbuda, Anguila, Puerto Rico, Turcas y Caicos, Jamaica, Cuba, Bahamas, Islas Caimán, Bermuda, Guyana, San Martín, Miami (Florida, EE.UU.), San Kitts y Nevis, Belice, isla de San Andrés (Colombia) e islas Vírgenes Británicas (Figura 1).

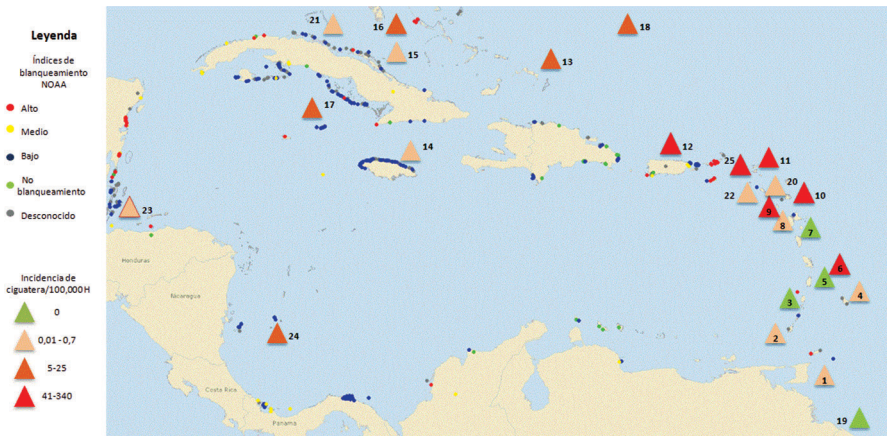


Figura 1. Casos clínicamente confirmados de ciguatera en los países miembros del CAREC durante el período 1980-2010. 1. Trinidad y Tobago; 2. Granada; 3. San Vicente y las Granadinas; 4. Barbados; 5. Sta. Lucía; 6. Martinica; 7. Dominica; 8. Guadalupe; 9. Montserrat; 10. Antigua y Barbuda; 11. Anguila; 12. Puerto Rico; 13. Turcos y Caicos; 14. Jamaica; 15. Cuba; 16. Bahamas; 17. Islas Caimán; 18. Bermuda; 19. Guyana; 20. San Martín; 21. Miami (Florida, EE. UU.); 22. San Kitts y Nevis; 23. Belice; 24. isla de San Andrés (Colombia); 25. Islas Vírgenes Británicas (Modificado y adaptado de Reef Base Geographic Information System, 2012. <http://reefgis.reefbase.org/default.aspx?wms=RGWDHW>).

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología del presente estudio se basó en el trabajo de Skinner *et al.* (2011), quienes evaluaron la intoxicación por ciguatera en las islas del Pacífico durante el período 1998-2008, tomando como variable de análisis la incidencia por cada 100 000 habitantes. El Centro de Epidemiología del Caribe (Caribbean Epidemiology Centre - CAREC), a través de su portal web, publica anualmente los registros epidemiológicos regionales, que son alimentados periódicamente por cada uno de los países miembro. Para ciguatera, el CAREC posee datos de los últimos 31 años. Esta información fue recopilada y tabulada para su análisis (Tablas 1 y 2). La incidencia de ciguatera de otros territorios y países no miembros del CAREC fue obtenida a través de la revisión bibliográfica, logrando alcanzar un total de 27 países y territorios del Gran Caribe. Asimismo, se realizó un análisis de ámbitos de incidencia de ciguatera en dos períodos de tiempo 1980-1990 y 2000-2010. Los datos correspondientes a San Andrés, Providencia y Santa Catalina fueron suministrados por la Secretaría de Salud Departamental para el período 2007-2011 y se contrastan con los registrados para el Caribe. Se debe mencionar que la incidencia es una medida ampliamente usada en epidemiología, que para el alcance y objetivos de este estudio permite evidenciar el comportamiento de la ciguatera en el Caribe.

Tabla 1. Incidencia media anual a través de los países y territorios pertenecientes al Caribbean Epidemiology Center (Carec) a lo largo del período de estudio (1980-1990).

País	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	Total	Incidencia 1980- 1990
Anguila	0	0	5	0	24	10	9	16	19	15	12	110	111.6
Antigua y Barbuda	0	0	7	0	0	0	41	102	0	135	183	468	71.7
Bahamas	0	14	0	0	1	3	0	0	0	0	0	18	0.6
Barbados	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belice	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bermuda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Islas Virgines Británicas	103	86	67	9	43	90	41	35	27	31	24	556	313.6
Islas Caimán	16	6	14	43	47	59	8	6	6	11	10	226	32.1
Dominica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grenada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Guyana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jamaica	0	22	0	0	0	0	0	3	0	0	0	25	0.1
Montserrat	3	0	2	8	9	0	15	23	52	13	17	142	121.3
St. Lucía	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
St. Vincent y las Grenadines	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
St. Kitts y Nevis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Surinam	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trinidad y Tobago	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turcos y Caicos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	122	128	95	60	124	162	114	185	104	205	246	1545	2.3
Incidencia media/ año(S.D)	2.00 (35.5)	0.19 (34.19)	1.56 (25.6)	0.98 (16.39)	2.03 (30.6)	2.66 (42.43)	1.87 (27.88)	3.03 (46.83)	1.70 (26.21)	3.36 (54.2)	4.04 (67.64)		

Se debe aclarar que dentro de los registros del CAREC no se encuentran análisis epidemiológicos basados en la incidencia temporal, solo se limitan a dar a conocer los datos epidemiológicos de cada país miembro. Esta base de datos fue la que se usó para los cálculos y análisis que se presentan en este artículo.

De acuerdo con la Biblioteca Nacional de Salud de Estados Unidos (NIH), la incidencia mide el número de casos nuevos de una enfermedad, un síntoma,

muerte o lesión que se presenta durante un período de tiempo específico, como un año. La incidencia muestra la probabilidad de que una persona en esa población resulte afectada por la enfermedad. Como la incidencia pondera los casos de ciguatera de acuerdo con el número de años registrados, es válida la inserción de los datos de SAI para el análisis de incidencia, en comparación con los demás territorios e islas considerados. Para evidenciar tendencias entre el blanqueamiento de coral y la incidencia de la ciguatera en la región, se recurrió al sistema de información geográfica de la base de datos de Reef Base, donde se obtuvo un mapa que muestra las áreas que presentan índices bajo, medio y alto de blanqueamiento de coral. Sobre este mapa se ubicaron las incidencias de ciguatera calculadas. Se emplearon los registros de presión pesquera sobre los arrecifes de coral así como el suministro de pescado y comida de mar (kg/cápita/año) de la FAO para relacionarlos con incidencia en el Caribe.

Tabla 2. Incidencia media anual a través de los países y territorios pertenecientes al Caribbean Epidemiology Center (Carec) a lo largo del período de estudio (2000-2010).

País	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total	Incidencia 2000-2010
Anguila	3	12	3	9	16	19	22	14	15	9	0	122	82.3
Antigua y Barbuda	393	284	270	252	255	192	169	134	105	37	31	2122	219.5
Bahamas	128	263	159	201	214	175	9	79	173	96	153	1650	47.9
Barbados	–	–	–	–	–	–	–	0	0	1	0	1	0.1
Belice	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	0.1
Bermuda	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	5	0.7
Islas Vírgenes Británicas	42	69	45	27	24	8	–	0	0	7	6	228	90.8
Islas Caimán	13	2	36	17	5	10	15	21	9	26	18	172	22.7
Dominica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grenada	0	0	0	0	0	0	–	–	–	0	8	8	1.1
Guyana	–	–	–	–	–	–	–	0	0	0	0	0	0
Jamaica	0	61	43	48	4	23	136	9	14	6	13	357	1.2
Montserrat	28	43	24	41	30	21	7	6	13	23	15	251	388.1
St. Lucía	0	–	–	–	–	–	0	0	0	0	0	0	0
St. Vincent y las Grenadines	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
St. Kitts y Nevis	0	2	0	2	0	0	0	–	–	0	0	4	1.1
Suriname	–	–	–	–	–	–	0	0	0	0	0	0	0
Trinidad y Tobago	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0.03
Turcos y Caicos	0	0	6	2	5	1	0	0	10	0	0	24	4.9
TOTAL	610	736	587	603	554	453	358	263	339	205	244	4952	6.4

Análisis estadísticos

A partir de la base de datos de registro de ciguatera suministrada por el CAREC, se procedió al cálculo de la incidencia por cada 100 000 habitantes por año para el período comprendido entre 1980-2010 para los países del CAREC y 2007-2011 para SAI. Los cálculos se realizaron por país y por año registrado (Tablas 1 y 2). Estos datos se tomaron como base para el análisis de la incidencia de ciguatera. De la misma manera que Skinner *et al.* (2011) los emplearon para determinar el posible aumento de la incidencia para el Pacífico, en este trabajo se buscó determinar si la incidencia de intoxicación per cápita ha incrementado significativamente en la región, como se plantea en la hipótesis de este trabajo. Se decidió tomar los primeros 10 años y los últimos 10 años de los datos recopilados para determinar si existen diferencias entre estos períodos. Se realizaron comparaciones entre los dos periodos de tiempo, el primero comprendido entre 1980 y 1990 y el segundo entre 2000 y 2010 tomando las incidencias calculadas (Tablas 1 y 2). También se estimó el incremento en la incidencia de ciguatera en los dos intervalos de tiempo analizados a través de los países miembros del CAREC comparando la incidencia anual media dentro de cada país en cada período de tiempo (Tablas 1 y 2) usando una prueba *t* pareada, controlando para los valores no registrados o faltantes de ciguatera. Previo al análisis estadístico, con el fin de cumplir los supuestos de normalidad de los datos e igualdad de varianzas, los valores de incidencia total e incidencia media fueron normalizados usando transformación logarítmica $\ln(X+1)$. También se presenta la proporción de las tasas de incidencia (1980-1990 / 2000-2010) controlando los valores no registrados o faltantes.

RESULTADOS

Tendencias: 1980-2010

A partir de los datos recopilados por el CAREC, se han presentado 10 710 casos clínicamente confirmados de ciguatera en los países miembros, durante el período 1980-2010 (Tablas 1 y 2). De acuerdo con los datos tabulados para dicho período, la mayoría de los casos fueron registrados por Antigua y Barbuda (49%), Bahamas (22%), islas Vírgenes Británicas (10%), Montserrat (6%), Islas Caimán (4%) y Jamaica (4%). Se puede evidenciar una tendencia al aumento de casos registrados por los países miembros del CAREC, con un máximo de 736 casos en 2001. En 1986, registraron 41 casos; y de 1987 en adelante (con la excepción de 1988, cuando no se registraron casos) un promedio anual de 184 (ámbito 142 a 267 casos). Sin embargo, para el CAREC se debe notar que casos adicionales anecdóticos fueron también registrados durante este período. Los demás países y territorios miembros del CAREC presentaron registros clínicamente comprobados por debajo de 50 a lo largo de los 31 años de estudio (Figura 2). El aporte

de casos de ciguatera de estos países al global de la región es bajo. Asimismo, de acuerdo con el registro del CAREC, durante el periodo 1980-2005, se presentaron cuatro grandes brotes de ciguatera, el primero en septiembre de 1982, por la tripulación de un buque en Barbados; el segundo en Antigua y Barbuda entre septiembre y octubre de 1987; el tercero en San Vicente y las Granadinas durante los meses de noviembre y diciembre de 1985 y el último en 2001 en las Bahamas con 20 casos (Figura 2). En ninguno de los registros del CAREC se informa la especie de pescado consumida.

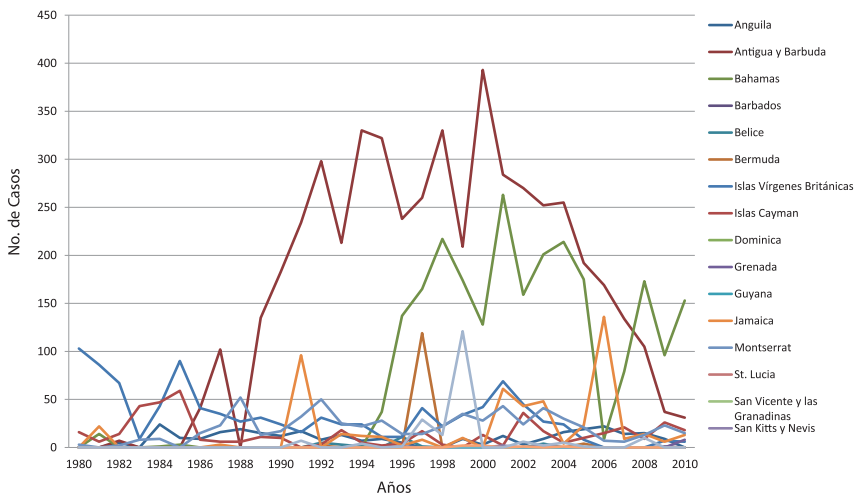


Figura 2. Incidencia de ciguatera en los países miembros del Carec (1980-2010) y otros territorios e islas del Caribe.

Registro de casos e incidencia temporal de la ciguatera en el Caribe (1980-2010)

Los casos registrados por los países y territorios pertenecientes al CAREC para el período comprendido entre 1980 y 2010 mostraron altos niveles de variabilidad interanual, tanto dentro como entre las islas y territorios del Caribe pertenecientes al CAREC. La mayoría de los países registraron un número de casos clínicamente comprobados por debajo de 50 por año (Figura 3). Cuatro países no registraron casos de ciguatera: San Vicente y las Granadinas, Dominica, Guyana y Santa Lucía. Por otro lado, Anguila, Bermuda, Turcas y Caicos, Jamaica, islas Vírgenes Británicas, Bahamas, Antigua y Barbuda fueron los países con mayor registro, destacándose el alto número de casos registrados por Bahamas, Antigua y Barbuda, con picos por encima de 150, a partir de 1989. Se observa una disminución de los casos registrados por ambos países, para Antigua y Barbuda desde 2000 y para Bahamas desde 2004, considerando que en 2006 solo se registraron nueve casos (Tablas 1 y 2).

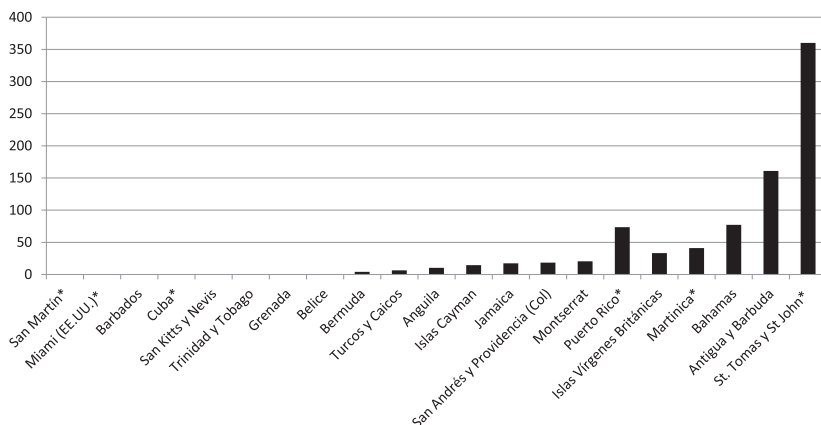


Figura 3. Casos clínicamente reportados de ciguatera en los países del CAREC durante el período 1980-2010. * No pertenecientes al CAREC.

En cuanto al comportamiento de la incidencia calculada para los 31 años del período de estudio (1980-2010) se observa una incidencia comparativa baja, menor a 200/100 000 habitantes por año entre 1980 y 1988. A partir de 1989 se evidencia una tendencia de aumento, que se mantiene hasta 2001, cuando se alcanza el pico máximo de incidencia de 736 /100 000 habitantes por año (Figura 4). Posteriormente se observa una disminución en los últimos años del estudio, con lo que la línea tuvo una forma de campana de Gauss. Respecto a la incidencia por países, se destacan, en su orden



Figura 4. Densidad poblacional e incidencia de la ciguatera para los países del Carec (1980-2010) y San Andrés isla (2007-2011).

Montserrat, Antigua y Barbuda, islas Vírgenes Británicas y Anguila como los países con mayor incidencia de ciguatera en el Caribe, con valores que varían entre 71 y 348 personas por cada 100 000 habitantes. La literatura registra una amplia variedad de incidencia para países del Caribe no pertenecientes al CAREC, que varía entre 360 /100 000 habitantes por año en St. Thomas y St. John (islas Vírgenes Estadounidenses) y 0.16 para Cuba (Tabla 3). Se destacan también las altas incidencias registradas por Puerto Rico y Martinica, mientras Guadalupe, Miami (Florida) y San Martín presentan bajas incidencias per cápita.

Tabla 3. Incidencia registrada de ciguatera para regiones del gran Caribe no pertenecientes al Carec.

País	Incidencia /100 000 hab/año	Año	Autor
Puerto Rico	73.6-169.5	2005	Azziz-Baumgartner <i>et al.</i> , 2012
Cuba	0,16	1998	Suárez <i>et al.</i> , 2001
Guadalupe	0.07	1992	Pottier <i>et al.</i> , 2001
Martinica	41	1980	Lawrence <i>et al.</i> , 1980
San Martín	0,02-0,05	1980	
St. Thomas y St Jhon	360	1980	
Miami (Florida, EE. UU)	0,05	1980	

No se encontró relación entre la densidad poblacional y la incidencia de ciguatera registrada en los países miembros del CAREC y SAI. Las islas con las mayores incidencias per cápita (Montserrat, Antigua y Barbuda y las islas Vírgenes Británicas presentan densidades poblacionales bajas por debajo de 300 hab/km², mientras las de mayores densidades poblacionales, como SAI, Bermuda y Barbados, muestran incidencias menores (Figura 5). Las demás islas presentan densidades poblacionales e incidencias per cápita bajas.

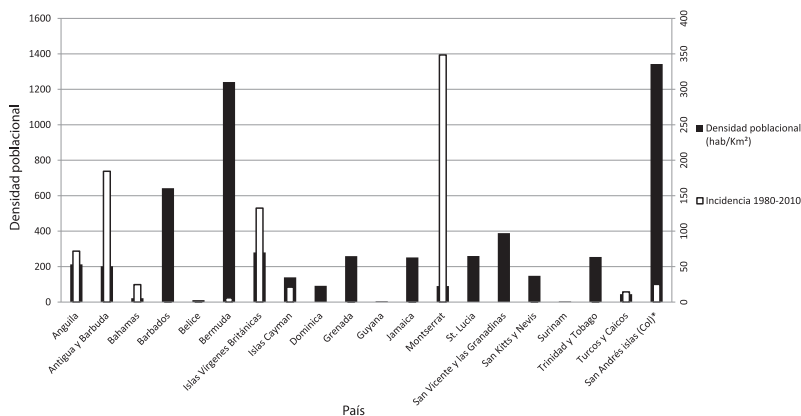


Figura 5. Densidad poblacional y promedio de casos de ciguatera países del CAREC (1980-2010) e islas de San Andrés (2007-2011). I.C. 95%.

En cuanto a la relación entre densidad poblacional y promedio de casos registrados por los países del CAREC y SAI, se observa que Antigua y Barbuda, las Bahamas e islas Vírgenes Británicas presentaron los promedios más altos de casos registrados de ciguatera para el período 1980-2010, aunque sus densidades poblacionales son bajas (Figura 6). Los casos promedio para las demás islas muestran valores promedio bajos similares, menores a 25 durante el periodo 1980-2010 para los países del CAREC y 2007-2011 para SAI. Como se puede observar, al igual que la incidencia per cápita, la densidad poblacional parece no tener relación con los casos promedio registrados de ciguatera en los países del CAREC.

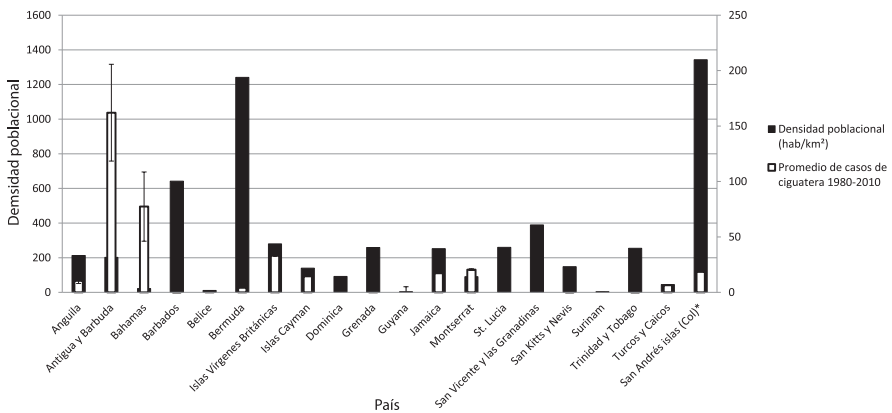


Figura 6. Incidencia media (/100000) de la ciguatera para los países del CAREC. Período 1980-1990 contra 2000-2010.

Los análisis estadísticos del cambio de incidencia entre los dos períodos de tiempo considerados mostraron resultados variables. Según la prueba *t* pareada no existe diferencia estadística significativa entre los países miembros del CAREC para el período de estudio (1980-1990 vs 2000-2010) ($P= 2.1$) (valores de incidencia última columna tabla 1 y 2). Por otra parte, existe una diferencia estadística significativamente alta entre los dos periodos de tiempo (valores última fila Tablas 1 y 2) cuando se compara la diferencia de la incidencia media a través de los años ($P= 0.0000537$) usando la prueba *t* pareada independiente. La proporción de la tasa de incidencia dentro de los países CAREC (incidencia media anual 2000-2010 / incidencia media anual 1980-1990) fue de 1.36 (Tabla 4). Dentro del periodo de 31 años antes del estudio, se observa un claro aumento en la incidencia de ciguatera en general, aunque los resultados muestran variabilidad de la incidencia entre los dos periodos de tiempo (Figura 7). Antigua y Barbuda, Granada, Jamaica,

San Kitts y Nevis, San Vicente y las Granadinas y Turcas y Caicos mostraron un incremento en la incidencia (Tabla 5). Otros países y territorios, como Dominica, Barbados, Belice, Bermuda, Guyana, Montserrat e islas Vírgenes Británicas muestran una disminución en la incidencia. Del período 1980-1990 solo seis países notificaron casos comprobados de ciguatera, a diferencia de los observado para el período 2000-2010, cuando se observa un aumento de ocho países que registraron ciguatera, con ejemplos de aumentos considerables, como el observado para Bahamas, Jamaica y Antigua y Barbuda, esta última nación con el número más alto de casos de ciguatera entre los países CAREC.

Tabla 4. Cambio en la incidencia de la ciguatera 1980-1990 contra 2000-2010 para los países y territorios pertenecientes al Caribbean Epidemiology Center (CAREC). 1. Prueba *t* pareada. 2. Datos transformados [Ln (x+1)]. 3. Prueba *t* de muestra independiente asumiendo igualdad de varianza.

	1980-1990 Media (SD)	2000-2010 Media (SD)	T	Valor p (r ²)
CAREC ^{1,2}	1.68 (2.31)	2.29 (2.16)	-0.71	2.05
Año ^{1,3}	2.13(1.09)	6.37 (2.52)	-5.10	0.0000537

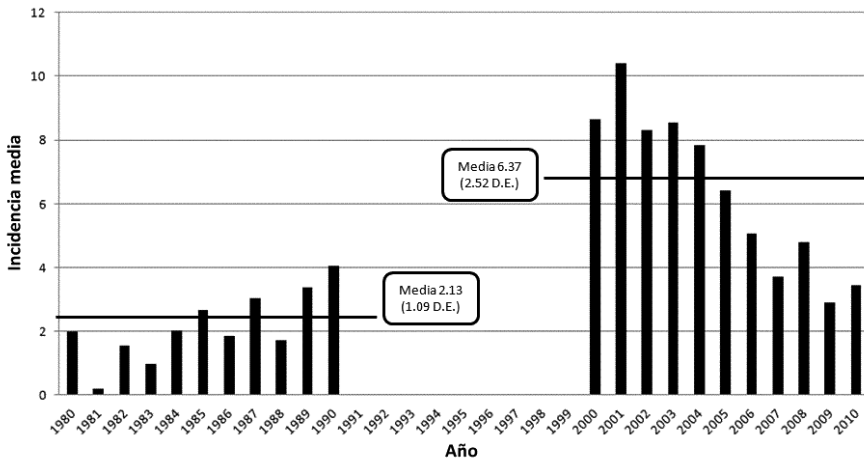


Figura 7. Incidencia de ciguatera e índices de blanqueamiento de coral en el Caribe.

Tabla 5. Clasificación de incidencia de ciguatera (/100 000) de los países y territorios pertenecientes al Caribbean Epidemiology Center (CAREC): 1980-1990 contra 2000-2010.

Country	Incidencia 1980-1990	Ranking 1990	Incidencia 2000-2010	Ranking 2010	Δ Ranking
Islas Vírgenes Británicas	313.63	1	22.66	6	<5
Montserrat	121.33	2	1.18	8	<6
Anguila	111.6	3	82.29	4	<1
Antigua y Barbuda	71.67	4	219.5	2	>2
Bahamas	0.64	5	47.87	5	0
Jamaica	0.09	6	90.84	3	>3
Barbados	0	—	0.07	13	13
Belize	0	—	0.11	12	13
Bermuda	0	—	0.67	11	11
Dominica	0	—	0	—	—
Grenada	0	—	1.11	10	10
Guyana	0	—	0	—	—
St. Lucía	0	—	0	—	ND
St. Vicente y Grenadinas	0	—	1.14	9	9
San Kitts y Nevis	0	—	388.13	1	1
Surinam	0	—	0	—	—
Trinidad y Tobago	0	—	0	—	—
Turks y Caicos	0	—	0.02	14	14
Islas Caimán	NR	—	4.86	7	—

Distribución geográfica de la ciguatera en el Caribe

El área del Caribe con la mayor incidencia se concentra en la franja oriental, en los territorios correspondientes a Martinica, Anguila, islas Vírgenes Británicas, Puerto Rico, Antigua y Barbuda y Montserrat. Los países que no presentaron casos de ciguatera a lo largo del período analizado se encuentran en el Caribe suroriental (Guyana, San Vicente y las Granadinas, Santa Lucía y Dominica), cerca de la zona de mayor incidencia. El resto de territorios presentan una distribución de incidencia variable, con Bahamas, Bermuda y Turcas y Caicos ubicados en el Caribe nororiental, con un ámbito de incidencia entre 5 y 25. SAI e Islas Caimán, que entran en este ámbito, se encuentran en el Caribe Occidental. El ámbito de incidencia entre 0.01 y 0.7 presenta un ámbito geográfico más amplio, con Belice en el Caribe occidental, Miami (Florida, EE.UU), Cuba y Jamaica en el Caribe noroccidental, y Trinidad y Tobago, Barbados, San Martín, Guadalupe, San Kitts y Nevis y Granada distribuidos

en el Caribe sur y nororiental (Figura 1). En cuanto a la relación entre incidencia de ciguatera y fenómenos de blanqueamiento de coral, no se observa una tendencia que permita plantear una hipótesis de correlación entre estas dos variables. Se presenta una de alta incidencia de ciguatera en sitios de índice de blanqueamiento de coral alto como Puerto Rico, islas Vírgenes Británicas y Anguila. Áreas del Caribe con índices de blanqueamiento de coral medio y bajo muestran, por lo general, bajas incidencias de ciguatera.

De igual manera, el comportamiento de la incidencia en relación con el suministro de pescado en países del CAREC no muestra tendencias que permitan plantear hipótesis de correlación. Los países del CAREC analizados presentan una cantidad de suministro de pescado y comida de mar similar, mientras sus incidencias varían de manera mucho más evidente (Figura 8). Mientras el suministro de pescado per cápita tuvo valores entre 54.6 y 10.5 kg/cápita/año, la incidencia varió entre 184.4 y 0.014 (/100 000 hab).

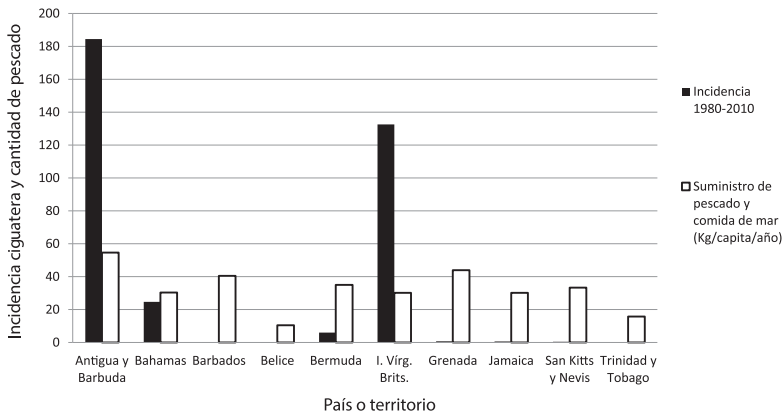


Figura 8. Incidencia de ciguatera en países miembros del CAREC y suministro de pescado y comida de mar por kg/cápita/año.

DISCUSIÓN

La ciguatera representa una amenaza en las áreas tropicales y subtropicales de ocurrencia. Es así como para los países y territorios insulares del Pacífico (PICT) la incidencia total por cada 100 000 habitantes ha incrementado en un 60 % entre los períodos 1973-1983 y 1998-2008, donde se registra una media de 104 casos contra una de 167.3 casos respectivamente (Skinner *et al.*, 2011). Estos datos muestran que el Pacífico es el área con la mayor incidencia de ciguatera del mundo, con un ejemplo notable, la isla de Rarotonga, con 1058 casos por 10 000 habitantes al año

(Rongo y Van Woesik, 2011). Aunque la incidencia per cápita en el Caribe no alcance los niveles del Pacífico, el presente estudio registra un aumento de incidencia mayor al calculado para el Pacífico. Para los períodos 1980-1990 y 2000-2010, se presenta una media anual calculada de casos registrados de 34.2 y 45.2 /100 000 a través de los países y de 2.13 y 6.37 /100 000 a través de los años. La alta tasa de ciguatera en la región entre 1996 y 2006 (Tester *et al.*, 2010) fue registrada para las Antillas Menores, donde además de presentar las mayores temperaturas del mar, se presenta la menor variación de las mismas. Al igual que en otras partes del mundo, la ciguatera en el Caribe constituye una amenaza por sus efectos negativos en la sociedad, más en la caribeña, que por un lado presenta una alta dependencia del turismo y por otro lado, muchos de sus habitantes ven en los recursos marinos una fuente casi exclusiva de proteína en la dieta (Price, 1966; Burke y Maidens, 2005).

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran similitudes con los registrados para el Pacífico y el Caribe (Tester *et al.*, 2010; Skinner *et al.*, 2011) en dos aspectos: el primero, la gran variabilidad de incidencia que se presenta en las islas, similar al Pacífico, donde se evidencia una alta variabilidad inter anual dentro y entre los países. El Caribe, de acuerdo con los resultados de este estudio, también presenta una alta variabilidad dentro de los países del CAREC. El segundo aspecto en común es que, a pesar de la alta variabilidad en la incidencia, tanto en el Pacífico como en el Caribe se comprueba un aumento significativo en la incidencia en las últimas tres décadas. De los estados del Caribe pertenecientes al CAREC, se pueden señalar dos que se constituyen como ejemplos del grado de cambio potencial y variabilidad de incidencia de la ciguatera: Antigua y Barbuda, donde se pasó de 71 a 219 entre los dos períodos de tiempo, e islas Vírgenes Británicas, donde disminuyó de 313 a 22 durante el mismo tiempo. El análisis de ámbitos y el resultado de no significancia estadística de la prueba t para la diferencia de incidencia entre los países del CAREC, confirman la existencia de una gran variabilidad espacial y temporal, la cual puede indicar fallas en el diagnóstico, así como variabilidad en la manifestación del problema.

De acuerdo con la proporción de tasas de incidencia, ha habido un incremento de 299% en la incidencia anual de ciguatera entre los dos períodos de tiempo considerados y un aumento de 36% entre los países del CAREC (Tabla 4, Figura 7). Este aumento de la incidencia es mayor al registrado por Skinner *et al.* (2011) para el Pacífico, en donde el aumento de la incidencia llega a 60% entre los períodos 1973-1983 contra 1998-2008. El incremento de incidencia registrado en este estudio debe considerar que la oblicuidad de los datos (prueba de Grubbs) detectó dos estados considerados como *outliers*: Antigua y Barbuda y Montserrat, que contribuyen en gran medida al total de la región, además estos dos estados cuentan con poblaciones menores en comparación con el total de la región. Por lo tanto, el incremento regional registrado debe considerar el aporte de los *outliers*.

La incidencias de ciguatera en el Caribe puede obedecer al aumento de la temperatura superficial del mar ligada al cambio climático, registrada por Tester *et al.* (2010). La autoecología de *Gambierdiscus* predice que muchas de las especies responderán favorablemente al cambio climático global (Tester, 1994). Debido a la asociación de *Gambierdiscus* con macroalgas en arrecifes de coral, es importante notar la relación entre altas temperaturas del agua y la proliferación de macroalgas, sustrato preferido por *Gambierdiscus* (Cruz-Rivera y Villareal, 2006). Ensayos realizados por Tester *et al.* (2010) registran que la temperatura óptima para cinco especies del género *Gambierdiscus* es igual o mayor a 29°C, además registran que el número de días que presentaron estas temperaturas superficiales en el mar Caribe casi se han duplicado en las últimas tres décadas (44 a 86 días). Este aumento notable de la temperatura puede explicar la creciente incidencia de ciguatera para el período contemplado en el presente estudio, como también se sugiere para las islas del Caribe oriental, en especial Montserrat, Antigua y Barbuda e islas Vírgenes Británicas, que presentaron las mayores temperaturas del mar acompañadas de las mayores incidencias de ciguatera para el Caribe (Tester *et al.*, 2010). Se debe considerar que a través del tiempo se han adherido más países al CAREC y que los métodos de obtención de información epidemiológica han mejorado. Pero a su vez, esta alta variabilidad temporal de la incidencia hace que sea difícil predecir a escala Gran Caribe, sin negar la necesidad de una acción regional. Autores como Friedman *et al.* (2008) han estimado que solamente alrededor de 5 a 10 % de los casos son en efecto registrados. Si en este caso acudimos a una estimación conservadora, que considera que apenas 20% de la incidencia es registrada (Lewis, 1986), entonces el verdadero promedio de casos de ciguatera para la región Caribe podría llegar a 53 550. Esta estimación puede parecer alta, pero es 10 veces menor si se compara con la estimación de 500 000 habitantes que sufren de ciguatera en los PICT (Skinner *et al.*, 2011).

La densidad poblacional no parece ser un factor a considerar al momento de plantear posibles causas del aumento de la incidencia y del número de casos promedio de ciguatera en el Caribe. Podría pensarse que densidades poblacionales altas aumentan la vulnerabilidad, como se ve en las Islas Caimán (Tester *et al.*, 2010), donde atribuyen el aumento de incidencia a dos factores: el primero al aumento de la población, ya que se duplicó en los últimos 20 años aumentando la demanda de pescado. El segundo considera que el aumento de las tasas de incidencia obedece a un aumento en el registro de casos, generado por un aumento en la conciencia del público en los últimos años. En este estudio no se evidencia tal tendencia. Este hecho hace que las proyecciones y acciones de gestión del riesgo se enfoquen a otras variables de tipo biológico-ecológico, pesquero, sanitario y normativo.



A la fecha, la literatura concerniente a ciguatera ha estado relacionada principalmente con registros de casos, estudios epidemiológicos y toxicología (Fleming *et al.*, 2001). Este tipo de estudios ha ignorado sistemáticamente los determinantes culturales, ecológicos y políticos de los patrones de la enfermedad (McMichael *et al.*, 2003). La revisión de literatura llevada a cabo para este trabajo encontró falencias en aspectos sociales de la ciguatera, como también lo evidencia Morrison *et al.* (2008) en su estudio sobre la resiliencia socio-ecológica de la comunidad frente a la ciguatera en Cuba. Los hábitos de consumo de pescado en el Caribe y los factores de demanda afectados por estos hábitos (factores económicos y cultural/tradicional), son muy complejos y varían notablemente de un lugar a otro en el Caribe, lo que hace que la estandarización a partir de los tipos de pescado consumido sea difícil (Adams, 1980) Igualmente, la elección del pescado por el consumidor está influenciada por factores no económicos tales como textura y color de la masa. Infortunadamente, las complejidades señaladas en los mercados pesqueros del Caribe son poco conocidas, representando serios obstáculos a la realización del potencial amplio de los mercados de peces en la región, que pueden resultar en un colapso en los planes de mercadeo (Adams, 1980). Cuando ocurren eventos tóxicos en las islas del Caribe u otras áreas como Florida, islas del Pacífico y Australia, donde la economía de las poblaciones costeras se sustenta básicamente en el comercio de pescado y el turismo, los impactos son muy fuertes, debido a la publicidad que alarma a toda la sociedad y al turismo. Las pérdidas económicas en Puerto Rico entre 1997 y 1998 se estimaron entre 8 y 10 millones de dólares, mostrando el impacto económico que puede llegar a causar la ciguatera (Arencibia *et al.*, 2009). Si bien, a diferencia del Pacífico, los peces herbívoros del área del Caribe hasta ahora no han sido registrados como tóxicos (Pottier *et al.*, 2002), potencialmente pueden ser portadores de las toxinas a diferentes niveles de toxicidad (Angibaud *et al.*, 2008).

Según Olsen *et al.* (1984), el desarrollo de las pesquerías en el Caribe oriental presenta dos grandes obstáculos: el primero, la sobreexplotación que es más evidente en islas de menor tamaño, las cuales deben enfocarse en la optimización de la utilización y distribución del recurso; y segundo, la intoxicación por consumo de pescado contaminado, que limita los intentos de establecer proyectos de pesquerías en áreas donde la ciguatera es endémica. Asimismo, resaltan que los problemas originados por la ciguatera pueden variar desde la pérdida de productividad de los trabajadores intoxicados hasta la ausencia de recurso para explotar y problemas de salud pública por bajos consumo de proteína en la dieta. Los impactos de la ciguatera en el Caribe oriental también pueden ser sentidos en la industria del turismo. La diversidad y novedad de los peces locales frecuentemente atrae a los turistas. Sin

embargo, muchos hoteles rehúsan preparar pescado local para evitar riesgos de intoxicaciones, ya que las víctimas pueden demandar por daños o hacer mala publicidad, afectando negativamente el flujo de visitantes (Carner, 2000). En cuanto a preferencias de consumo de pescado en la región del Caribe, Adams y Higman (1979) resaltaron que el éxito de los sitios de venta de pescado en la región depende, en gran medida, del buen conocimiento local de las preferencias y prejuicios hacia los productos de origen marino. Los hábitos de tipo ambiental, económico, histórico/cultural y psicológico son complejos y varían dependiendo del lugar.

La distribución espacial de la incidencia de ciguatera en el Caribe, puede ser un indicador de tendencias o de agrupamientos geográficos de zonas de riesgo. La intoxicación por consumo de pescado en el Caribe oriental está registrada desde mediados del siglo pasado con el trabajo de Brody (1971) para el grupo de islas ubicadas a sotavento e islas Vírgenes. Puerto Rico, La Española y St. Croix que presentan una tasa de incidencia mucho menor que la registrada en islas ubicadas a barlovento, como aquellas entre Trinidad y Martinica. El registro epidemiológico de intoxicaciones producidas por ciguatoxinas apenas fue iniciado en 1971 en islas Vírgenes. El problema parece más severo en el área del norte de Montserrat e islas Vírgenes Británicas, incluyendo la porción suroeste del banco de Saba y la placa sur de islas Vírgenes.

El mapa de incidencia elaborado a partir de los datos del CAREC de los registrados para otros países y territorios del Caribe confirma la variabilidad espacial en los países y territorios, mostrando que el Caribe oriental presenta la mayor incidencia dentro de toda la región (Figura 1). Esta tendencia ha sido registrada en trabajos previos (Halstead, 1970; Bagnis, 1978; Olsen *et al.*, 1984; Tester *et al.*, 2010) donde se apoyan afirmaciones sobre la alta prevalencia en las islas ubicadas al norte de Martinica. Olsen *et al.* (1984) delimitaron tres centros primarios de toxinas, el primero ubicado en el área de Redonda, entre Antigua y Montserrat, el segundo entre el borde oriental del banco de Saba y a lo largo del borde suroriental del banco de Anguila. El tercer centro de toxicidad se encuentra en la plataforma sur de islas Vírgenes Británicas, correspondiendo a lo hallado en este trabajo. Una preocupación ambiental clave en el Caribe es el cambio de fase de los arrecifes de coral hacia un ecosistema dominado por macroalgas (Hughes *et al.*, 1987), que son el sustrato de las microalgas tóxicas (Lehane y Lewis, 2000). La preocupación sobre la expansión de la dominancia algal fue notada en Cuba donde la cobertura algal varió entre 30–60 % alrededor de la isla, inclusive en áreas no contaminadas (Hughes, 1994). En Jamaica, Hughes (1994) encontró que la cobertura algal prolongada en el ámbito de 75-100% debía ser considerada como evidencia de un cambio de fase coral-alga. En toda la región se han observado reducciones en la cobertura de coral vivo y un aumento en el recubrimiento por algas (Burke y Maidens, 2005).



Estudios de líneas de tiempo efectuados en el Caribe, como el de Geister (2008), han mostrado que los arrecifes de coral pueden presentar ciclos de degradación y recuperación, donde la cobertura algal está ligada a las condiciones del coral. De esta manera, se esperaría un comportamiento de incidencia que gráficamente se vería como una campana, cómo se registra en este estudio, donde los últimos años evidencian una caída de la incidencia, aunque persistentemente mayores a los registrados en las décadas pasadas. Existe evidencia considerable de que la ciguatera varía estacionalmente (Bomber *et al.*, 1988; Chinain *et al.*, 1999; Tester *et al.*, 2009), aunque no todos los estudios reflejan esto (de Fouw *et al.*, 2001). Algunos sugieren que las prácticas culturales hacen que no se reflejen los patrones estacionales, especialmente en días de fiesta locales, cuando las comidas incluyen pescado de gran tamaño proveniente del arrecife (Tester *et al.*, 2010).

El aumento de cobertura algal no solo es ocasionada exclusivamente por fenómenos de blanqueamiento, es así como se ha registrado la importancia del erizo negro (*Diadema antillarum*) como herbívoro que controla los efectos de la abundancia algal (De Fouw *et al.*, 2001), como se registró en el Caribe durante la década de los años 80 del siglo pasado, cuando se incrementó la cobertura de algas bentónicas de un 31% a cerca del 50% después de una mortandad de *D. antillarum* (Carpenter, 1981). Así mismo, la recuperación de las poblaciones de *D. antillarum* en arrecifes de coral del Caribe, ha reducido la cobertura de algas a cerca de los niveles históricos en sitios someros y también ha aumentado el reclutamiento de coral (Carpenter y Edmunds, 2006). Si se considera que la segunda barrera de arrecife de coral más extensa del mundo está localizada en Belice y que además de esta existen formaciones coralinas importantes en la región como las barrera localizadas en la islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, sumado a la alteración de la cobertura de coral ya mencionada y al aumento de la temperatura superficial del agua (Tester *et al.*, 2010) hacen que la región Caribe esté expuesto a un aumento de ciguatera en el futuro. Y más alarmante aún, la región puede presentar dificultades en cuanto a la capacidad de afrontar un aumento de estos eventos en sus sistemas de salud pública o en sus modelos de desarrollo basados en el turismo, como se ha registrado para el Pacífico sur (Goater *et al.*, 2011).

Es importante resaltar el esfuerzo y compromiso que ha tenido el CAREC para hacer el seguimiento epidemiológico no solo de ciguatera, sino de las problemáticas de salud regional en general. Partiendo de estos insumos, se pueden plantear escenarios, propuestas de mitigación y acciones unificadas que puedan llevar a soluciones a una enfermedad que puede ser considerada como una importante causa tanto de malestar agudo como crónico (Skinner *et al.*, 2011). En el Caribe se puede tomar como una oportunidad de trabajo y planificación exitosos, más si se considera que son pocas las acciones de mitigación

o normatividad que han tomado las islas y territorios en relación con las intoxicaciones alimentarias de origen marino, principalmente por la insuficiencia de recursos para iniciar un sistema de monitoreo organizado. Al igual que lo registrado por Skinner *et al.* (2011) para los PICT, es posible que el aumento de incidencia haya obedecido a un incremento tanto en la colaboración como en la investigación y en el interés alrededor de la ciguatera en comparación al periodo inicial del estudio de los países y territorios del CAREC en los últimos años, generando un sesgo en los datos. Sin embargo, los registros de literatura apoyan la tesis de un aumento en la incidencia y ocurrencia de ciguatera en las áreas tropicales y subtropicales del mundo, que se espera sigan incrementando a nivel espacial y temporal. Es necesario reforzar, por un lado, el seguimiento a nivel biológico-epidemiológico de la enfermedad y que las autoridades de salud colaboren de manera estricta con los registros de casos en los países CAREC. De esta manera se tendrá a futuro una mayor confiabilidad y continuidad temporal a largo plazo de la epidemiología de la enfermedad, que permitiría confirmar la hipótesis del comportamiento cíclico de la ocurrencia de ciguatera en el Caribe, planteada en este trabajo.

CONCLUSIONES

Las intoxicaciones alimentarias como la ciguatera son un ejemplo de cómo una problemática ambiental puede tener un efecto considerable en términos de salud pública y desarrollo, todo enmarcado en un contexto de cambio climático que puede aumentar la vulnerabilidad y por lo tanto el riesgo sobre las comunidades costeras como el Caribe. Al igual que en otras zonas endémicas de ciguatera como el Pacífico sur, en algunos sitios del Caribe en general, y en SAI en particular, no se han tomado medidas para el manejo de la intoxicación. Los resultados de este estudio permitieron estimar que alrededor de 53550 personas pudieron haber contraído la enfermedad en los últimos 31 años, aunque menor a lo registrado para los PICT, no deja de reflejar la magnitud del problema en la región. Si se considera que la población conjunta de los PICT alcanza un poco por encima de tres millones y medio de personas y la estimación de casos es de 500 000 (Skinner *et al.*, 2011) se puede ver que 14% de su población sufre de problemas de ciguatera. Para los CAREC, la población alcanza 7 063 148 y la estimación de casos llega a 53 550, con lo que 0.7% de su población contrae ciguatera. Sin embargo, se ha demostrado un aumento de la incidencia en las últimas décadas en el Caribe que es mayor al registrado para el Pacífico. Comparativamente, SAI presenta una incidencia considerable, ocupando el octavo lugar entre las islas y territorios analizados. El aumento de incidencia en general probablemente obedece, entre otros, al aumento de la temperatura de las aguas, en especial en el Caribe oriental, como lo propusieron Tester *et al.* (2010) cuyo estudio registró que los sitios donde se detectaron las mayores incidencias se encuentran en áreas donde las



temperaturas promedio anual fueron ≥ 25 °C. Inclusive durante febrero, el mes más frío del año, se registraron temperaturas por encima de 25 °C en las Antillas Mayores.

Aunque la región presenta una incidencia comparativa menor a la registrada para el Pacífico, el aumento de incidencia registrado es una señal de alerta que requiere un mayor entendimiento y reconocimiento a través de la investigación multidisciplinar que permita llenar los vacíos de información aún existentes. Aunque en este estudio no se encontró relación estadísticamente significativa entre incidencia de ciguatera registrada y eventos de blanqueamiento de coral, estos están relacionados con aumento de temperatura del agua favoreciendo el cambio de fase coral-alga y permitiendo el aumento de sustrato para las microalgas tóxicas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la sede Caribe de la Universidad Nacional de Colombia y al Programa de Maestría en Estudios del Caribe. Así mismo al Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP) de La Habana, Cuba, por la orientación y corrección del trabajo, en especial a los Doctores Gustavo Arencibia Carballo y Gilma Delgado Miranda. Al profesor Arturo Sierra Beltrán, del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Baja California Sur (CIBNOR) de México, por su colaboración y datos suministrados. Al Caribbean Epidemiology Center (CAREC) por los datos de ocurrencia de ciguatera de los últimos 31 años. A las profesoras Brigitte Gavio y Johannie James de la Universidad Nacional de Colombia por su evaluación crítica. Este trabajo fue financiado por la Universidad Nacional de Colombia, a través de los proyectos Códigos Hermes 9732 y 126 239. Así mismo, formó parte del proyecto titulado “Evaluación del efecto de las intoxicaciones alimentarias de origen marino sobre el turismo y la salud pública en San Andrés Isla, Colombia”.

BIBLIOGRAFÍA

- Adachi, R. y Y. Fukuyo. 1979. The thecal structure of marine toxic dinoflagellate *Gambierdiscus toxicus* gen. et sp. nov. collected in ciguatera endemic area. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 45: 67-71.
- Adams, J.E. 1980. The fisheries and fish markets of St. Vincent Island, Eastern Caribbean. Singapore J. Trop. Geo., 6: 1-12.
- Adams, J.E. y J.B. Higman. 1979. Fish preferences and prejudices in a small Caribbean Island: a study of fish consumption patterns in St. Vincent based on a household survey. 15-34. En Higman, J.B. (Ed.). Proc. 32nd An. Gulf Carib. Fish. Inst., Miami, EE. UU. 123 p.
- Anderson, B.S., J.K. Sims, N.H. Wiebenga, y M. Sugi. 1983. The epidemiology of ciguatera fish poisoning in Hawaii, 1975-1981. Hawaii Med. J., 42: 326-334.

- Angibaud, G., J.M. Leveque, D. Laurent, y C. Gaultier. 2008. Neurological features after consumption of a variety of neo-Caledonian shellfish. *Rev Neurol.*, 156(1): 65-66.
- Arencibia, G., J.E. Mancera y G. Delgado. 2009. La ciguatera: Un riesgo potencial para la salud humana: Preguntas frecuentes. Universidad Nacional Colombia, San Andrés. Colombia. 64 p.
- Azziz-Baumgartner, E., G. Luber, L. Conklin, T. Tosteson, H. Granade, R. Dickey y L. Backer. 2012. Assessing the incidence of ciguatera fish poisoning with two surveys conducted in Culebra, Puerto Rico, during 2005 and 2006. *Environ. Health. Perspect.*, 120: 526-529.
- Bagnis, R. 1978. Report of the Mission to the Antilles and Easter Island August 15 September 25, 1978. Institute of Medical Research, Papeete, Tahiti. 58 p.
- Bagnis, R. 1981. The ciguatera type ichthyosarcotoxism: a complicated phenomena of marine and human biology. *Oceanologica Acta.*, 4(3): 375-387.
- Bagnis, R., S. Chanteau, E. Chungue, J.M. Hurtel, T. Yasumoto y A. Inoue. 1980. Origins of ciguatera fish poisoning: a new dinoflagellate, *Gambierdiscus toxicus* Adachi and Fukuyo, definitely involved as a causal agent. *Toxicon*, 8(2):199-208.
- Bomber, J.W., R. Guillara y W.G. Nelson. 1988. Roles of temperature, salinity, and light in seasonality, growth and toxicity of ciguatera causing *Gambierdiscus toxicus* Adachi et Fukuyo (Dinophyceae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 15(1): 53-65.
- Brody, R. 1971. Ciguatera study Caribbean Research Institute. College of the Virgin Islands St. Thomas US.Virgin Islands. 24th An. Gulf Carib. Fish. Inst., Miami. EE.UU. 39 p.
- Burke, L., y J. Maidens. 2005. Reefs at risk in the Caribbean. World Res. Inst.. Washington. D.C. 80 p.
- Carner, F. 2000. Vulnerabilidad del sector turismo. Material de trabajo. "Desarrollo de metodologías para actualizar el manual de CEPAL para estimar los efectos socioeconómicas de desastres naturales y actividades de entrenamiento para construir las capacidades de países para reducir la vulnerabilidad a los desastres naturales" ITA/99130. Ministerio de Relaciones Exteriores de Italia y Cepal, Naciones Unidas. Santiago de Chile. 54 p.
- Carpenter, R. 1981. Grazing by *Diadema antillarum* Phillippi and its effects on the benthic algal community. *J. Mar. Res.*, 39: 747-765.
- Carpenter, R. C y P. Edmunds. 2006. Local and regional scale recovery of *Diadema* promotes recruitment of scleractinian corals. *Ecol. Let.*, 9: 271-280.
- Chateau-Degat, M., M. Chinain, N. Cerf, S. Gingras, B. Hubert y E. Dewailly. 2005. Seawater temperature, *Gambierdiscus* spp. variability and incidence of ciguatera poisoning in French Polynesia. *Harmful Algae.*, 4(6): 1053-1062.
- Chateau-Degat, M.L., A. Beuter, G. Vauterin, N.L. Nguyen, M. Chinain, T. Darius, A. Legrand, R. Chansin y E. Dewailly. 2007. Neurologic signs of ciguatera disease: evidence of their persistence. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 77(6): 1170-1175.
- Chinain, M., M. Ain, X. Deparis, S. Pauillac y A. Legrand. 1999. Seasonal abundance and toxicity of the dinoflagellate *Gambierdiscus* spp (Dinophyceae), the causative agent of ciguatera in Tahiti, French Polynesia. *Mar. Biol.*, 135(2): 259-267.
- Cook, A., A. Jardine y P. Weinstein. 2004. Using human disease outbreaks as a guide to multilevel ecosystem interventions. *Environ. Health Perspect.*, 112: 1143-1146.

- Cruz-Rivera, E. y T.A. Villareal. 2006. Macroalgal palatability and the flux of ciguatera toxins through marine food webs. *Harmful Algae.*, 5(5): 497-525.
- De Fouw, J.C., H.P. Vanegmond y G.J.A. Speijers. 2001. Ciguatera fish poisoning: a review. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, Holanda. 66 p.
- Fauci, A., E. Braunwald, D.L. Kasper, S.L. Hauser, D.L. Longo, J.L. Jameson y J. Loscalzo. 2008. Harrison's principles of internal medicine. Edición 17. Harvard Medical School. Boston. 345 p.
- Fleming, L.E., D.G. Baden, J.A. Bean, R. Weisman y D.G. Blythe. 2001. Seafood toxin disease: issues in epidemiology and community outreach. En: B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernández y (T. Wyatt, Eds.), *Harmful Algae*, Junta de Galicia y Comisión Oceanográfica Internacional de la UNESCO. 248 p.
- Friedman, M., E. Lora, L.E. Fleming, M. Fernández, P. Bienfang, K. Schrank, R. Dickey, M.Y. Bottein, L. Backer, R. Ayyar, R. Weisman, S. Watkins, R. Granade y A. Reich. 2008. Ciguatera fish poisoning: treatment, prevention and management. *Review. Mar. Drugs.*, 6: 456-479.
- Geister, J. 2008. Keynote address: time-traveling in a Caribbean coral reef (San Andres island, western Caribbean, Colombia). The 15th Symposium on the Geology of the Bahamas and other Carbonate Regions. San Salvador, Bahamas. 11 p.
- Goater, S., B. Derne y P. Weinstein. 2011. Critical issues in the development of health information systems in supporting environmental health: a case study of ciguatera. *Environ. Health Persp.*, 119(5): 585-590.
- Hales, S., P. Weinstein y A. Woodward. 1999. Ciguatera (fish poisoning), El Niño, and Pacific sea surface temperatures. *Ecosyst. Health.*, 5(1): 20-25.
- Hallegraef, G., D.M. Anderson, A.D. Cembella y H.O. Enevoldsen. 2003. Manual on harmful marine microalgae. Unesco Publishing. París. 793 p.
- Halstead, B.W. 1967. Poisonous and venomous marine animals of the world. U.S. Government Printing Office. Washington D.C. 132 p.
- Halstead, B.W. 1970. Results of a field survey on fish poisoning in the Virgin and Leeward Islands during 7-18 January 1970. *FAO Dep. Fish.*, Roma. 16 p.
- Hearnden, M., C. Skelly, R. Eyles y P. Weinstein. 2003. The regionality of campylobacteriosis seasonality in New Zealand. *Int. J. Environ. Health Res.*, 13(4): 337-348.
- Hughes, T. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
- Hughes, T., D. Reed y M. Boyle 1987. Herbivory on coral reefs: community structure following mass mortalities of sea-urchins. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 113: 39-59.
- Lawrence, D., M. Enríquez, R. Lumish y A. Maceo. 1980. Ciguatera fish poisoning in Miami. *J. Am. Med. Assoc.*, 244: 254-258.
- Legrande, A., M. Fukui, P. Cruchet y T. Yasumoto. 1992. Progress on chemical knowledge of ciguatoxins. *Bull. Soc. Pathol. Exot.*, 85(5): 467-469.
- Lehane, L. y R.J. Lewis. 2000. Ciguatera: recent advances but the risk remains. *Int. J. Food Microbiol.*, 61: 91-125.
- Lewis, N. 1986. Epidemiology and impact of ciguatera in the Pacific - a review. *Mar. Fish. Rev.*, 48: 6 - 13.
- Lewis, R. y M. Stelin. 1992. Multiple ciguatoxins in the flesh of fish. *Toxicon*, 30(8): 915-919.
- McMichael, A., C. Butler y C. Folke. 2003. New visions for addressing sustainability. *Science*, 302: 1919-1920.

- Morrison, K., P. Aguiar, A. Prieto, D. Castro, T. Waltner y J. Fitzgibbon. 2008. Ciguatera fish poisoning in La Habana, Cuba: A study of local social–ecological resilience. *EcoHealth*, 5: 346-359.
- Olsen, D., W. Nellis, S. Richard y S. Wood. 1984. Ciguatera in the Eastern Caribbean. *Mar. Fish. Rev.*, 46: 1-4.
- Pottier, I., J.P. Vernoux, A. Jones y R.J. Lewis. 2002. Analysis of toxin profiles in three different fish species causing ciguatera fish poisoning in Guadeloupe, French West Indies. *Food Addit. Contam.*, 19: 1034-1042.
- Price, R. 1966. Caribbean fishing and fishermen: An historical sketch. *Am. Anthropol.*, 68 (6): 1363-1383.
- Rodríguez, A., J.E. Mancera y B. Gavio. 2010. Survey of benthic dinoflagellates associated to beds of *Thalassia testudinum* in San Andrés Island, sea flower biosphere reserve, Caribbean Colombia. *Acta Biol. Colomb.*, 15(2): 231 - 248.
- Rongo, T. y R. Van Woesik. 2011. Ciguatera poisoning in Rarotonga, southern Cook Islands. *Harmful Algae.*, 10: 345-355.
- Ruff, T. 1989. Ciguatera in the Pacific: a link with military activities. *Lancet*, 1(8631): 201-205.
- Skinner, M., T. Brewer, R. Johnstone, L. Fleming y R. Lewis. 2011. Ciguatera fish poisoning in the Pacific Islands (1998 to 2008). *PLoS Negl. Trop. Dis.*, 5(12): 1-7.
- Stinn, J.F., D.P. De Sylva, L.E. Fleming y E. Hack. 1998. Geographical Information Systems (GIS) and ciguatera fish poisoning in the tropical western Atlantic region. 223-233. En: Williams R.C., Howie M.M, Lee C.V, Henriques W.D. (Eds.) *Proc. 1998 Geogr. Inform. Syst. Public Health, Third National Conference*, San Diego, EE.UU. 662 p.
- Suárez, M., M. Arteaga, J. Méndez, J. Cortés y R. Blanco. 2001. Epidemiología de la ciguatera en 16 años de estudio en la provincia de Ciego de Ávila. *Rev. Cubana Hig. Epidemiol.*, 39: 3-5.
- Tester, P.A. 1994. Harmful marine phytoplankton and shellfish toxicity potential consequences of climate change: 69-76. En: Wilson, M.E., R. Levins y A. Spielman, A. (Eds.). *Disease in evolution: global changes and emergence of infectious diseases*. The New York Academy of Sciences, Nueva York. 503 p.
- Tester, P.A., R.L. Feldman, A.W. Nau, M.A. Faust y R.W. Litaker. 2009. Ciguatera fish poisoning in the Caribbean. *Smith. Contrib. Mar. Sci.*, 38: 301-311.
- Tester, P., R.L. Feldman, A.W. Nau, S.R. Kibler y R.W. Litaker. 2010. Ciguatera fish poisoning and seasurface temperatures in the Caribbean Sea and the West Indies. *Toxicon*, 56: 698-710.
- Tosteson, T.R. 1995. The diversity and origins of toxins in ciguatera fish poisoning. *P R Health Sci. J.*, 14(2): 117-129.
- Yasumoto, T., I. Nakajima, R. Bagnis y R. Adachi. 1977. Finding of a dinoflagellate as a likely culprit of ciguatera. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 43(8): 1021-1026.
- Yasumoto, T., A. Inoue, T. Ochi, K. Fujimoto, Y. Oshima y Y. Fukuyo. 1980. Environmental studies on a toxic dinoflagellate responsible for ciguatera. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46(11): 1397-1404.

RECIBIDO: 12/08/2013

ACEPTADO: 25/02/2014



EVALUACIÓN DE AMENAZAS ANTROPOGÉNICAS EN ECOSISTEMAS DE PLAYA EN SAN ANDRÉS, UNA ISLA PEQUEÑA DEL CARIBE SUROCCIDENTAL

Luis A. Guerra-Vargas¹ y José Ernesto Mancera-Pineda^{1,2}

1 Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Instituto de Estudios Caribeños. San Luis-Free Town No. 52-44. San Andrés, Colombia. laguerrava@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Carrera 45 No 26-85. Bogotá, Colombia. jemancerap@unal.edu.co

RESUMEN

Evaluaciones de amenazas antropogénicas a los servicios ecosistémicos marinos, a partir del enfoque de percepción del riesgo, son muy escasas en las islas del Gran Caribe. En el presente trabajo se presenta la valoración de las amenazas derivadas del uso del ecosistema de playas de San Andrés, una isla pequeña del Caribe. Para evaluar las amenazas por uso se adelantaron encuestas y a partir de métodos de cartografía social, se obtuvieron mapas de niveles de percepción, con magnitudes relativas para los diferentes usos entre niveles muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto. Los resultados sugieren que el actual modelo de desarrollo económico de San Andrés, basado en el turismo de masas, puede estar favoreciendo el aumento de la intensidad de presiones asociadas a contaminación, desarrollo urbano e infraestructura, reclamación de la tierra y sobreexplotación de recursos costeros. Los beneficiarios de los servicios de este socio-ecosistema podrían verse afectados por estos tensores, lo que repercutiría en la posibilidad de que gran número de ellos no vuelva a la isla. Se recomienda que un próximo plan de manejo de la zona costera considere el ordenamiento de las formas de uso de la playa y sus servicios ecosistémicos.

PALABRAS CLAVE: Playas arenosas, Amenazas antropogénicas, Percepción del riesgo, Servicios ecosistémicos, Áreas marinas protegidas.

ABSTRACT

Assessments of anthropogenic threats to marine ecosystem services, using risk perception approach, are very scarce in the Greater Caribbean islands. In this paper we present the assessment of the main threats to beach ecosystems arising from their use in San Andrés, a small oceanic island in the Caribbean. To determine each threat and its pressure level on the ecosystem, we applied surveys and, based on social cartography methods, we obtained perception maps with relative threat magnitudes for each use, from very low to very high. The results suggest that the current economic model of San Andrés, almost totally dependent on massive tourism, may increase pressure intensities to the beach ecosystems due to increased pollution, urban development, land reclamation and exploitation of coastal resources. Tourists, the motor and beneficiaries of this socio-ecosystem, may be affected by these tensors, discouraging them to visit again the island. It is recommended to include in the island's management plans new legislations to minimize the impacts of beach use on this ecosystem.

KEY WORDS: Sandy beaches, Anthropogenic hazards, Risk perception, Ecosystem services, Marine protected areas.

INTRODUCCIÓN

Por su localización, tamaño y modelo de desarrollo, las islas del Caribe se han caracterizado por ser vulnerables a fenómenos ambientales, tanto de origen natural como antrópico. Mayor esfuerzo se ha hecho para intentar valorar las amenazas de fenómenos naturales de origen meteorológico, volcánico y geosísmico, a la cantidad y/o calidad de recursos básicos para el mantenimiento y bienestar de los habitantes de las islas (Turvey, 2007; De Travesedo y Sáenz-Ramírez, 2009). Es así como los programas de gestión buscan disminuir el riesgo de este tipo de amenazas disminuyendo la vulnerabilidad del territorio (Levy *et al.*, 2010).

Más esfuerzo es requerido para mejorar el entendimiento sobre las amenazas antrópicas en el deterioro de los recursos naturales y poder incorporar este conocimiento a la gestión del riesgo en las zonas costeras. Los recursos costeros están representados tanto por elementos biofísicos como por atributos, valores, bienes y servicios. Teniendo en cuenta que brindan alimento y seguridad, resultan fundamentales para el desarrollo humano a nivel económico, social y cultural, más aún en zonas costeras de áreas de protección o de conservación, tales como las reservas internacionales de biosfera y las áreas marinas protegidas (Santos-Martínez *et al.*, 2009).

En el Caribe insular, una parte importante de la economía gira en torno al turismo, actividad basada en recursos de uso público y común (Pantojas, 2006; De Travesedo y Sáenz-Ramírez, 2009; Santos-Martínez *et al.*, 2009). El desarrollo turístico si bien es importante para el crecimiento económico, también puede llegar a constituirse en amenaza para el capital natural (Constanza *et al.*, 1997), por lo que es necesario evaluar dicha relación de manera específica para cada territorio (Defeo *et al.*, 2009; Lozoya *et al.*, 2011).

San Andrés, una isla pequeña (27 km²), sobrepoblada (2000 habitantes/km², DANE, 2005), localizada en el Caribe suroccidental, que hace parte de una reserva internacional de biósfera y un área marina protegida (Howard y Taylor, 2005) y en donde el turismo de sol y playa representa la principal actividad económica (James, 2011), es buen escenario para evaluar la relación entre las amenazas de origen antrópico y la conservación de los recursos naturales de una zona costera en áreas de reserva. El objetivo de este trabajo fue evaluar, desde la perspectiva de la evaluación del riesgo (Lozoya *et al.*, 2011), las amenazas antropogénicas a las que están sujetos los principales servicios ecosistémicos (SE) provistos por ecosistemas de playas

(SEP) en la isla de San Andrés. Tomando como referencia algunos indicadores de deterioro de la calidad de los ecosistemas costeros (Walker *et al.*, 2009; Gavio *et al.*, 2010), se parte de la hipótesis que existe conflicto entre el uso actual del litoral y los valores que representan sus servicios ecosistémicos, comprometiendo su calidad, incrementando inequidad social y desvalorizando los beneficios que se podrían obtener a futuro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Perfil y clasificación de amenazas

Con base en la literatura disponible se identificaron para los ecosistemas de playa las potenciales amenazas antropogénicas, las cuales son definidas como aquellos factores o presiones de origen humano que pueden causar daño a la calidad y disponibilidad de los servicios ecosistémicos (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Beaumont *et al.*, 2007; Defeo *et al.*, 2009). Las amenazas fueron agrupadas en cuatro categorías: 1) Contaminación, definida como la presencia de sustancias o materiales no pertenecientes o que se encuentran en concentraciones superiores a los niveles naturales en el medio observado (Chapman, 2007). Este factor incluye formas de uso como depósito de aguas residuales, residuos sólidos, hidrocarburos, residuos agropecuarios y animales. 2) Desarrollo urbano e infraestructura, corresponde al proceso por el cual las áreas pobladas se transforman en figuras urbanas, soportadas por mecanismos internos y externos de regulación que establecen transiciones sobre la superficie habitable y que cuenta con artefactos, construcciones y obras que garantizan algún tipo de acceso a servicios (Lambin *et al.*, 2003; Clausen y York, 2008). Este factor incluye formas de uso como urbanización y vías, muelles y zona de anclaje de botes, espolones y muros de contención, acceso de vehículos de transporte (automóviles, motos acuáticas, botes) y congestión de turistas (densidad de turistas). 3) Reclamación de la tierras, definida como los cambios en la posesión y los límites de propiedad sobre la tierra, bien sea en la respectiva zona terrestre o en el borde litoral de la costa (Defeo *et al.*, 2009). Este factor incluye formas de uso como edificaciones (muros), linderos, cercas o enrejados, avisos de venta de predios, caminos o senderos protegidos, actividades agropecuarias. 4) Extracción y sobrexplotación de recursos costeros, se refiere al conjunto de prácticas de recolección o cosecha de recursos, que exceden la capacidad de los ecosistemas de proveer con las mismas abundancias los elementos aprovechados, repercutiendo negativamente con sus futuras disponibilidades (Crain *et al.*, 2009). Este factor incluye formas de uso como excavación o extracción de arenas, extracción de especies (peces, corales, plantas, entre otros), pesca (arpones, redes y anzuelos) y ocupación de espacio. La



relación entre usos y potenciales amenazas a los servicios ecosistémicos del litoral se determinó con base en la propuesta de Lozoya *et al.* (2011), quienes emplearon el enfoque Pathway of Effects – Drivers, Pressures, States, Impacts and Responses PoE-DPSIR.

Evaluación de amenazas

Se realizó una encuesta aleatoria estratificada a una muestra de 406 usuarios de playas los cuales fueron clasificados como turistas nacionales (colombianos), turistas internacionales (extranjeros) y residentes (población local), que correspondieron a 72, 13 y 15% de los encuestados, respectivamente. Las encuestas se aplicaron en cuatro de las playas más grandes y visitadas por los turistas (Ossa, 2004): Spratt Bay (73% de los encuestados), Rocky Cay (16%), Johnny Cay (7%) y Sound Bay (4%) (Figura 1).

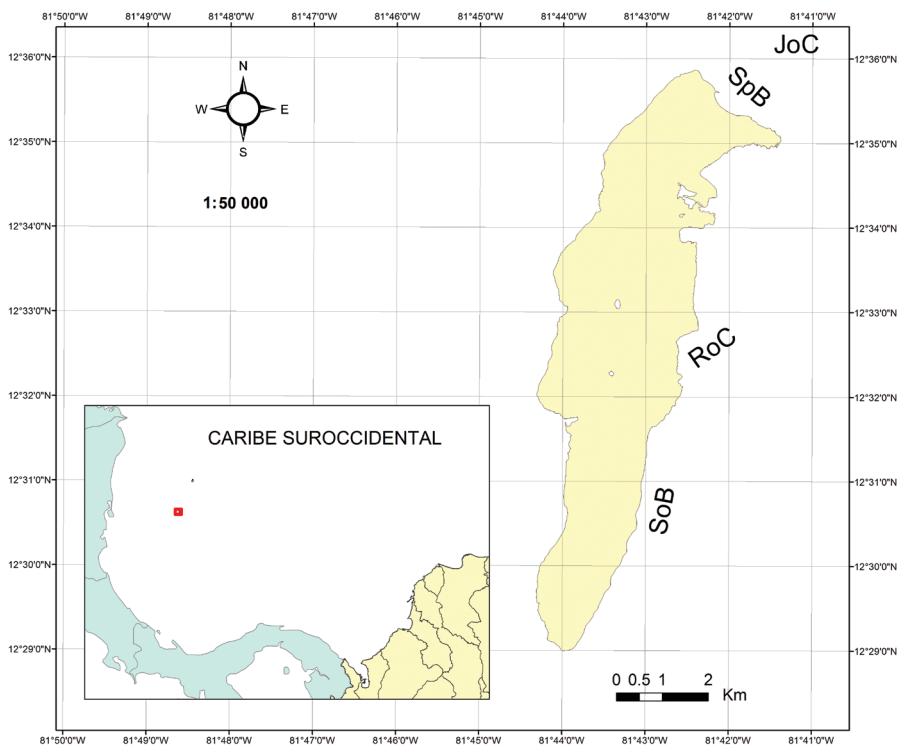


Figura 1. Isla de San Andrés, Colombia. Playas correspondientes a Spratt Bay (SpB), Rocky Cay (RoC) y Sound Bay (SoB), además del islote Johnny Cay (JoC).

El cuestionario contempló tres secciones: 1) Ilustración de servicios ecosistémicos definidos por Millenium Ecosystem Assessment (2005), donde se evaluó el conocimiento de los usuarios de los servicios en las playas; el estado de la playa como ecosistema estratégico; la posibilidad de retornar a la isla si estos se conservan y la percepción del estado general de deterioro del ecosistema. 2) Valoración de amenazas antropogénicas, donde el usuario debió escoger el factor que percibía como el más severo entre todos, y hacer una puntuación de intensidad relativa (0 a 10, siendo 10 la máxima intensidad tolerable) de cada factor, discriminado por formas identificadas de uso y prácticas en el litoral. 3) Información personal complementaria.

La muestra permitió analizar la percepción de magnitud de amenaza media que corresponde a cada uno de los factores forzantes o tensores que afectan los servicios ecosistémicos identificados para el ecosistema de playa en la isla de San Andrés. La media de cada factor fue incluida en polígonos geográficos que representan la distribución de la percepción de estas amenazas sobre la superficie de las playas evaluadas por los usuarios consultados.

Descripción de la muestra

Los turistas internacionales encuestados provinieron principalmente de Argentina, Chile y Brasil, sumando 74% de toda la muestra de extranjeros. Mientras que los nacionales provinieron principalmente de Valle del Cauca, Bogotá y Antioquia, sumando también 74% de los encuestados de esta clasificación. Los usuarios locales correspondieron a residentes de North End (67%), La Loma (23%) y San Luis (10%). Esta distribución poblacional es congruente con los resultados del censo del Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE, 2005), que muestra una fuerte concentración poblacional y urbana hacia el norte de la isla.

53% de los encuestados fueron hombres, proporción semejante a la de la población colombiana (DANE, 2005). En cuanto a la edad general de todos los encuestados, se encontró una distribución similar a la distribución de edades de la población del archipiélago de San Andrés y de Colombia en el ámbito de edades entre 24 a mayores de 80 años (Figura 2). No se contó con información poblacional de referencia para el grupo de turistas internacionales. Respecto al nivel de estudio de los encuestados, en el caso del grupo turistas nacionales e internacionales, la mayor participación se encuentra entre los niveles de educación superior (pregrado y posgrado), mientras que en residentes dominó la formación en los niveles de secundaria (Figura 3). El perfil de empleo u ocupación de los turistas nacionales e internacionales se asoció a las áreas de administración y economía, empleados o asalariados, empresarios e independientes. En el caso de residentes fue principalmente asociado al área de prestación de servicios turísticos, independientes o informales.

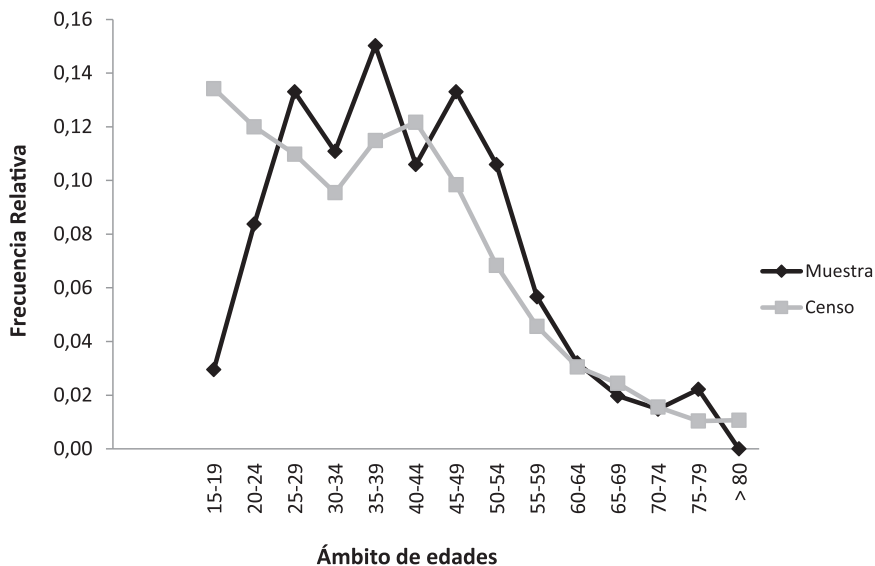


Figura 2. Comparación entre participaciones por grupo de edades de los usuarios de la muestra contra participaciones por grupo de edades de la población del censo para la isla de San Andrés (DANE 2005).

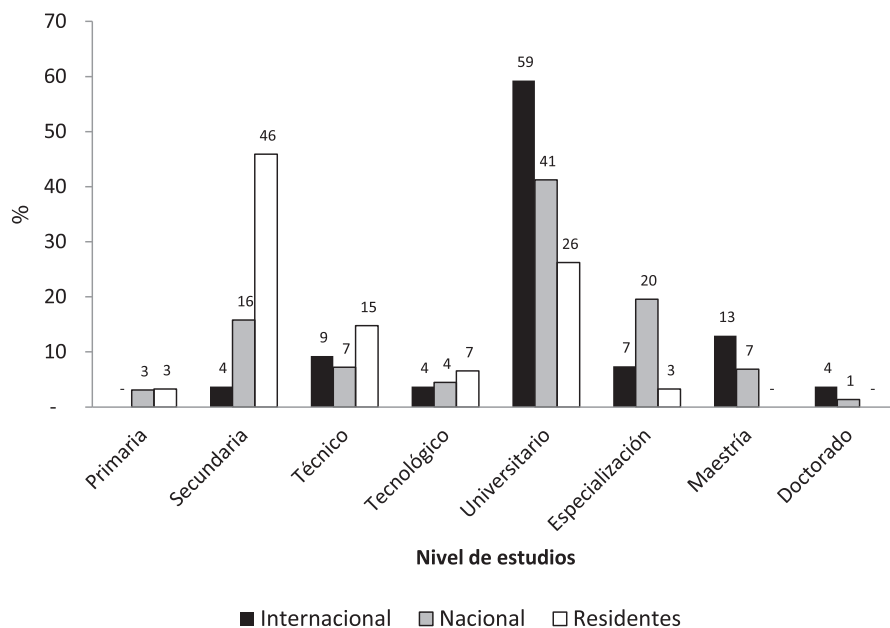


Figura 3. Participación de encuestados clasificados por nivel de estudios (n = 406). Estudios básicos: primaria y secundaria. Educación superior (pregrado): técnico, tecnológico y universitario. Estudios superiores (posgrado): especialización, maestría y doctorado.

Análisis de datos

A las variables de tipo binomial (Sí/No) se les aplicó una prueba Chi cuadrado (χ^2) para corroborar diferencias entre proporciones, considerando una significancia de 5%. La valoración de amenazas se consideró como variables de tipo ordinal, y se representaron por su valor medio esperado $E(x)$, y la respectiva desviación estándar $s(x)$ de la muestra estratificada. Para la comparación entre estas medias se aplicó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis (KW). Las medias de cada tipo de amenaza fueron mapeadas sobre imágenes impresas desde Google Earth, empleando el método de cartografía social. Esto derivó en mapas específicos para cada amenaza, y mediante el método de álgebra de mapas se sumaron las magnitudes de cada amenaza específica y se superpusieron sobre una misma área para obtener el mapa de percepción de amenazas, empleando los software SIG: gvSIG y ArcMap (ESRI). Las magnitudes del mapa de percepción de amenazas antropogénicas se clasificaron por niveles, empleando una escala de valores de riesgo muy bajos, bajos, medios, altos y muy altos.

RESULTADOS

Playas como fuentes de servicios ecosistémicos

La mayoría de los usuarios encuestados se encontró informado sobre el valor de las playas como unidad ambiental o ecosistema estratégico para el logro del desarrollo sostenible de la isla ($\chi^2 = 140$, $gl = 1$, $p\text{-valor} < 2.2 \times 10^{-16}$); sin embargo, existe poca diferencia entre la proporción de turistas internacionales que conocía o no esta característica para la isla (Figura 4). Se encontraron respuestas positivas en la mayoría de los encuestados en cuanto a la pregunta ¿Piensa que los recursos naturales pueden ofrecerle beneficios que usted puede disfrutar directa o indirectamente de las playas de San Andrés? ($Si > 95\%$) reconociéndose como beneficiarios de los servicios ecosistémicos ofrecidos por la playa ($\chi^2 = 375$, $gl = 1$, $p\text{-valor} < 2.2 \times 10^{-16}$).

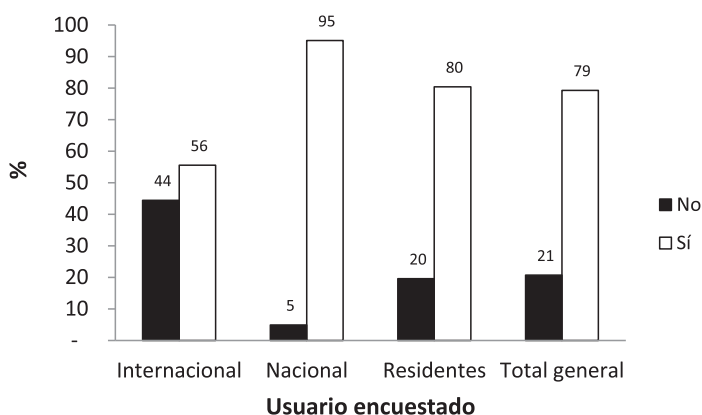


Figura 4. Porcentajes de respuestas presentadas por estrato de muestra y total general ($n = 406$), a la pregunta: ¿Sabía usted que las playas de San Andrés son consideradas unidades ambientales de gran valor para el desarrollo sostenible de la isla?

La mayoría de los encuestados encuentra decisivo el estado de los servicios ecosistémicos de playa para regresar a la isla. El 98% de los usuarios regresaría si los servicios ecosistémicos de playas se conservan al menos en su estado actual (p -valor $< 2.2 \times 10^{-16}$). Se encontraron pocos casos en los que los turistas no regresarían a la isla si estos servicios cambiaran bajo una acción de mejoramiento ($< 1\%$), esto sugiere que en algunos casos se prefiere la conservación sin tocar o cambiar ningún atributo de las playas. Se encontró que la mayoría de los encuestados afirma que existe algún nivel de deterioro de los recursos naturales (Sí = 68%) ($\chi^2 = 52$, $gI = 1$, p -valor = 5.8×10^{-13}). Sin embargo, la proporción entre respuestas positivas y negativas en el estrato de turistas internacionales manifestó diferencias reducidas (Figura 5). Entre quienes manifestaron la existencia de algún grado de deterioro, se encontró que éste fue valorado alrededor del nivel medio de percepción (Figura 6).

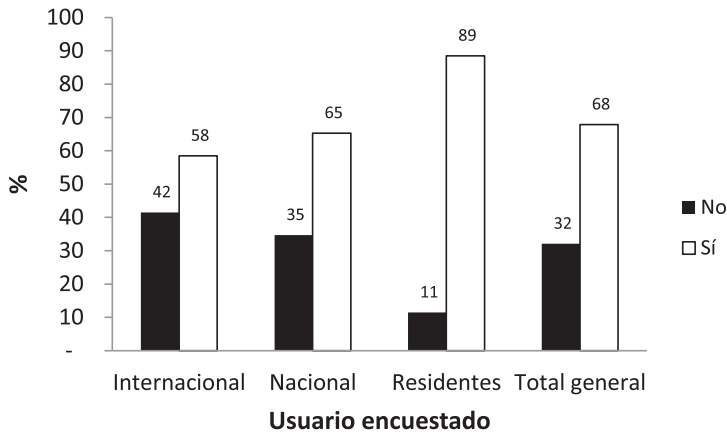


Figura 5. Porcentajes de respuesta presentados por estrato de muestra y total general ($n = 406$), a la pregunta ¿Considera usted que los recursos naturales de las playas de San Andrés presentan algún grado de deterioro?

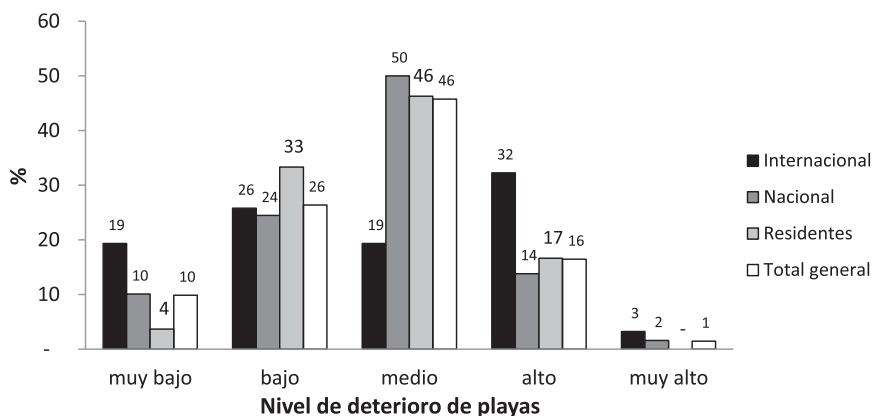


Figura 6. Percepción de niveles de deterioro de playas identificados por estrato de muestra y total general (n = 275), según la pregunta ¿Qué nivel de deterioro estima usted que presentan las playas de San Andrés?

Amenazas antropogénicas

Se encontró que la mayoría de encuestados considera que cada uno de los tensores (usos y prácticas en el socio-ecosistema) tendría un efecto similar sobre el socio-ecosistema de playa (Figura 7). Sin embargo, pocos consideraron que alguna de las opciones tendría más efectos que otras, como por ejemplo el factor contaminación. Esto sugiere que todos los tensores son percibidos en un conjunto como fuerzas que determinan el deterioro de los servicios ofrecidos por las playas.

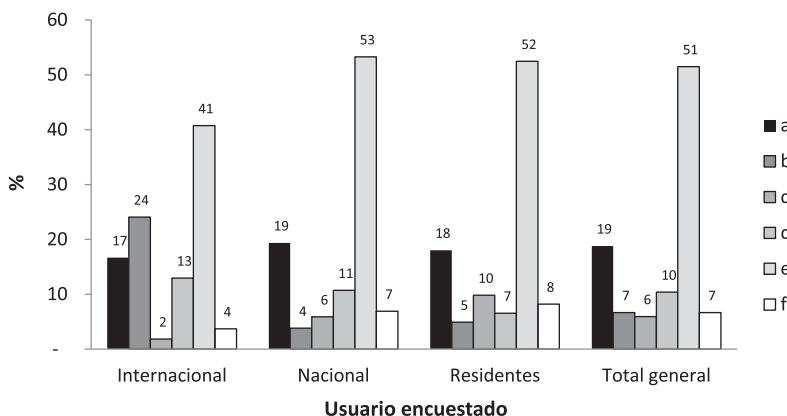


Figura 7. Factores que disminuyen el acceso o disfrute de los servicios ecosistémicos de playas, clasificados por encuestados e incluyendo total general, a: Contaminación, b: Desarrollo urbano e infraestructura, c: Reclamación y privatización de tierras, d: Sobreexplotación de recursos costeros, e: Todos son semejantes y f: Ninguno, según la pregunta ¿Cuál factor considera usted que disminuye el acceso o disfrute de los servicios ecosistémicos de las playas de San Andrés?

Los encuestados valoraron cada una de las manifestaciones del factor (tipo de usos de la playa) a través de una puntuación relativa de intensidad. El análisis descriptivo de estas valoraciones sugiere semejanzas entre los tres grupos de usuarios consultados al interior de la muestra, según lo permite la comparación de los intervalos de confianza dados por los estratos de la muestra y por factor. Es decir, los encuestados turistas y residentes tienden a valorar de manera semejante los factores que se evalúan en torno a contaminación (Figura 8), desarrollo urbano (Figura 9) y reclamación de tierras (Figura 10), en la mayoría

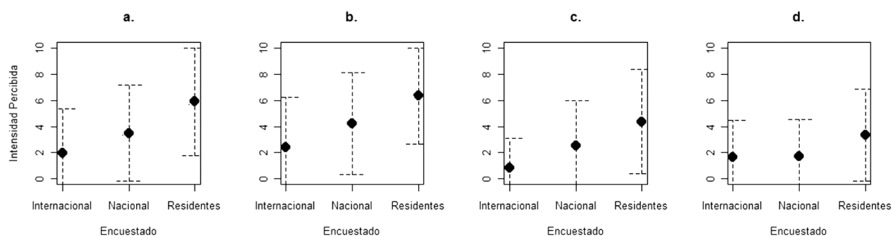


Figura 8. Intensidad percibida de las amenazas a los servicios ecosistémicos debidas a contaminación en las playas de la isla de San Andrés. Se presentan las amenazas: a. Depósito de aguas residuales, b. Depósitos de residuos sólidos, c. Depósitos de hidrocarburos, y d. Depósitos de residuos agropecuarios o animales, según su media $E(x) \pm s(x)$ clasificada por estrato de muestra.

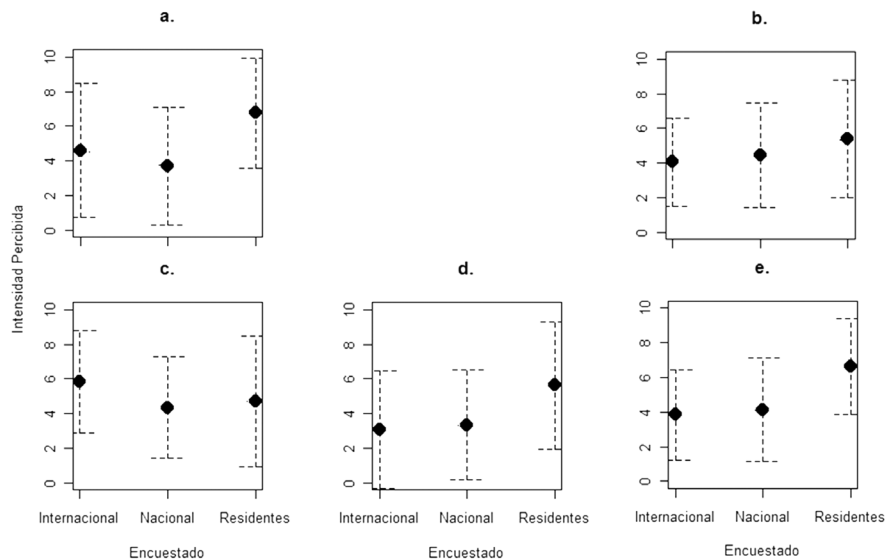


Figura 9. Intensidad percibida de las amenazas a los servicios ecosistémicos debidas a desarrollo urbano e infraestructura en las playas de la isla de San Andrés. Se presentan las amenazas: a. Urbanización y vías, b. Muelles y zona de anclaje de botes, c. Espolones y muros de contención, d. Acceso de vehículos y transporte, y e. Congestión de turistas, según su media $E(x) \pm s(x)$ clasificada por estrato de muestra.

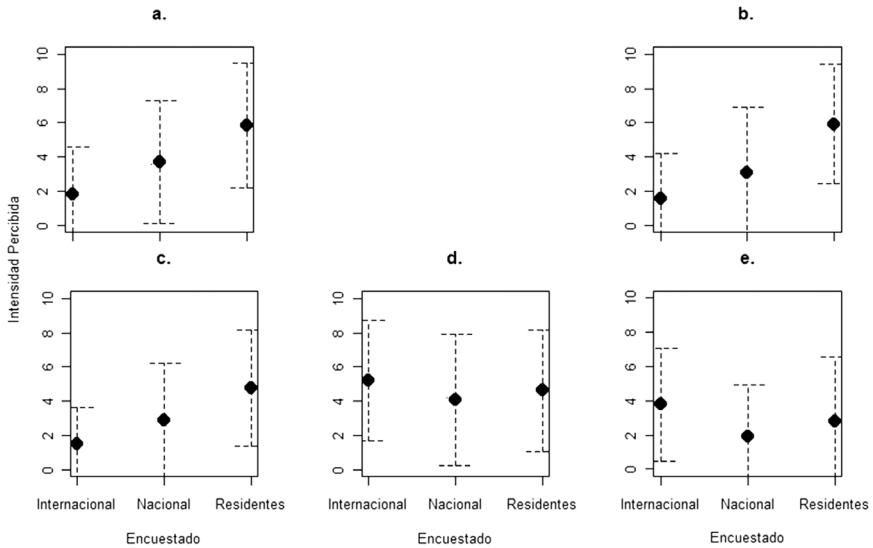


Figura 10. Intensidad percibida de las amenazas a los servicios ecosistémicos debidas a reclamación y privatización de la tierra en las playas de la isla de San Andrés. Se presentan las amenazas: a. Edificaciones, b. Linderos cercas y enrejados, c. Aviso de ventas de predios, d. Caminos o senderos protegidos, y e. Actividades agropecuarias, según su media $E(x) \pm s(x)$ clasificada por estrato de muestra.

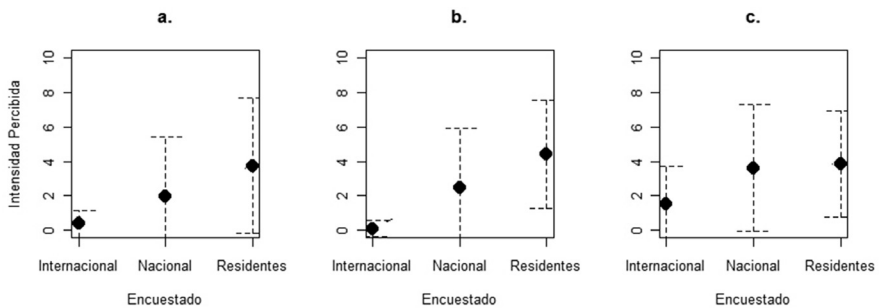


Figura 11. Intensidad percibida de las amenazas a los servicios ecosistémicos debidas a sobreexplotación de recursos costeros en las playas de la isla de San Andrés. Se presentan las amenazas: a. Excavación y extracción de arenas, b. Extracción de especies y pesca, y c. Ocupación de espacio por particulares y avisos, según su media $E(x) \pm s(x)$ clasificada por estrato de muestra.

de los casos. Sin embargo, en el caso de sobreexplotación de recursos costeros (Figura 11), los visitantes internacionales suelen dar puntajes mucho más bajos que los demás encuestados, sugiriendo las intensidades más bajas para este conjunto de prácticas y usos.

Cartografía de amenazas antropogénicas

La cartografía social es útil para que los usuarios del territorio puedan dimensionar la distribución de sus recursos y los límites probables de aprovechamiento de los mismos (Barrera-Lobatón, 2009). Su aplicación en el presente caso es útil para delimitar las áreas en las que se distribuyen los factores que se perciben como amenazas a la disponibilidad y calidad de los bienes y servicios que se aprovechan de las playas de San Andrés. Por ello, los usuarios encuestados aproximaron los polígonos sobre los que espacialmente tienen influencia los tensores y los tipos de usos del borde litoral antes determinados y valorados.

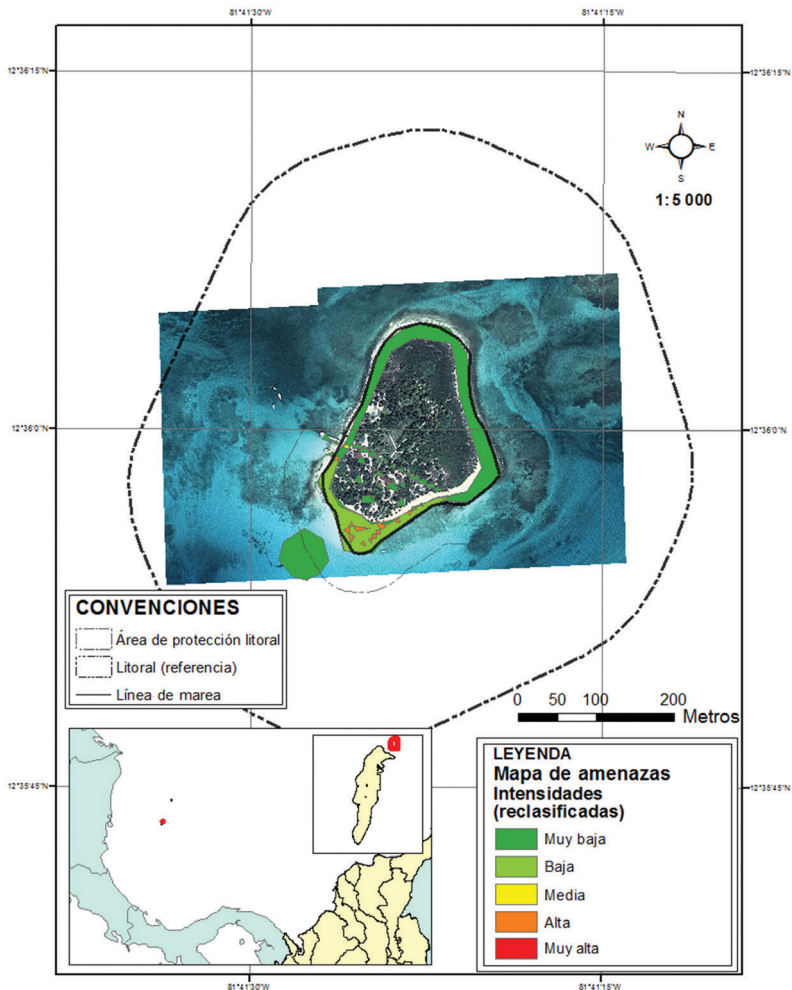


Figura 12. Mapa de percepción de magnitud de amenazas antropogénicas en zonas de playas, localidad Johnny Cay.

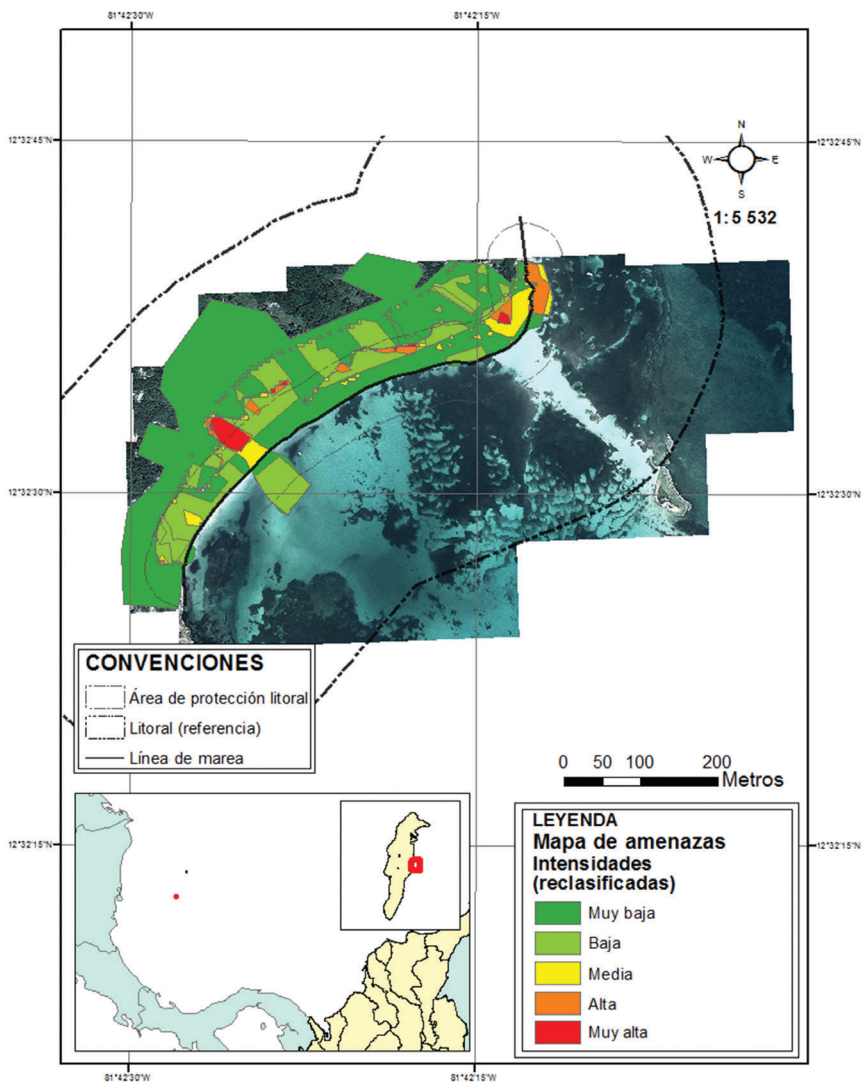


Figura 13. Mapa de percepción de magnitud de amenazas antropogénicas en zonas de playas, localidad Rocky Cay.

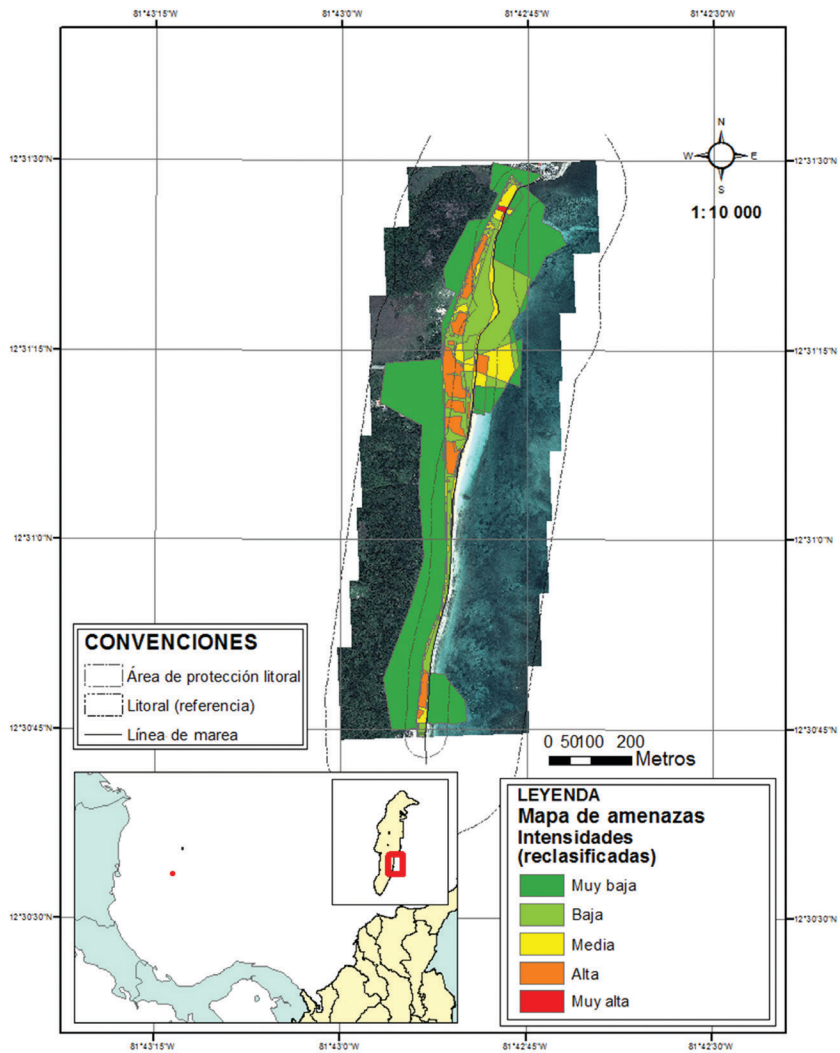


Figura 14. Mapa de percepción de magnitud de amenazas antropogénicas en zonas de playas, localidad Sound Bay.

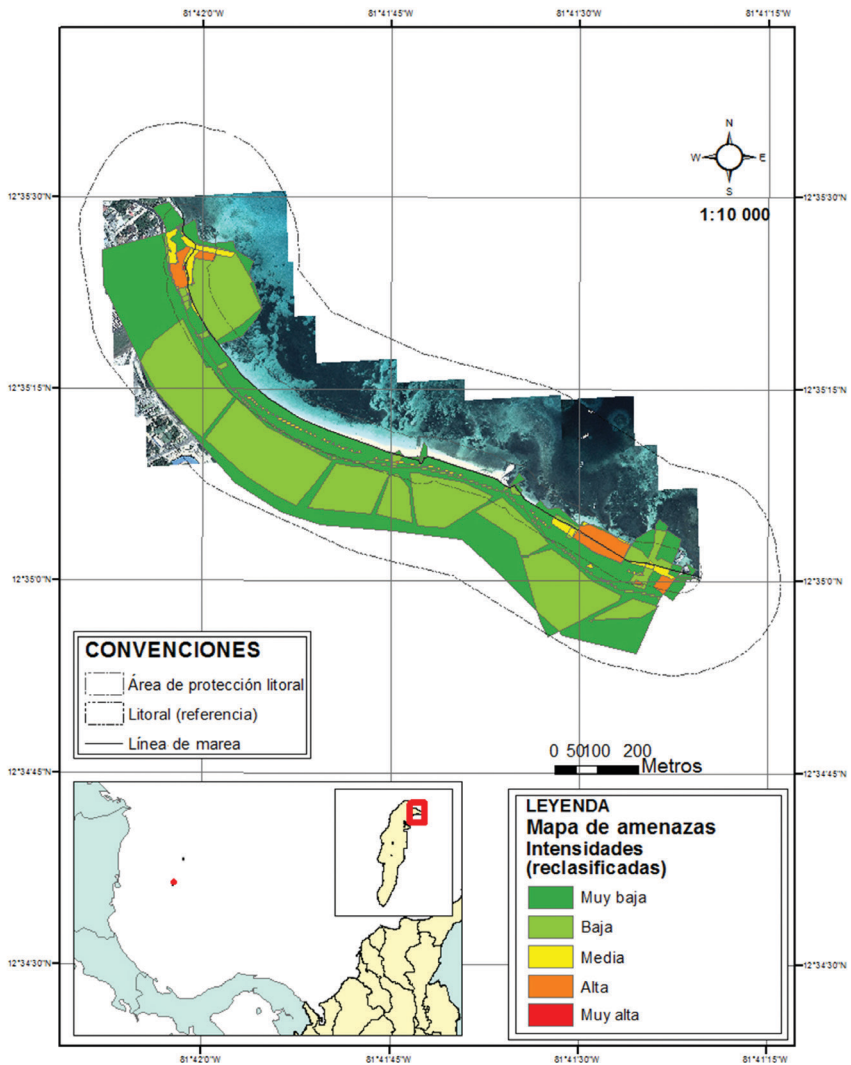


Figura 15. Mapa de percepción de magnitud de amenazas antropogénicas en zonas de playas, localidad Spratt Bay.

Los mapas señalan peligro en áreas bajo influencia directa e indirecta de centros de urbanización, incluyendo áreas residenciales, clubes de playa y zonas hoteleras (Figuras 12, 13, 14 y 15). Mientras que los valores medios y bajos representaron una baja superposición y magnitudes de amenaza que resultan comunes en las playas del parque regional Johnny Cay, las coberturas de arenas y vegetación en Rocky Cay, Sound Bay y Sprat Bay.

DISCUSIÓN

Las playas evaluadas tienen en común servicios ecosistémicos que se encuentran dentro de las cuatro categorías utilizadas y que son adaptadas de lo propuesto por la Millenium Ecosystem Assessment (2005) y Beaumont *et al.* (2007). Servicios como los de recreación y ecoturismo, o de soporte como hábitat, o de regulación como el control de la erosión, o de provisión como el de recursos genéticos, constituyen valores que representan beneficios tangibles o intangibles que superan cualquier valoración económica o monetizada de los ecosistemas.

Las playas de la isla de San Andrés son altamente atractivas para el turismo, al punto que 98% de los encuestados está dispuesto a regresar si estas se conservaban o mejoraban su calidad, y más del 95% de los mismos consideró disfrutar algún beneficio de los ilustrados en la encuesta. Esto supondría que cambios negativos en la percepción del estado de conservación de playas, y sus servicios ecosistémicos, podrían conducir a decisiones desfavorables por parte del usuario. Una de estas decisiones podría ser el evitar la visita a la isla y con ello disminuir la actividad turística de la que depende el sostenimiento del actual modelo de desarrollo económico de San Andrés.

En cuanto a las amenazas antrópicas evaluadas, estas se corresponden con un total de 17 formas de uso o prácticas en el litoral. Estas ocurren en áreas donde los beneficios del ecosistema toman valores muy importantes para sus usuarios y donde puede valer más conservarlos que utilizarlos. Estos factores al tener origen humano y exponer a deterioro los atributos del ecosistema de playas se constituyen en amenazas antropogénicas (Defeo *et al.*, 2009).

Entre los grupos de usuarios que evaluaron estas amenazas no se encontraron diferencias en la mayoría de puntajes medios por factor, lo que sugiere semejanza de criterios o expectativas entre los grupos de usuarios y de alguna manera facilita la implementación de futuras medidas de manejo ambiental en las playas de San Andrés. Sin embargo, para diferenciar con mayor detalle problemas específicos relacionados con la percepción de usuarios, sería recomendable ampliar el tamaño de la muestra y los grupos evaluados. En este caso, la procedencia de los turistas podría explicar algún tipo de diferencias en la percepción de la calidad de

servicios ecosistémicos. En el presente trabajo el origen de la mayoría de turistas internacionales fue meridional o septentrional, acostumbrados a mares poco transparentes y con condiciones ambientales contrastantes con las aguas y arenas encontradas en las playas caribeñas.

En general, las valoraciones particulares por amenaza arrojaron intensidades muy bajas y algunas de niveles medios, siendo consecuentes con las apreciaciones preliminares de daño obtenidas por medio de la encuesta. Sin embargo, para la evaluación cartográfica de la amenaza, la superposición de factores y sus intensidades pudo configurar un escenario diferente entre subáreas de las localidades evaluadas. Por ello, las explicaciones dadas a partir de la cartografía de magnitud de amenazas percibidas pueden dar mejores luces sobre las relaciones entre estos factores y los efectos conjuntos en algunas de las playas evaluadas.

El análisis entre percepción de usos y amenazas mostró como la urbanización y sobrepoblación genera graves peligros que no solo amenazan la calidad de varias playas de San Andrés, sino que inclusive podrían llevar a la desaparición de bienes y servicios que proveen los ecosistemas del litoral (Guerra-Vargas, 2013). En algunas playas las amenazas se concentran sobre sitios de atención a usuarios o de prestación de servicios turísticos.

En la playa de Johnny Cay, islote declarado como parque regional, las magnitudes de amenaza corresponden a niveles bajos y muy bajos, salvo excepciones de algunas áreas pequeñas sobre las arenas del costado sur del islote donde se ubican de manera privilegiada algunos particulares bajo la atención de los prestadores de servicios turísticos. Estos bajos niveles de amenaza por uso, podrían indicar que la declaratoria de reserva es una herramienta efectiva en la conservación de servicios ecosistémicos.

En las playas de Spratt Bay, se determinó que las áreas de valores medios y altos de amenaza se encuentran al interior de los primeros 50 m del borde litoral, considerado como área de protección según la normatividad nacional colombiana (Decreto 2324 de 1984). Los valores dados en el extremo noroeste y sureste de la localidad obedecen a magnitudes altas de amenazas (tensores), mientras que las áreas centrales presentan valores medios o bajos que pueden ser sesgados por la idea que estas zonas de servicios no les causan daño a su disfrute, ya que son de fácil acceso. Estudios realizados por McKenna *et al.* (2011), en playas de Irlanda, Gales, Turquía y Estados Unidos de América, encontraron que los turistas prefieren y escogen las playas para recreación más por sus condiciones de accesibilidad y alcance inmediato a las actividades recreativas, que por los premios o reconocimientos que estas tengan en cuanto a calidad, como por ejemplo playas bajo el galardón de Bandera azul. Spratt Bay es la principal playa de la isla y constituye un sitio de concurrencia de

todos los usuarios, en especial los que son turistas y hacen uso de paquetes de “todo incluido” que son ofrecidos por la mayoría de hoteles que funcionan a pocos metros de este punto.

En contraste, los valores altos de amenaza hallados en la zona norte y centro-oeste de Rocky Cay se deben a áreas influenciadas por instalaciones hoteleras y de prestadores de servicios turísticos formales tales como clubes de playa de empresas hoteleras multinacionales. Así mismo, en un humedal donde llegan aguas de drenaje al suroeste de la playa, se encuentran depósitos de todo tipo de residuos, tanto turísticos como domiciliarios, que fueron evaluados con niveles altos de amenaza.

En el caso de las playas de Sound Bay, las más altas amenazas se encuentran en el costado sur, en áreas dominadas por prácticas turísticas y recreativas. Allí también hay fuertes procesos de erosión y concentraciones de otras presiones asociadas a desarrollo urbano y reclamación de tierras, en especial dentro de los primeros 50 m del frente de protección, en la zona central del mapa donde coocurren tanto residencias familiares como construcciones que prestan servicios al turismo (restaurantes y hoteles boutique). En esta zona, los niveles de amenaza son influenciados por factores de desarrollo urbano, reclamación de la tierra y particularmente contaminación por residuos sólidos. Además, cuenta con una infraestructura en un punto al norte donde un canal facilita la salida de aguas y nutrientes desde el manglar de Salt Creek, que se encuentra separado de la playa por una vía pavimentada, donde se observa también acumulaciones y depósitos de residuos sólidos.

En general, los indicadores de peligro se superponen sobre áreas influenciadas por el actual modelo de desarrollo económico predominante, el turismo de masas. La ley colombiana ha venido favoreciendo a empresas multinacionales de la hotelería para su establecimiento en los bordes de litoral de la isla. La ley 788 de 2002 exime de impuestos a la renta a las empresas que construyan o mejoren hoteles. Esto ha significado que tan solo dos empresas, caracterizadas por sus paquetes todo incluidos, tengan 60% de las habitaciones en las islas y que operen dentro del borde costero, sobre predios o edificios confiscados al narcotráfico. Esta situación corresponde a una tendencia común en el Caribe, y suele asociarse a los intereses económicos de multinacionales que encuentran ventajoso extraer riqueza de los preciados recursos costeros, y como recompensa aumentan los PIB de las islas, sin considerar la actual paradoja del aumento de la pobreza y la sobreexplotación del capital natural (Breton *et al.*, 2006; Pantojas, 2006; Daily *et al.*, 2009). Es así como entre 2001 y 2011 hubo un aumento de 60% del número de turistas que arribó a la isla de San Andrés

(James, 2011), y con base en éste patrón geométrico, la Secretaría de Turismo Departamental proyectó un número superior a 600 mil turistas tanto para 2012 como para 2013. Estas cifras representan una relación mayor a 7:1 de turistas respecto a residentes, relación que se puede triplicar si se reconoce que alrededor del 30% de la población local de las islas depende directamente de la actividad turística. Castaño-Isaza (2011) encontró que no menos de 63% del turismo de San Andrés es de masas, es decir, los turistas llegan a la isla con un paquete de todo incluido. Estas personas permanecen en la isla 6.1 días en promedio, lo cual sugiere que la sobrepoblación se debe tanto a residentes como a la huella que deja la población flotante de turistas.

En la actualidad se ha expedido una nueva normativa tributaria (Ley 1607 de 26 de diciembre de 2012) que exime de impuestos a la renta a todas las empresas relacionadas con la hotelería, comercio y maquila que se establezcan desde el primero de enero de 2013. La única contraprestación que solicita el estado es el aumento de empleos de salario mínimo, y no considera responsabilidades de las empresas con el ecosistema que actualmente soporta el bienestar de los isleños y visitantes.

CONCLUSIONES

Los usuarios de playa se reconocen como beneficiarios de sus servicios ecosistémicos, por tanto las acciones de conservación y/o mejoramiento del ecosistema influirán positivamente en la posibilidad que regresen a la isla.

Las amenazas antropogénicas categorizadas como tensores y formas de uso, se perciben en niveles medios de peligro. En un escenario futuro, si no existen medidas de conservación efectivas de los bienes y servicios del socio-ecosistema de playa, estos podrían disminuir su calidad, comprometiendo el sostenimiento de las actividades turísticas que dependen de éste ecosistema.

Si bien los procesos de urbanización en playas representan una gran amenaza al ecosistema, los usuarios encuestados en San Andrés consideran que dicha transformación no representa un grave peligro. Probablemente esta percepción se debe a la falta de espacio en la isla. Con base en los mapas de percepción de magnitud de amenaza, se encontró que todas las playas presentan niveles de riesgo entre medios, altos y muy altos concentrados en la zona de protección del litoral. La cantidad de turistas que visitan las playas pueden generar presiones asociadas a sobrepoblación, que repercuten en la magnificación de las intensidades de los cuatro tensores evaluados.

RECOMENDACIONES

Para disminuir los conflictos existentes en los ecosistemas de playa en la isla de San Andrés, es recomendable que las políticas y planes de manejo incluyan como parte del ecosistema las diferentes conexiones biofísicas que relacionan a las unidades ambientales de la zona costera.

Se recomienda reglamentar la totalidad de formas de uso de los ecosistemas de playa y la creación de una figura de manejo y protección de las zonas emergidas.

Es necesaria la reorganización del espacio urbanizado; la reubicación y control de embarcaciones, así como un programa de monitoreo a largo plazo de los servicios ecosistémicos que permita identificar cambios en la percepción de calidad y cantidad de los servicios proporcionados por las playas. Dicho plan debe tener su propio esquema de financiación y garantizar la divulgación permanente de los resultados a diferentes niveles y sectores sociales. Como requisito fundamental para mejorar o al menos mantener los servicios ecosistémicos derivados de las playas de San Andrés es necesaria la coordinación interinstitucional con participación ciudadana.

AGRADECIMIENTOS

Al programa de apoyo a tesis de posgrado de la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe que financió el proyecto “Riesgos asociados al uso de los recursos costeros de una isla pequeña del Caribe. Caso San Andrés Isla, Reserva Internacional de la Biósfera Seaflower”, código Hermes 16233 y código Quipú 40000005640, desarrollado en la Maestría en Estudios del Caribe, cohorte VII. Al técnico Jorge García-Marimón y la ingeniera Michelle Orellano que contribuyeron en la aplicación de la encuesta en las playas de San Andrés. A la Corporación Autónoma Coralina, que ofreció y facilitó parte de la literatura de referencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Barrera-Lobato, S. 2009. Reflexiones sobre sistemas de información geográfica participativos (SIGP) y cartografía social. *Rev. Col. Geogr. Cuad. Geogr.*, 18: 9-23.
- Beaumont, N.J., M.C. Austen, J.P. Atkins, D. Burdon, S. Degraer y T.P. Dentinho. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Mar. Poll. Bull.*, 54(3): 253-265.
- Breton, Y., D. Brown, B. Davy, M. Haughton y L. Ovares. 2006. Social sciences and the diversity of Caribbean communities. P. 17-49. En: Breton, Y., D. Brown, B. Davy, M. Haughton y L. Ovares (Eds.). *Coastal resource management in the Wider Caribbean*. Ian Randle Publishers, IDRC, Kingston y Miami. 265 p.

- Castaño-Isaza, J. 2011. Development of payments for ecosystem services for the Seaflower MPA: An innovative financing mechanism to protect coastal and marine ecosystems. M.A. Thesis, Brandeis Univ. Whaltam, EE.UU. 65 p.
- Chapman, P.M. 2007. Determining when contamination is pollution. Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environ. Internat.*, 33: 492-501.
- Clausen, R. y R. York. 2008. Economic growth and marine biodiversity: influence of human social structure on decline of marine trophic levels. *Cons. Biol.*, 22(2): 458-466.
- Constanza, R., R. Arge, R. De Groot, S. Farberk, M. Grasso, H. Hannon y K. Limburg. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Crain, C. M., B.S. Halpern, M.W. Beck y C.V. Kappel. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *An. New York Acad. Sci.*, 1162: 39-62.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney y L. Pejchar. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front. Ecol. Environ.*, 7(1): 21-28.
- DANE. 2005. Censo nacional del 2005. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas. <http://www.dane.gov.co>. 30/02/2013.
- Defeo, O., A. McLachlan, D.S. Schoeman, T.A. Schlacher, J. Dugan, A. Jones, M. Lastra y F. Scapini. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Est., Coast. Shelf Sci.* 81:1-12.
- De Travesedo, N.G. y P. Sáenz-Ramírez (Eds.). 2009. Análisis de riesgos de desastres y vulnerabilidades en la República Dominicana. Documento de contribución al Sistema Nacional de Prevención, Mitigación y Respuesta a Desastres. Comisión Europea de Ayuda Humanitaria, Santo Domingo: 111 p. http://ec.europa.eu/echo/files/funding/opportunities/interest_dipecho7_Rep_Dominicana.pdf. 20/02/2013.
- Gavio, B., S. Palmer-Cantillo y J.E. Mancera-Pineda. 2010. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Mar. Poll. Bull.*, 60:1018-1030.
- Guerra-Vargas, L.A. 2013. Riesgos asociados al uso de los recursos costeros de una isla pequeña del Caribe: caso San Andrés isla, Reserva Internacional de la Biosfera Seaflower. Maestría Estudios del Caribe, Univ. Nal Col. Colombia, San Andrés. 213 p.
- Howard, M. y E. Taylor. 2005. MPA Profile The Seaflower MPAs, Colombia: cooperative, consensus-based planning with stakeholders. *MPA New, Internat. News Anal. Mar. Prot. Areas*, 6(10): 5.
- James C., J.L. 2011. Propuesta participativa para la implementación del turismo sostenible como estrategia de desarrollo en la isla de San Andrés, Colombia. Tesis Doctoral, Univ. Autón. Veracruz, Veracruz, México. 120 p.
- Lambin, E.F., H.J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land use and land cover change in tropical regions. *An. Rev. Environ. Res.*, 28(1): 205-241.
- Levy, M.A., R.S. Chen, M. Muñoz, S. Adamo, G. Yetman y M.L. Lukang. 2010. Multi-hazard risks and vulnerable populations in the Caribbean and Gulf of Mexico Region: Implications of spatial population and land cover dynamics. 28-62. En: *The vulnerability of America's Gulf coast and the Caribbean Basin: Fighting for survival*. Columbia Univ., New Orleans. 34 p. http://ffs.ei.columbia.edu/sitefiles/file/Levy_et_al.pdf. 20/02/2013
- Lozoya, J.P., R. Sarda y J.A. Jiménez. 2011. A methodological framework for multi-hazard risk assessment in beaches. *Environ. Sci. Pol.*, 14: 685-696.

- McKenna, J., A.T. Williams y J.A.G. Cooper. 2011. Blue flag or red herring: Do beach awards encourage the public to visit beaches? *Tour. Manag.* 32(3): 576-588.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C. 137 p.
- Ossa, I.J.M. 2004. Evaluación de la influencia antrópica en los cambios de línea de costa y erosión litoral en la isla de San Andrés, Caribe colombiano. Trabajo de grado, Geología, Universidad Eafit, Medellín. 70 p.
- Pantojas, G.E. 2006. De la plantación al resort: El Caribe en la era de la globalización. *Rev. Cienc. Soc.*, 15: 82-99.
- Santos-Martínez, A., S. Hinojosa y O. Sierra R. 2009. Proceso y avance hacia la sostenibilidad ambiental: la reserva de la biosfera Seaflower, en el Caribe colombiano. *Cuad. Car.*, 13: 7-23.
- Turvey, R. 2007. Vulnerability assessment of developing countries: The case of small-island developing states. *Dev. Policy Rev.*, 25(2): 243-264.
- Walker C., J.A., F.R. Robinson y J.E. Mancera-Pineda. 2009. Huella ecológica en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biosfera Seaflower. *Cuad. Car.*, 13: 63-78.z

RECIBIDO: 15/08/2013

ACEPTADO: 26/05/2014

NOTES ON THE MARINE ALGAE OF THE INTERNATIONAL BIOSPHERE RESERVE SEAFLOWER, CARIBBEAN COLOMBIA IV: NEW RECORDS OF MACROALGAL EPIPHYTES ON THE SEAGRASS *THALASSIA TESTUDINUM*

Margarita Rosa Albis-Salas^{1,2} and Brigitte Gavio^{1,2}

1 Universidad Nacional de Colombia sede Caribe. Circunvalar San Luis Free Town No. 52-44, San Andrés, Colombia. mralbiss@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Biología, Ciudad Universitaria, Bogotá, Colombia. bgavio@unal.edu.co

ABSTRACT

Nine species of macroalgae are newly reported for the Caribbean International Biosphere Reserve Seaflower. Of these taxa, *Neosiphonia sphaerocarpa*, *Polysiphonia schneideri*, *Polysiphonia sertularioides*, *Cladosiphon occidentalis*, and *Phaeophila dendroides*, have been previously reported from Colombian waters, whereas *Ulothrix* sp., *Ulva flexuosa* subsp. *paradoxa*, *Chaetomorpha minima*, and *Cladophora liniformis* represent new records for the country. All the algae were found growing epiphytically on *Thalassia testudinum* in shallow (<1 m) seagrass meadows around San Andrés Island. Their morphological features are discussed.

KEY WORDS: Colombia, Epiphyte, Marine algae, New records, *Polysiphonia*.

RESUMEN

Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano IV: nuevos registros de macroalgas epífitas sobre hojas de *Thalassia testudinum*. Se registran por la primera vez para la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower nueve especies de macroalgas. De estas especies, *Neosiphonia sphaerocarpa*, *Polysiphonia schneideri*, *Polysiphonia sertularioides*, *Cladosiphon occidentalis* y *Phaeophila dendroides*, han sido registradas previamente para aguas colombianas, mientras *Ulothrix* sp., *Ulva flexuosa* subsp. *paradoxa*, *Chaetomorpha minima* y *Cladophora liniformis* son nuevos registros para el país. Todas las algas fueron encontradas epífitas sobre hojas de *Thalassia testudinum*, en praderas someras (<1 m) en la isla de San Andrés. Se discuten sus características morfológicas.

PALABRAS CLAVES: Colombia, Epífitas, Algas marinas, Nuevos registros, *Polysiphonia*.



INTRODUCTION

Seagrass meadows are very productive ecosystems of which a large proportion is often attributed to the epiphytes (Leliaert *et al.*, 2001; Won *et al.*, 2010). Epiphytes can represent up to 50% of the total above-sediment biomass of a seagrass meadow (Leliaert *et al.*, 2001). Epiphytes can therefore play an important role in the functioning of seagrass ecosystems.

The most widely distributed seagrass in the Caribbean is *Thalassia testudinum* Banks ex König, which provides ample substrate for algal epiphytes (Cho *et al.*, 2002; Barrios and Díaz, 2005; Corlett and Jones, 2007; Samper-Villarreal *et al.*, 2008). However, few studies characterizing the epiphytic flora have been addressed in the Caribbean, there being only those in Florida (Dawes 1987, Won *et al.*, 2010), in Costa Rica (Samper-Villarreal *et al.*, 2008), and in Venezuela (Barrios and Díaz, 2005). In Colombia, the studies on macroalgae epiphytes have been restricted to estimations of their biomass (Palacios *et al.*, 1992). Our recent field surveys on *Thalassia testudinum* macroalgal epiphytes in San Andrés Island revealed some species previously unknown to the region (Albis-Salas and Gavio, 2011). We present nine new records for the Archipelago, three species of red algae, one brown alga and five green algae. Four taxa represent new records for Colombia. All these taxa are generally overlooked in the floristic treatments of the region, mainly due to their small size and difficult taxonomic treatment. We herein provide detailed morphological features of the specimens encountered and a comprehensive discussion on the taxonomic status of each species.

MATERIALS AND METHODS

San Andrés (12°28'55"N; 81°40'49"W) is an oceanic island situated in the southwestern Caribbean, Colombia (Figure 1), being part of the San Andrés and Old Providence Archipelago, declared as International Biosphere Reserve Seaflower since 2000 (Coralina, 2007). For details on the study site, see Albis-Salas and Gavio (2011). During the wet (December 2007) and dry seasons (March 2008) we sampled in six sites, on the east coast of the island (Gavio *et al.*, 2010; Albis-Salas and Gavio, 2011). All meadows are shallow (<1 m). The leaves of *Thalassia* were preserved in a 4% formalin/seawater solution. In the laboratory, algae were observed under an Olympus BX 51 microscope and identified with specialized bibliography for species identification (Littler and Littler, 2000; Dawes and Mathieson, 2008; Littler *et al.*, 2008; Stuercke and Freshwater, 2010). Portions of the thalli were mounted on glass slides in 50% glycerin, after staining in aniline-blue solution. Information on the type localities of these taxa has been obtained from Silva (2013).

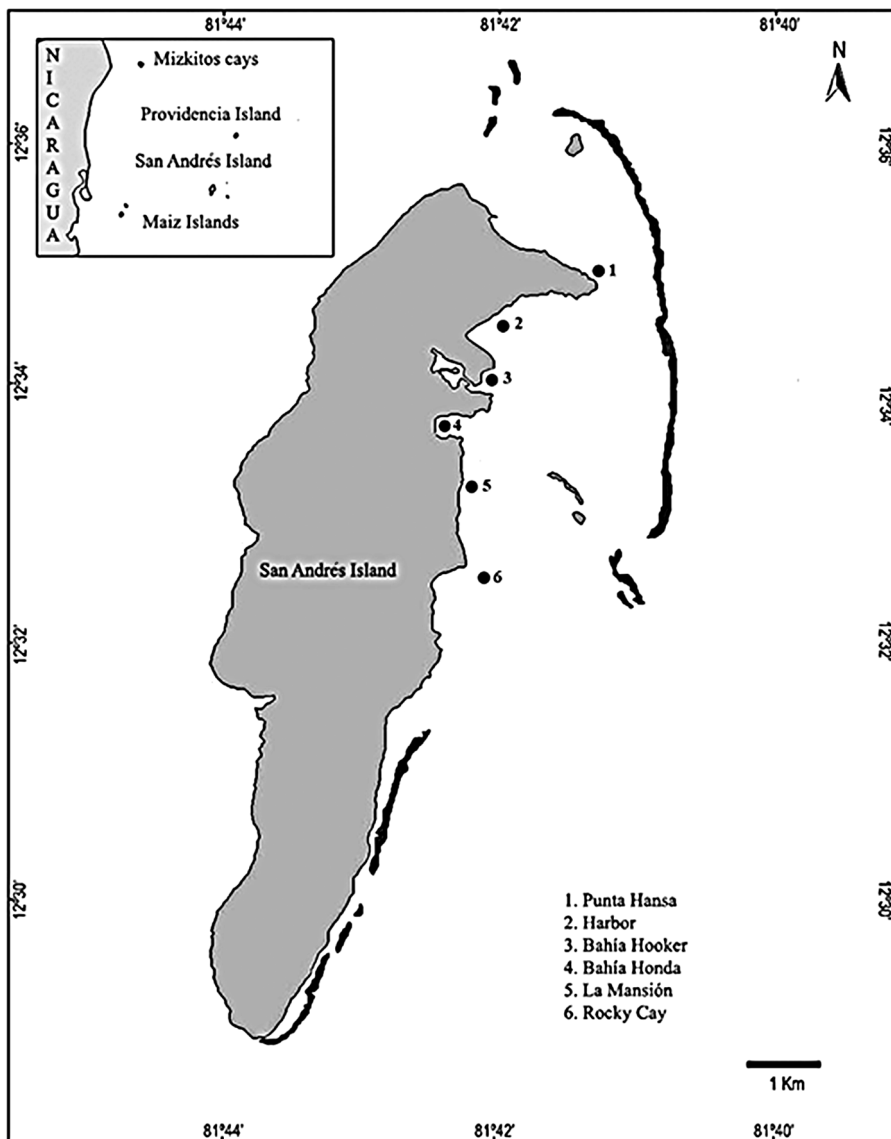


Figure 1. San Andrés Island with study sites. 1. Punta Hansa ($12^{\circ}58'34.6''\text{N}$ - $81^{\circ}69'01.0''\text{W}$), 2. Harbor ($12^{\circ}57'60.9''\text{N}$ - $81^{\circ}70'20.1''\text{W}$), 3. Bahía Hooker ($12^{\circ}34'09.1''\text{N}$ - $81^{\circ}42'10.3''\text{W}$), 4. Bahía Honda ($12^{\circ}33'70.7''\text{N}$ - $81^{\circ}42'41.9''\text{W}$), 5. La Mansión ($12^{\circ}69'01.0''\text{N}$ - $81^{\circ}70'39.3''\text{W}$) and 6. Rocky Cay ($12^{\circ}54'35.8''\text{N}$ - $81^{\circ}70'40.9''\text{W}$).

RESULTS AND DISCUSSION

We report a total of nine new records for San Andrés Island, four of which are new for Colombia. All species were found as epiphytes on leaves of *Thalassia testudinum*. We report three species of Rhodophyta, one Heterokontophyta and five Chlorophyta. Furthermore, this is the first report of the genera *Cladosiphon*, *Neosiphonia*, *Phaeophila* and *Polysiphonia* for the San Andrés and Old Providence Archipelago, and of the genus *Ulothrix* for Colombia.

The algae were mostly diminutive filamentous specimens growing as epiphytes or endophytes on the encrusting algae *Hydrolithon farinosum* and *Pneophyllum fragile* which were in turn overgrowing leaves of *Thalassia testudinum*. New records for Colombia are marked with an asterisk [*].

RHODOPHYTA

Order Ceramiales

Family Rhodomelaceae

Neosiphonia sphaerocarpa (Børgesen) M.S. Kim and I.K. Lee (1999)

Type locality: St. Thomas, Virgin Islands.

Thallus filamentous, bushy, maroon in color, up to 1 cm tall. Branching alternate to pseudodichotomous. Thallus attached by discoid holdfast and secondarily by unicellular rhizoids that arise from distal ends of ventral pericentral cells with cross wall. Branches 60-90 μm diam, with four pericentral cells per segment, segments 80-140 μm long, 0.5-1.5 diameters long. Tetrasporangia 10-12 μm wide, 20-25 μm long, tetrahedrally divided, in spiral series (Figure 2a). Spermatangial branchlets cylindrical and lateral, produced on lower segments of apical filaments (Figure 2b). Cystocarps oval, 183 μm wide, 178 μm long (Figure 2c).

Site and season of collection: Dry season 07-10/12/2007, Bahía Honda, Punta Hansa.

Known western Atlantic distribution: Barbados, Belice, Cuba, Florida, Hispaniola, Lesser Antilles, Puerto Rico, Venezuela, Virgin Islands.

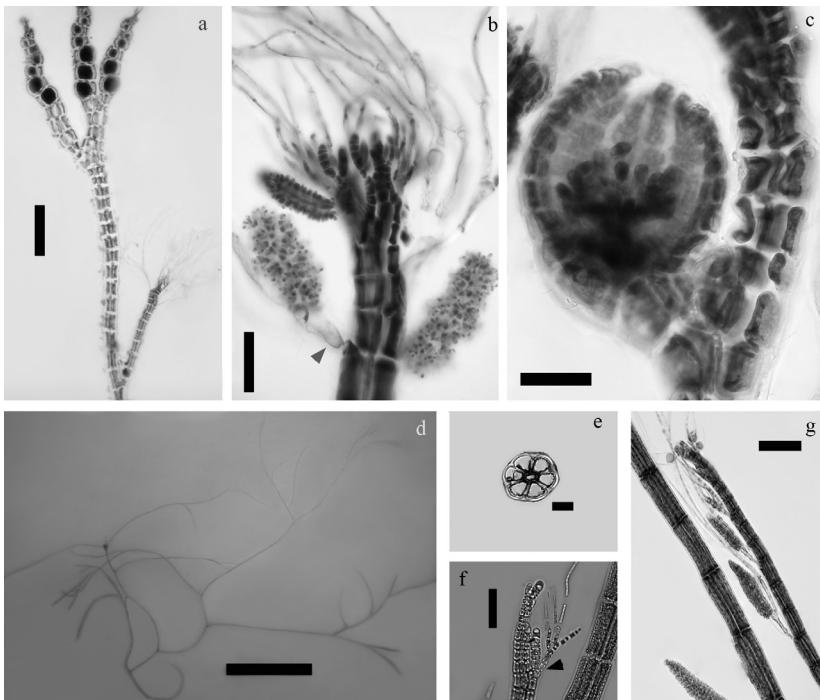
Polysiphonia schneideri B. Stuercke and D.W. Freshwater (2010)

Reported by Díaz-Pulido and Díaz-Ruiz (2003) as *P. denudata*.

Type locality: Wrightsville Beach, North Carolina, USA.

Thallus filamentous, creeping, red-maroon to violet, without cortication (Figure 2d). The base was not observed in our specimens; however, there is a prostrate axis 130-180 μm diam, 0.8-1 diameters long, from which erect axes arise. Erect axes may reach 5 cm in length, frequently ramified, alternate proximally, unilateral

distally. Lateral branches thinner, 70-100 μm diam; segments 1.5-2 diameters long; branches abruptly tapering distally to 50-55 μm diam, 1-1.5 diameters long; toward the apex the tapering is stronger, to 30-40 μm diam, 0.5 diameters long. Lateral adventive branches present. Pericentral cells 6-7 (Figure 2e). Apex conspicuous, 10-12.5 μm long, 10-12 μm diam. The branches are borne axillary to the trichome (Figure 2f). Trichoblasts abundant towards the apex, 2-3 times dico- to subdichotomously ramified. Scar cells frequent and irregularly arranged. Rhizoids digitiform, cut-off from ventral pericentral cells, abundant, generally one per segment but we sometimes observed two rhizoids per segment, 20-25 μm diam, 500-800 μm long. Tetrasporangia in series, ellipsoidal, in the middle part of the thicker axes, sometimes dispersed in the whole thallus, 30-50 μm diam, 90-100 μm long. Spermatangial branchlets narrowly ovate and lateral, produced on lower segments of apical filaments, 18.2-32 μm diam 92-124 μm long (Figure 2g).



Figures 2. a-c. *Neosiphonia sphaerocarpa*. a. Tetrasporangial branches with tetrasporangia in spiral series. Scale bar= 200 μm . b. Spermatangial branchlets produced on lower segments of trichoblast (arrowhead). Scale bar = 50 μm . c. Oval cystocarps. Scale bar = 50 μm . d-h. *Polysiphonia schneideri*. d. Habit. Scale bar = 5 mm. e. Cross section showing six pericentral cells. Scale bar = 50 μm . f. Branches borne axillary to the trichoblast (arrowhead). Scale bar = 50 μm . g. Spermatangial branchlets produced on lower segments of apical filaments. Scale bar = 50 μm .

Known western Atlantic distribution: Bermuda, Colombia, Florida, Panamá, Puerto Rico, Texas, Venezuela.

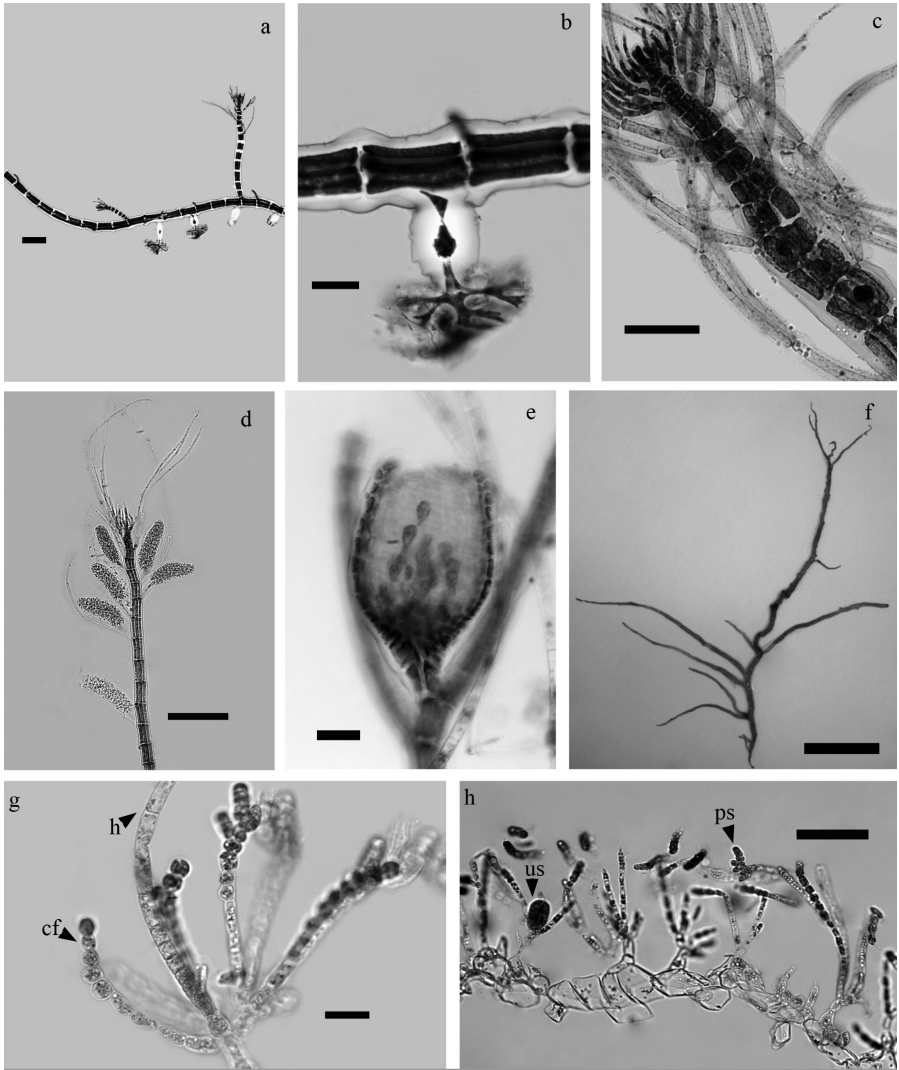
Site and season of collection: Dry season 29-30/03/2008, Punta Hansa, Rocky Cay.

Remarks: Stuercke and Freshwater (2010) recently determined that the western Atlantic taxon known as *Polysiphonia denudata* is a previously unrecognized species, which they named *P. schneideri*. In their study, they included vouchers from continental Colombia, which belong to this new identity. The specimen that we found agrees with their description of *P. schneideri*, with the exception of the position of the tetrasporangia. Those authors described the tetrasporangia as being disposed in the distal portion of the branches, while our specimens had the tetrasporangia in the middle portion of the largest axes. Furthermore, tetrasporangia in our specimens were slightly smaller (30-50 μm diam) than those reported by Stuercke and Freshwater (2010, 45-85 μm diam), as well as the spermatangial branches (18-32 μm diam x 92-124 μm long in our samples versus 35-60 μm diam x 125-260 μm long in the original description). Whether these variations represent normal variability in a population or reveal further cryptic species diversity should be assessed with molecular data.

Polysiphonia cf. sertularioides (Grateloup) J. Agardh (1863)

Type locality: Cette, Gulf of Lion, France.

Thallus filamentous, creeping, red to maroon, 0.5-5 mm tall. Erect branches alternate proximally, dichotomous distally. Prostrate axis (33) 75-100 μm diam, with four pericentral cells, segments 1-2 diameters long (Figure 3a). Erect axes (30) 40-55 μm diam, segments 0.5-3 diameters long. In some specimens secondary branching is rather sparse: the first branch may appear after 10-25 segments, and there may be 10-12 segments between branches; however, in adventitious short branches we observed an interval of only 2-4 segments between branches. Branchlets constricted at the base and gradually tapering toward the apex (Figure 3a), although we occasionally found specimens that were abruptly tapering toward the apex. Lateral branches forming in axils of trichoblasts. Trichoblasts deciduous, 1-3 times dichotomous to subdichotomous branched, with obvious scar cells spirally arranged. In some plants, we observed that scar cells appear after 5-9 segments. Scar cells give rise to adventitious branches. Rhizoids unicellular or multicellular, finger-like, cut off from parental cells (Figure 3b). Tetrasporangia spherical 70-90 μm , strongly spiraled in outer branchlets (Figure 3c). Spermatangial branchlets cylindrical on lower segments of trichoblasts (Figure 3d). Cystocarps oval, 130-190 μm wide, 240-270 μm long (Figure 3e).



Figures 3. a-e. *Polysiphonia cf. sertularioides*. a. Habit, adventitious branches. Scale bar = 60 μ m. b. Rhizoids cut off from parental cells. Scale bar = 20 μ m. c. Tetrasporangia spiraled in outer branchlets. Scale bar = 100 μ m. d. Spermatangial branchlets on lower segments of trichoblasts (arrowhead). Scale bar = 100 μ m. e. Cystocarp. Scale bar = 50 μ m. f-h. *Cladosiphon occidentalis*. f. Habit. Scale bar = 2 mm. g. Terminal moniliform cortical filaments (cf) and a typical phaeophyceyan hair (h). Scale bar = 30 μ m. h. Plurilocular (ps) and unilocular sporangia (us). Scale bar = 100 μ m.

Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Harbor, Punta Hansa; dry season 29-30/03/2008, Harbor, Punta Hansa.

Known western Atlantic distribution: Bahamas, Belize, Colombia, Cuba, Florida, Panamá, Texas, Venezuela.

Remarks: The specimens we observed presented great morphological variation in thallus size and branching pattern. We observed individuals with scattered branching and prostrate axis of 33-40 μm diameter, and others with frequent branching and prostrate axis of 75-100 μm in diameter. There was scar cells variation as well, with specimens showing spirally arranged scar cells every segment, while others with scar cells appearing after the first 5-9 segments of the branch. Furthermore, sometimes the filaments gradually tapered towards the apex, while in other plants the tapering was rather abrupt.

Womersley (1979) proposed that *P. sertularioides*, originally described from the Mediterranean Sea, and *P. flaccidissima* Hollenberg, described from the Pacific coast of North America and later reported for the tropical Pacific, Caribbean Sea, and South Africa (Rojas-González and Afonso-Carrillo, 2010), should be considered taxonomic synonyms because they share many diagnostic characters, such as prostrate habit, rhizoids with close connection, conspicuous trichoblasts, presence of adventitious branches, frequent scar cells, lateral branches forming in axils of trichoblasts and spirally arranged trichoblasts. Later, Kapraun *et al.* (1983), Abbott (1999) and Womersley (2003) again suggested synonymy, pending new research. Abbott (1999), however, pointed out that *P. flaccidissima* has a much more developed prostrate system than *P. sertularioides*. The description of *P. sertularioides* by Lauret (1967), in his extensive work on the Mediterranean *Polysiphonia*, is very similar to Hollenberg (1942) original description of *P. flaccidissima*. However, there are differences between the two taxa which have been later dismissed by other authors. According to Lauret (1967), there is a very clear pattern in scar cell distribution in specimens of genuine *P. sertularioides*: in the upright segments there is always a scar cell before a branch, and after it there is a segment without scar cell, with a pattern SBN (scar cell, branch, no scar cell). On the other hand, in the original plates of Hollenberg (1942, p. 775, fig. 8) for *P. flaccidissima*, the pattern is reversed, i.e. the branch is preceded by a segment without scar cell and followed by one with scar cell (NBS). The robustness of this pattern as a taxonomic feature has not been considered again by other authors. In our specimens we mostly found a SBS pattern (scar cell, branch, scar cell), but in some specimens we observed also a SBN pattern, as in Hollenberg's original description. As we already mentioned, the morphological variation that we observed among specimens fitting the description of *P. sertularioides* was rather high, and this character was polymorphic as well. Mamoozadeh and Freshwater (2011), in a recent molecular study on Caribbean *Polysiphonia*, found genetic variation among three specimens of *P. cf. sertularioides*

from Panama, indicating that the taxon is possibly a species-complex of cryptic taxa. Since the most recent published works on *Polysiphonia* maintain the synonymy between *P. flaccidissima* and *P. sertularioides*, we decided to follow this trend. As many other authors suggested, a thorough revision of the *Polysiphonia sertularioides/flaccidissima* complex is needed. Díaz-Pulido and Díaz-Ruiz (2003) reported *Polysiphonia flaccidissima* for the continental coast of Colombia in the Caribbean.

HETEROKONTOPHYTA
Order Ectocarpales
Family Chordariaceae
***Cladosiphon occidentalis* Kylin (1940)**

Type locality: Dry Tortugas, Florida, USA.

Thalli erect, light brown to olive brown in color, soft and mucous, up to 11.5 cm high, with a monostromatic discoid holdfast, 0.5-1 mm diam, from which a main axis arises. Axes cylindrical (Figure 3f), to 1.5 mm in diameter, branched with unilateral to irregular branches abundant at base and sparse toward the apex, with short second-order branches up to 1 mm diam (Figure 3f). Medulla multiaxial, consisting of longitudinal filaments, the axis becoming hollow a short distance behind its apex. Branches often ending in a hair laterally displacing the distal portion of the medullary filaments (Figure 3g). Medullary cells 110-225 μm long and 30-75 μm diam. Thin subcortex 1 cell thick formed perpendicularly to the medullary filaments. Subcortical cells hyaline, subcylindrical to broad at base, (5)10-15 μm diam (Figure 3h). Primary cortical filaments simple, 100-225 μm long, composed of 6-13 cells, with proximal cells cylindrical, 17.5-27.5 μm long, 5-7.5 μm diam. Distal cells moniliform, 7.5-12.5 μm long, 7.5-12.5 μm diam (Fig. 3g). Phaeophycean hairs abundant, arising from subcortical cells, with a short, basal sheath 11-12.5 μm diam (Figure 3g).

Plurilocular sporangia in groups of 3-6, on distal cells of cortical filaments, 25-26 μm long and 10-12.5 μm diam. Unilocular sporangia ovoid, 25-50 μm long and 25-45 μm diam, sessile and solitary, borne on proximal cells of cortical filaments or on distal subcortical cells (Fig. 3h).

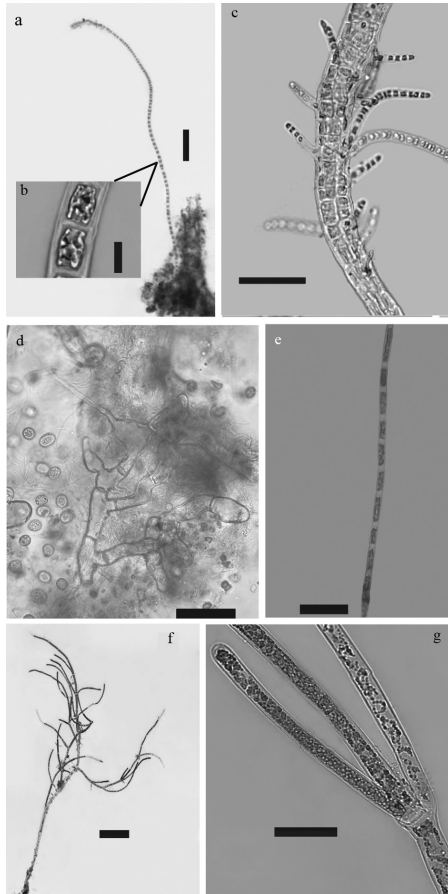
Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Harbor; dry season 29-30/03/2008, Harbor.

Known western Atlantic distribution: Bahamas, Belize, Cuba, Florida, Panamá, Texas, Virgin Islands.



CHLOROPHYTA
Order Ulotrichales
Family Ulotrichaceae
**Ulothrix* sp.

Thallus minute, pale green, formed by simple uniseriate filaments to 1.1 cm high (Figure 4a). Filaments straight, neither upcurved nor bent. Cells cylindrical, 16 μm diam, 15-18 μm long with smooth cell walls to 3 μm thick. One chloroplast per cell, conspicuous, H-shaped, with one pyrenoid (Figure 4b). Apical cell rounded at tip, 10 μm , 12 μm long.



Figures 4. a-b. *Ulothrix* sp. a. Habit. Scale bar = 100 μm . b. Detail of single chloroplast per cell. Scale bar = 10 μm . c. *Ulva flexuosa* subsp. *paradoxa*. Habit and detail of cells. Scale bar = 100 μm . d. *Phaeophila dendroides*. Habit with hairs (h) grow out from cells. Scale bar = 50 μm . e. *Chaetomorpha minima*. Habit. Scale bar = 100 μm . f. *Cladophora liniformis*. Habit. Scale bar = 500 μm . g. Detail of branch per node. Scale bar = 100 μm .

Site and season of collection: Dry season 29-30/03/2008, Harbor.

Remarks: Wynne (2011) included two species of *Ulothrix* in his checklist of benthic algae of the tropical and subtropical Western Atlantic, *Ulothrix flacca* and *U. subflaccida*. These two species are distinguished by the basal portion, attached by a basal cell and rhizoids formed as down-growing extensions from a few intercalary cells above in *U. flacca* and by tapering rhizoidal basal cells in *U. subflaccida* (John, 2007). In the single specimen we found, it was not possible to observe the basal portion of the plant, which is an important character to distinguish among the *Ulothrix* species present in the Caribbean flora. However, we consider this alga to be a member of the genus *Ulothrix* because of its diminutive habit, and the presence of just one chloroplast per cell (the genus *Chaetomorpha* has several, with the exception of *C. philippinensis*, Leliaert *et al.*, 2011) (Figure 4b). The genus *Uronema* is composed of diminutive species, mostly restricted to freshwater habitat. The only marine species reported to date, *Uronema marinum*, is much smaller in size, the longest filament size to 600 μm , according to Kraft (2007), the chloroplast has a different appearance, and the apical cell is larger than the other cells (see Figure 6, p. 22 in Kraft, 2007). This is the first record of the genus for Colombia.

Order Ulvales

Family Ulvaceae

**Ulva flexuosa subsp. paradoxa* (C. Agardh) M.J. Wynne (2005)

Type locality: Bangor, Wales.

Thallus flaccid, to 3 cm high, light green, branching abundant below, opposite to irregular, 30-325 μm diam (Figure 4c). Holdfast conspicuous. Main axis to 16 cells randomly arranged. Branchlets 1-4 cells thick. Cells rectangular to polygonal, 5-12.5 μm diam. and 5-15 μm long (Figure 4c).

Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Bahía Hooker, Harbor, Rocky Cay; dry season 29-30/03/2008, Bahía Hooker, Harbor

Known western Atlantic distribution: Bahamas, Barbados, Brazil, Cuba, Curaçao, Florida, Hispaniola, Jamaica, Lesser Antilles, Panamá, Puerto Rico, Texas, Venezuela, Virgin Islands.

Family Phaeophilaceae

Phaeophila dendroides (P.L. Crouan and H.M. Crouan) Batters (1902)

Type locality: Brest, Finistère, France.

Thallus of uniseriate branched filaments, endophytic in *Hydrolithon farinosum* and *Pneophyllum fragile*. Cells cylindrical, 4.5-5 μm diam, 17.5-27.5 μm long with many irregular swellings (Figure 4d). Hairs grow out from vegetative cells, are undulate without cross-walls at base (Figure 4d).



Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Harbor, Punta Hansa, Rocky Cay; dry season 29-30/03/2008, Bahía Honda, Bahía Hooker, Harbor, La Mansión, Punta Hansa, Rocky Cay.

Known Caribbean distribution: Florida, Hispaniola, Panamá, Texas, Venezuela, Virgin Islands.

Order Cladophorales
Family Cladophoraceae

**Chaetomorpha minima* Collins and Hervey (1917)

Type locality: Bermuda.

Thallus filamentous, inconspicuous, to 3 mm high, yellow-green. Filaments unbranched, uniseriate (Figure 4e), cells cylindrical, 7.5-20 µm diam and 37.5-100 µm long, 2-3 diameters long (Figure 4e), cells longer toward the base of the filaments. Apical cell blunt, 10-15 µm diam and 50 µm long. Attached by disc-like or finger like pad.

Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Bahía Honda, Bahía Hooker, Harbor, La Mansión, Punta Hansa, Rocky Cay; dry season 29-30/03/2008, Bahía Honda, Bahía Hooker, Harbor, La Mansión, Punta Hansa, Rocky Cay.

Known Caribbean distribution: Bermuda, Cuba, Florida and Venezuela.

Remarks: Although very common as individual filaments, it was not observed to form mats on the host plant as reported by Littler *et al.* (2008) in the Indian River Lagoon, Florida. It can attach either directly to *Thalassia* leaves or its epiphytic coralline algae (*Hydrolithon farinosum* and *Pneophyllum fragile*).

**Cladophora liniformis* Kützting (1849)

Type locality: Lagoon of Venice (Chioggia), Italy.

Thallus bright yellow-green in older parts and dark green in younger cells. Thalli forming indefinite masses floating at the surface of protected waters among seagrass beds, loose-lying on protected sediments bottoms or like small specimens to 2.5 mm high above seagrass blades. Plants having an irregular organization alternate to pseudodichotomously below and unilateral above, with irregular scattered branch and branches with different lengths (Figure 4f). Growth by division of apical and intercalary cells followed by cell elongation. Branches predominately apically inserted, but subterminal insertion was also observed. One to three branches per node (Figure 4g). Ramification angle 40-80°. Chloroplasts rounded and may form a network. Apical cells mostly long and cylindrical, the end widened or slightly tapering, 15-20 µm diam, 180-250 µm long, 15-17.5 diameters long. Ultimate

branches 20-35 μm diam., 200-375 μm long, 12-12.5 diameters long. Main axes 20-25 μm diam., 350 μm long, 14-17.5 diameters long. Basal cells 35 μm diam., 350 μm long. Filaments thicken slightly towards the base, which may reach 35 μm diam. Cell wall thickness in ultimate branches less than 5 μm .

Site and season of collection: Wet season 07-10/12/2007, Bahía Honda; dry season 29-30/03/2008, Bahía Honda.

Known Caribbean distribution: Bahamas, Cuba, Curaçao, Jamaica, Lesser Antilles

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Harley Bent, Samir Bent, family Jay-Padilla, Nacor Bolaños, Trisha Forbes, Sandra Pérez, Carlos Ballesteros, and Elizabeth Galeano, for helping in the field. We thank Omar Abril for assistance in managing Illustrator and Photoshop programs. Michael Wynne, Wilson Freshwater, Brian Wysor and Frederik Leliaert confirmed some of the species identifications. We thank Michael Wynne for kindly providing critical literature and improving the text. The project was developed with the research permit 01-08 for biological collecting issued by Coralina. This research was funded by the Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá, through the projects No. 20201009182 and No. 201010012700, and by the “Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología”, Banco de la República, agreement Nr. 200921. This work is contribution No. 394 of CECIMAR, Universidad Nacional de Colombia and Programa de Posgrado en Biología – Línea Biología Marina.

LITERATURE CITED

- Abbott, I. 1999. Marine red algae of the Hawaiian Islands. Bishop Museum Press. Honolulu. 465 p.
- Albis-Salas, M. and B. Gavio. 2011. Notes on marine algae in the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombian I: new records of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum*. Bot. Mar., 54: 537-543.
- Barrios, J. and O. Díaz. 2005. Algas epifitas de *Thalassia testudinum* en el Parque Nacional Mochima, Venezuela. Bol. Cent. Invest. Biol., 39: 1-14.
- Cho, T. O., S. Fredericq and K. K. Yates. 2002. Characterization of macroalgal epiphytes on *Thalassia testudinum* in Tampa Bay, Florida. J. Phycol., 38: 4.
- Coralina. 2007. Reserva de Biosfera Seaflower. (<http://www.coralina.gov.co/>)
- Corlett, H. and B. Jones. 2007. Epiphyte communities on *Thalassia testudinum* from Grand Cayman, British West Indies: Their composition, structure, and contribution to lagoonal sediments. Sed. Geol., 194: 245-262.



- Dawes, C.J. 1987. The dynamic seagrasses of the Gulf of Mexico and Florida coasts. Fla. Marine Research Publ. No. 42. p. 25-38. In: Durako, M.J., R.C. Phillips and R.R. III Lewis (Eds.). Proc. of Symp. on subtropical seagrasses of the S.E U.S. Florida Department of Natural Resources, Bureau of Marine Research, St. Petersburg, USA. 209 p.
- Dawes, C. and A. Mathieson. 2008. The seaweeds of Florida. University Press of Florida. Gainesville, USA. 656 p.
- Díaz-Pulido, G. and M. Díaz-Ruíz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colomb.*, 5: 203-246.
- Gavio, B., P. Palmer-Cantillo and J.E. Mancera. 2010. Historical analysis (2000-2005) of the coastal water quality in San Andrés Island, Seaflower Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Mar. Poll. Bull.*, 60: 1018-1030.
- Hollenberg, G.J. 1942. An account of the species of *Polysiphonia* on the Pacific coast of North America. I. *Oligosiphonia*. *Am. J. Bot.*, 29: 772-785.
- John, D.M. 2007. *Ulothrix*. In: Brodie, J., C.A. Maggs and D.M. John (Eds.). Green seaweeds of Britain and Ireland. 50-57. British Phycological Society. London. 242 p.
- Kapraun, D.F., A.J. Lemus and G. Bula-Meyer. 1983. Genus *Polysiphonia* (Rhodophyta, Ceramiales) in the tropical Western Atlantic. I. Colombia and Venezuela. *Bull. Mar. Sci.*, 33: 881-898.
- Kraft, G.T. 2007. Algae of Australia. Marine benthic algae of Lord Howe Island and the Southern Great Barrier Reef, 1. Green algae. ABRIS, Canberra; CSIRO Publishing. Melbourne. 345 p.
- Lauret, M. 1967. Morphologie, phénologie, répartition des *Polysiphonia* marins du littoral languedocien. I. Section *Oligosiphonia*. *Nat. Monspel. sér. Bot.*, 18: 347-373.
- Leliaert, F., W. Vanreusel, O. De Clerck and E. Coppejans. 2001. Epiphytes on the seagrasses of Zanzibar Island (Tanzania), floristic and ecological aspects. *Belgian J. Bot.*, 134: 3-20.
- Leliaert, F., D.A. Payo, H.P. Calumpong, and O. De Clerck 2011 *Chaetomorpha philippinensis* (Cladophorales, Chlorophyta), a new marine microfilamentous green alga from tropical waters. *Phycologia*, 50: 384-391.
- Littler, D.S. and M.M. Littler. 2000. Caribbean reef plants. OffShore Graphics. Washington D.C. 542 p.
- Littler, D.S., Littler, M.M. and M.D. Hanisak. 2008. Submersed plants of the Indian River Lagoon: A floristic inventory and field guide. Offshore Graphics, Washington, D.C. 286 p.
- Mamoozadeh, N.R. and D.W. Freshwater. 2011. Taxonomic notes on Caribbean *Neosiphonia* and *Polysiphonia* (Ceramiales, Florideophyceae): five species from Florida, USA and Mexico. *Bot. Mar.*, 54: 269-292.
- Palacios, D., G. Díaz and P. Rodríguez. 1992. Producción primaria de *Thalassia testudinum* y relación de su biomasa con el peso de epífitos, Isla Grande (Parque Nacional Natural Corales del Rosario), Caribe colombiano. Tomo II. 607-618. In: CCO (Ed.). Mem. VII Sem. Nal. Cienc. Mar. Congr. Centroam. Car. Cienc. Mar. Santa Marta. 1144 p.
- Rojas-González, B. and J. Afonso-Carrillo. 2010. Morfología y distribución de las especies de *Polysiphonia* de las islas Canarias. 5. *Polysiphonia sertularioides* (Rhodophyta, Rhodomelaceae). *Vieraea*, 38: 99-108.
- Samper-Villarreal, J., A. Bernecker and I.S. Wehrtmann. 2008. Inventory of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae) in Parque Nacional Cahuita, Caribbean coast of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 56: 163-174.

- Silva, P. 2013. Index Nominum Algarum, University of California, Berkeley. online (<http://ucjeps.berkeley.edu/CPD/>)
- Stuercke, B. and D.W. Freshwater. 2010. Two new species of *Polysiphonia* (Ceramiales, Florideophyceae) from the western Atlantic. Bot. Mar., 53: 301-311.
- Womersley, H.B.S. 1979. Southern Australian species of *Polysiphonia* Greville (Rhodophyta). Aust. J. Bot., 27: 459-528.
- Womersley, H.B.S. 2003. The marine benthic flora of southern Australia, Rhodophyta Part IIID: Ceramiales, Delesseriaceae, Sarcomeniaceae, Rhodomelaceae. Flora of Australia Biological Resources Series no. 18, Australian Biological Resources Study, Canberra. 533 p.
- Won, B.Y., K.K. Yates, S. Fredericq and T.O. Cho. 2010. Characterization of macroalgal epiphytes on *Thalassia testudinum* and *Syringodium filiforme* seagrass in Tampa Bay, Florida. Algae, 25: 141-153.
- Wynne, M.J. 2011. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: third revision. Nova Hedwigia Beiheft, 140: 1-166.

RECEIVED: 16/08/2013

ACCEPTED: 09/06/2014



PARÁMETROS BIOLÓGICO-PESQUEROS DEL STRIPED CHUB (*KYPHOSUS INCISOR*) RELEVANTES PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL OLD PROVIDENCE McBEAN LAGOON

Mario Rueda¹, Vanburen Ward Bolívar², Diana Bustos-Montes¹, Santiago Posada Osorio², Eddie Sanjuanelo¹, Alfredo Rodríguez¹ y Marcela Cano Correa²

¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar). Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. mario.rueda@invemar.org.co, diana.bustos@invemar.org.co, eddie.sanjuanelo@gmail.com, alfredo.rodriguez@invemar.org.co

² Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN Old Providence McBean Lagoon), Isla de Providencia, Departamento de San Andrés, Colombia. vanburenwb@hotmail.com, posada_santiago@hotmail.com, marcela.cano@parquesnacionales.gov.co

RESUMEN

Se estimaron algunos parámetros de la biología pesquera de *Kyphosus incisor* (striped chub es el nombre común en creole) en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina a partir de un monitoreo pesquero y un experimento de selectividad con línea de mano en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, realizados en el período 2006 - 2012. Lo anterior con el fin de obtener información científica base para el manejo y conservación del recurso, con una activa participación y aporte del conocimiento tradicional de los pescadores isleños, lo que favoreció la obtención de resultados de interés para el Parque. Las tallas de captura fluctuaron entre 26.5 y 58.0 cm de longitud total (LT), mostrando un crecimiento alométrico [$W (g) = 0.02 LT (cm)^{2.95}$]. Durante los años evaluados no se presentó una desviación significativa de la proporción de sexos 1:1. La talla media de madurez sexual (TMM) de las hembras se estimó en 47.4 cm LT (IC 95% 47.1 - 47.6 cm), mientras que la proporción de estados de madurez avanzados aumentó durante el segundo semestre del año, sugiriendo picos de desove entre diciembre y marzo. La composición por tallas de las capturas a lo largo del tiempo, sugirió que esta especie es extraída en tamaños cercanos a la TMM; no obstante, la tendencia del indicador talla media de captura/TMM fue creciente. El experimento de selectividad consistió en comparar las tallas capturadas de tres diferentes tamaños de anzuelos tipo J, estandarizando otras fuentes de variación, con el fin de determinar el tamaño que maximiza la probabilidad de capturar peces por encima de la TMM (anzuelo No. 9). A partir de la información generada, se sugieren las siguientes medidas de manejo y conservación de *K. incisor* en el área del Parque: I) en el caso hipotético de establecerse una veda debe ser concordante con el pico reproductivo de la especie, es decir entre diciembre y marzo; II) talla mínima legal de captura debe estar entre 47 y 48 cm LT, III) restringir el uso de anzuelos pequeños (No. 10 o menores); IV) no permitirse el aumento del esfuerzo de pesca con el ingreso de nuevos pescadores; V) continuar el proceso de adopción de medidas de manejo mediante acuerdos de pesca con los usuarios del recurso.

PALABRAS CLAVES: Talla media de madurez, Selectividad, Anzuelos, Isla de Providencia, Caribe colombiano.



ABSTRACT

Fisheries biology parameters of the yellow chub (*Kyphosus incisor*) for management and conservation in the Old Providence McBean Lagoon National Park. Some parameters of the fisheries biology of *Kyphosus incisor* (yellow chub) were estimated from fisheries monitoring and a hand line and hook size selectivity experiment carried out in the Old Providence McBean Lagoon National Park from 2006 to 2012. Both monitoring and fishing experiment were conducted to obtain scientific information for management and conservation of *K. incisor*, including the active participation of islander fisherman, which favored outcomes of interest to the management of the Park. Size range for fishes was 26.5-58.0 cm total length (TL), showing allometric growth [W (g) = 0.02 LT (cm)^{2.95}]. There was no statistically significant deviation from the 1:1 sex ratio. The mean size at maturity (MSM) for females was estimated at 47.4 cm TL (95% CI, 47.1 - 47.6 cm), whereas the proportion of advanced stages of maturity increased during the second half of year, which suggests that spawning peaks occur between December and March. Size composition of catch time series suggested that this species is harvested in sizes close to the MSM; however, the indicator (mean catch size /MSM) trend was growing. The selectivity experiment aimed at comparing the fish size caught by three different J-style hook sizes, standardizing other sources of variation, in order to determine the hook size that maximizes the probability of catching fish above the MSM (9 hook). Management and conservation measures of *K. incisor* obtained from this study are as follow: I) in the hypothetical case of a ban, it must be established consistent with the reproductive peak of the species, i.e. between December and March; II) minimum capture legal size should be between 47 and 48 cm total length, III) restrict the use of small hooks (10 or lower); IV) increase in fishing effort with the entry of new fishermen should not be allowed; V) process of management measures by fishing agreements with resource users should continue.

KEY WORDS: Mean size at maturity, Selectivity, Hooks, Old Providence Island, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

En adición a la idea original que las Áreas Marinas Protegidas (AMP) son una herramienta valiosa para la conservación de la biodiversidad, los hábitats esenciales y la protección de procesos reproductivos claves en poblaciones de interés para pesca (Botsford *et al.*, 1997; Palumbi, 2003), ha surgido en la última década la necesidad de involucrar a los pescadores en los procesos de manejo y conservación dentro y fuera de las AMP, como una extensión del enfoque de manejo basado en ecosistemas (Castilla y Defeo, 2005; PISCO, 2008; Hilborn, 2011). Este enfoque, más allá de perseguir la exclusión de pescadores, busca combinar metas de manejo y conservación con fines de minimizar la presión pesquera mediante el uso de buenas prácticas con una reducción significativa del poder de pesca. Lo anterior cobra relevancia en pesquerías artesanales asociadas a AMP en Latinoamérica (Defeo y Castilla, 2005).

En Colombia, cuando existen situaciones donde comunidades étnicas desarrollan actividades tradicionales de uso de recursos hidrobiológicos al interior de áreas marinas protegidas, como la que ocurre en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon por parte de la comunidad raizal de las islas de Providencia y Santa Catalina que, a su vez, tienen derechos jurídicos especiales, el Estado está obligado a desarrollar procesos de ordenamiento pesquero. Dichos procesos permiten no solo garantizar el cumplimiento de los objetivos de conservación del área protegida, sino traer beneficios a los pobladores que hacen uso de los recursos del área (Ward *et al.*, 2009). En este sentido, se podría combinar el conocimiento tradicional del pescador junto con evidencias científicas disponibles para minimizar los posibles impactos de la pesca. Como área marina protegida, el Parque resguarda muestras representativas de la diversidad biológica, por lo que se debe ejercer un manejo y ordenación de los recursos consistente con políticas de gestión adecuadas a sus características biológicas, ecológicas y socio-económicas. Sin embargo, la falta de información ecológica y tecnológica de pesca no ha permitido la toma de decisiones que además de impactar positivamente la administración del Parque tengan aceptación entre los pescadores. Por lo anterior, se han realizado varios esfuerzos de investigación para que la implementación de los planes de manejo en el Parque Old Providence McBean Lagoon cuente con la mayor cantidad de información posible (Cano *et al.*, 2006, 2007, 2012; PNN, 2006).

De las capturas artesanales al interior del parque, los peces representan 91.3%, mientras que los invertebrados 8.7%. Entre los peces, *Kyphosus incisor* (striped chub) constituye 52.9% de los desembarcos y es capturado en su mayoría con línea de mano (98%) (Cano *et al.*, 2007; Ward *et al.*, 2009). La abundancia relativa (CPUE) del chub pasó de 15.3 kg/faena en 2006 a 105.4 kg/faena en 2008 (Cano *et al.*, 2007; Ward *et al.*, 2009); no obstante, a partir de ese año decayó a 40.4 kg/faena en 2011 (Cano *et al.*, 2012). El striped chub es una especie que alcanza longitudes de hasta 67 cm, habita sobre fondos duros en aguas someras y se distribuye en el Atlántico occidental desde Nueva Inglaterra, pasando por el Caribe, hasta el sur de Brasil (Carpenter, 2002). De otro lado, este pez es relevante cultural y gastronómicamente en la isla de Providencia, especialmente para la comunidad del sector Rocky Point (Punta Rocosa), en donde existe un grupo de pescadores expertos en su captura (Márquez, 2005). El arte y método de captura del chub es muy particular y ancestral, de acuerdo con la descripción de varios autores (Cano *et al.*, 2007; Medina *et al.*, 2007); en este documento será denominado línea de mano chub.



La unidad económica de pesca (UEP) típica que aprovecha este recurso está conformada por una embarcación de fibra de vidrio (4.2 m de eslora aproximadamente), un motor fuera de borda de 25 hp, dos a tres pescadores y una o dos líneas de mano con sedales de monofilamento de 14 a 23 kg con un solo anzuelo tipo J, generalmente No. 9, el cual es lastrado con una pequeña plomada (Cano *et al.*, 2006, 2007). El esfuerzo de pesca hacia *K. incisor* es reducido y, según Cano *et al.* (2012), a 2012 la actividad era realizada únicamente por dos pescadores permanentes y tres ocasionales. Para la captura se utiliza como cebo white crab (*Cardisoma guanhumi*), el cual es macerado y arrojado al agua; con el apoyo de una caja de madera con fondo de vidrio como visor (water glass) se revisa la presencia y agregación del cardumen, mientras que trozos del cefalotórax de crab fish (*Panulirus argus*) se colocan en el anzuelo para atrapar los peces (Cano *et al.*, 2007; Ward *et al.*, 2009). Las faenas tienen una duración de seis horas diurnas y una frecuencia semanal de dos a tres días (Ward *et al.*, 2009). La mayoría de las faenas de la línea de mano chub se concentran en la parte externa del arrecife, a unos 500 m afuera de la barrera arrecifal, sobre el denominado sistema de surcos y espolones (Cano *et al.*, 2007). *Kyphosus incisor* es la especie objetivo de la línea de mano chub, ya que constituye entre 75 y 85% de las capturas, mientras que el porcentaje restante incluye peces como black chub (*K. sectatrix*), yellow tail (*Ocyurus chrysurus*), turbit (*Canthidermis sufflamen*) y cramantí old wife (*Melichthys niger*) (Ward *et al.*, 2009; Cano *et al.*, 2012).

Hasta la realización del presente trabajo, existía incertidumbre sobre el patrón reproductivo de *K. incisor* y sobre el efecto de la pesca con anzuelo sobre la estructura de tallas de la población, desconociéndose si estaba afectando su renovación natural. Atendiendo a esta necesidad de información, con base en revisiones de bases de datos sobre estadios de madurez gonadal (Cano *et al.*, 2007; Ward *et al.*, 2009; Mora, 2013) y del monitoreo de la pesca artesanal llevado a cabo por el parque mediante el Sistema de Información Pesquera del Invemar (SIPEIN), el presente estudio analizó información entre 2006 y 2012 con el objetivo de actualizar la estimación de la talla media de madurez, los periodos reproductivos y las tallas medias de captura de *K. incisor*. Adicionalmente, se evaluó el efecto del tamaño del anzuelo utilizado en las líneas de mano chub sobre la estructura de tallas de la población, mediante un experimento de selectividad que involucró la activa participación de pescadores de chub que replicaron las condiciones de pesca tradicional bajo condiciones controladas (igual

poder de pesca exceptuando el tamaño de anzuelo, misma área de pesca, misma experiencia de los pescadores). Lo anterior representa un aporte valioso para los procesos que el PNN Old Providence McBean Lagoon viene realizando para cuantificar indicadores de presión sobre los recursos y llegar a acuerdos de uso y aprovechamiento con los pescadores que minimicen el impacto sobre la biodiversidad y más específicamente sobre la población de *K. incisor*.

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon (municipio de Providencia y Santa Catalina, departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Colombia), creado en 1995, hace parte de una de las zonas núcleo de la Reserva de Biósfera Seaflower y es administrado por la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales (Cano *et al.*, 2012). El parque se ubica en el extremo nororiental de Providencia, entre Maracaibo Hill y Smith Bay, ocupando una extensión aproximada de 995 Ha, 90 de las cuales son terrestres y 905 marinas (Cano *et al.*, 2012; Figura 1). En su reducido tamaño, el parque alberga ecosistemas terrestres, costeros y marinos que incluyen bosques secos, matorrales subxerofíticos, manglares, praderas de pastos marinos y arrecifes coralinos, así como la presencia de paisajes singulares como los cayos volcánicos de Crab Cay y Three Brothers Cays, lo que evidencia su especial valor ecológico (Vásquez y Serrano, 2009). Sumado a esto, el área marina ha sido tradicionalmente usada por las comunidades aledañas para actividades de pesca artesanal, especialmente con línea de mano (PNN, 2006), debido al fácil acceso al mar, la presencia de agregaciones de peces, así como la transparencia y calma del mar aún en épocas de fuertes brisas (Cano *et al.*, 2007).

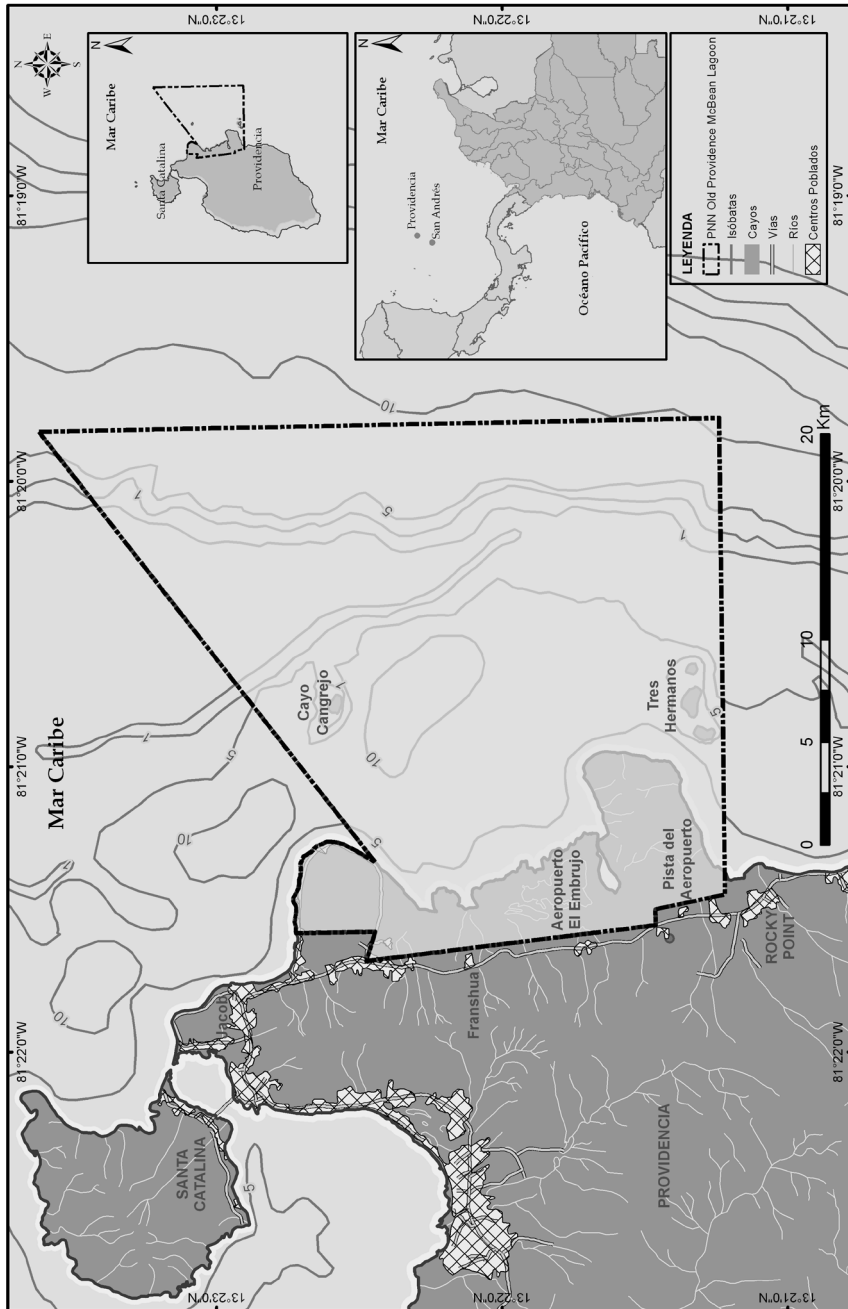


Figura 1. Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, Isla de Providencia, Caribe colombiano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Aspectos reproductivos y estructura de tallas de las capturas

El monitoreo de la pesca artesanal en el PNN Old Providence McBean Lagoon fue efectuado por personal adscrito al mismo, entre mayo de 2006 y noviembre de 2012. En este monitoreo se hizo énfasis en las capturas de *K. incisor* con líneas de mano. El uso del Programa SIPEIN permitió, con base en un muestreo aleatorio simple, estimar la producción pesquera y la composición por tallas de las capturas realizadas en horas de la mañana. Para esto último, a cada individuo muestreado se le midió la longitud total (LT) aproximada al medio centímetro inferior y se registró su peso total con una balanza de reloj (precisión 100 g).

A partir de 2008 se determinó macroscópicamente el estado de madurez gonadal, teniendo en cuenta la escala propuesta por Holden y Rait (1975) para desovadores parciales y la ajustada en 2012 específicamente para *K. incisor* (Mora, 2013), como se detalla a continuación: las gónadas de hembras presentan colores que van desde el transparente, pasando por el blanco, en estado inmaduro (A), rosado, en maduración (estado B), amarillo claro en la madurez (estado C), donde se observan los ovocitos esféricos y los vasos sanguíneos en su superficie, y finalmente presentan un color rojo oscuro después del desove (estado D). En los machos de las especies estudiadas las gónadas son blancas y filiformes en los primeros estados (A y B) y aumentan su tamaño a lo largo del desarrollo, llegando a una forma piramidal alargada de color habano en su madurez (estado C) y, al igual que en las hembras, un color rojo oscuro en el estado D; sin embargo, se pueden diferenciar ya que las de las hembras presentan aspecto de bolsas vacías, mientras que en los machos la forma y tamaño es similar al estado B, pero mucho más flácidas.

La revisión y depuración de esta base de datos consistió en corregir algunas asignaciones de estadios de madurez según tamaño de los individuos, en especial el caso de los desovados a los que se asignaban estados iniciales de madurez gonadal, dada la inexperiencia de los observadores. Al final se obtuvo una base de datos que permitió identificar el patrón estacional de madurez de la especie con base en la progresión temporal de estados gonadales, así como la estimación de la talla media de madurez sexual. Se estimó la relación longitud-peso como: $\text{Peso total (g)} = [a * (\text{Longitud total (LT cm)}^b)]$, y por medio de la prueba *t*-student se evaluó la isometría del

crecimiento ($b = 3$; $p > 0.05$). Igualmente, a través de una prueba de Chi-cuadrado (χ^2), con la corrección de continuidad de Yates (Zar, 2010), se evaluó si la proporción de sexos de la población difería de la razón 1:1.

La función de madurez se obtuvo mediante un modelo lineal generalizado (GLM) con función de enlace logística (Dobson, 2002; Wheeler *et al.*, 2009), utilizando la función GLM en el paquete estadístico de distribución libre “R” (R Development Core Team, 2012), donde la probabilidad de madurez se modeló como una función de la longitud. La talla media de madurez (TMM) fue estimada mediante la división del intercepto negativo de la regresión y la pendiente, mientras que los intervalos de confianza se calcularon a través de un procedimiento Bootstrap de mil iteraciones, resultando en una familia de modelos y estimados de L50%, por lo que los percentiles al 2.5 y 97.5 de L50% fueron usados como intervalos de confianza (IC) (Haddon, 2001). Con el fin de determinar el efecto de la pesca con línea de mano sobre la población, se comparó gráficamente desde 2006 a 2012 la talla media de captura (TMC) mensual con la TMM, además se calculó y evaluó la tendencia del indicador pesquero TMC/TMM en el tiempo, mediante una regresión lineal simple entre los meses codificados de manera secuencial y el indicador. Finalmente, se estimó la composición de la captura por tallas anuales y se calculó el porcentaje por debajo de la talla media de madurez.

Selectividad del arte de pesca línea de mano

El experimento de selectividad se desarrolló entre septiembre y noviembre de 2012 y consistió en la operación simultánea de tres líneas de mano de sedal poliamida monofilamento de 18 kg, con anzuelos tipo J de diferentes tamaños (No. 8, No. 9 y No. 10). En consecuencia, el factor a evaluar fue el tamaño de anzuelo (tres niveles o tratamientos), siendo la unidad de muestreo cada calada del anzuelo. La nomenclatura de los anzuelos es inversa a su tamaño, es decir que el anzuelo más pequeño es el No. 10, siendo el No. 8 el de mayor tamaño. Las faenas de pesca experimental tuvieron una duración de cinco horas cada una y se realizaron un total de 25 faenas (tres por semana en la mayoría de los casos). La operación de las líneas estuvo a cargo de dos pescadores raizales de amplia experiencia en la pesca del chub. El tamaño de anzuelo para cada pescador fue rotado por faena para evitar el efecto de la experticia del pescador sobre las captura de peces. Todos los anzuelos fueron encarnados manual y homogéneamente con restos de crab fish.

Para cada tamaño de anzuelo se registró el número de peces capturado, las longitudes totales y horquilla y el peso total individual. Se evaluó la existencia de diferencias estadísticamente significativas en la longitud de los peces capturados por tamaño de anzuelo, usando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, dada la existencia de valores atípicos y la gran variabilidad de tallas capturadas por tipo de anzuelos que incidieron en el no cumplimiento de supuestos del ANOVA paramétrico. Se estimaron las curvas de selección para artes pasivos que siguen una distribución gaussiana y asumen proporcionalidad entre el tamaño del anzuelo y la longitud de peces a capturar e igual poder de pesca (Millar y Fryer, 1999). El proceso de estimación fue realizado utilizando el paquete estadístico “R” (R Development Core Team, 2012) y aplicando el método Select (Share Each Length’s Catch Total), que permitió estimar los parámetros de las curvas de selectividad por tamaño de anzuelo (Millar, 1992; Millar y Holst, 1997; Millar y Fryer, 1999) a partir de las frecuencias por clases de longitud de *K. incisor* en el experimento. La curva de selectividad a la que fue ajustada la estructura de tallas capturadas con cada anzuelo se fundamenta en la siguiente ecuación:

$$Pr(l) = e^{-\frac{(l-k.m_j)^2}{2.\delta^2}}$$

Donde $Pr(l)$ es la probabilidad de retención a la longitud l , k es el parámetro de selección para el tamaño de anzuelo j y δ es la desviación estándar. Se evaluó el ajuste de los datos a los modelos de selectividad usando la desviación o devianza con los grados de libertad para las distribuciones normal, gamma y Lognormal.

RESULTADOS

Estructura de tallas de las capturas y aspectos reproductivos

Se registraron tallas y pesos de 845 ejemplares de *K. incisor*, las tallas de captura estuvieron comprendidas en el intervalo 26.5 - 58.0 cm LT, siendo la clase modal 42.0 - 44.0 cm LT. La relación talla-peso reflejó un crecimiento alométrico [W (g) = 0.02 LT (cm)^{2.95}] ($t_{844,2} = 2.13$; $p < 0.05$). Al discriminar por sexos, los machos ($n = 348$) también mostraron alometría negativa [W (g) = 0.13 LT (cm)^{2.39}] ($t_{397,2} = 11.92$; $p < 0.05$), mientras que las hembras ($n = 483$) evidenciaron una relación isométrica [W (g) = 0.02 LT(cm)³] ($t_{482,2} = 0.46$; $p > 0.05$).



A partir de 2009, fue posible determinar el sexo a 8379 ejemplares de los cuales 49.1% correspondieron a machos ($n = 4116$) y 50.1% a hembras ($n = 4263$). El análisis de la proporción sexual para cada uno de los años evaluados, no presentó una desviación significativa de la proporción 1:1 (valores χ^2 Yates entre 0.06 y 6.12, todos con $p > 0.05$). La composición porcentual de los estados de madurez por clase de talla evidenció una progresión en la madurez gonadal con el incremento en tamaño, tanto para machos como para hembras. Durante el segundo semestre de todos los años, el número de hembras maduras predominó sobre las inmaduras (Figura 2) y los individuos maduros aumentaron su proporción a partir de julio, con la aparición además de especímenes desovados hacia el final del año e inicios del mismo. De acuerdo con lo anterior, se infirió el siguiente patrón predominante: avance en el proceso de maduración durante el primer semestre, mayor proporción de estados avanzados de madurez durante el segundo semestre y picos de desove de diciembre a marzo. La talla mínima de madurez, entendida como el individuo maduro de menor talla registrado, fue 31 cm para ambos sexos. La talla media de madurez sexual de las hembras se estimó en 47.4 cm LT ($n = 4402$), con un intervalo de confianza entre 47.1 y 47.6 cm (Figura 3).

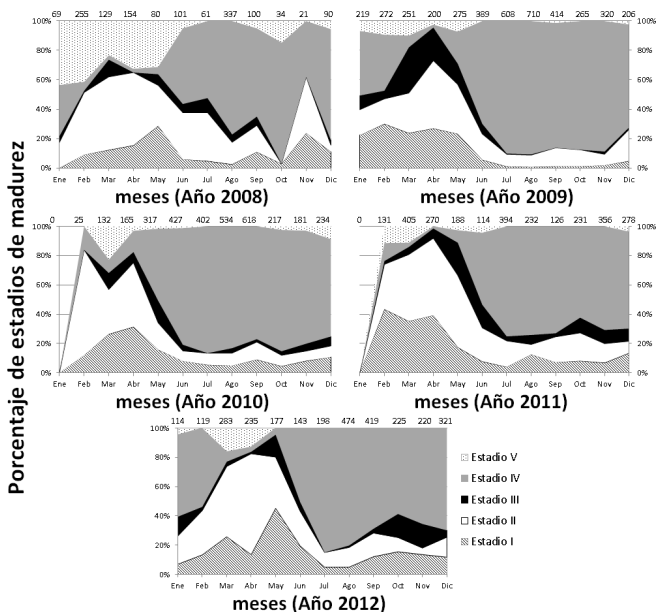


Figura 2. Progresión temporal de los estadios de madurez gonadal de hembras de *Kyphosus incisor* en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, recolectadas con línea de mano desde 2008 a 2012. En la parte superior de cada figura se indica el tamaño de la muestra por mes.

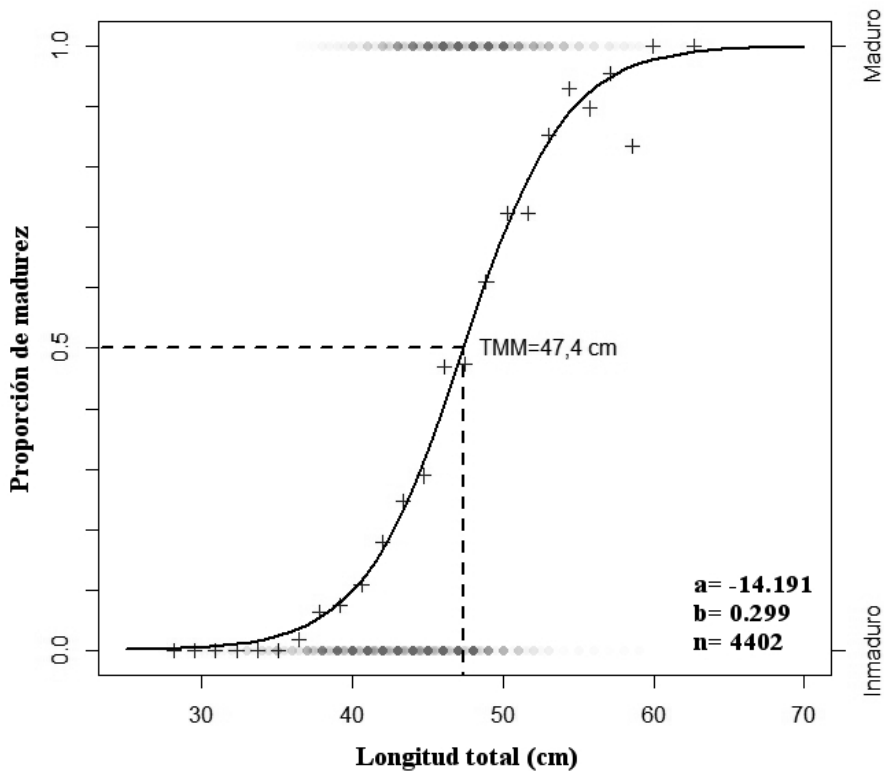


Figura 3. Curva de madurez sexual para hembras de *Kyphosus incisor* en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. La línea continua indica la función ajustada usando un modelo lineal generalizado ($a = -14.191$ y $b = 0.299$) y las cruces muestran los valores observados.

El seguimiento de las tallas de captura reveló que la TMC de *K. incisor* ha sido inferior a la TMM durante la mayoría de meses (Figura 4a); sin embargo, el indicador TMC/TMM mostró una tendencia ascendente en el tiempo ($r^2 = 0.14$; $p < 0,05$; Figura 4b). De manera consistente, la composición por tallas de las capturas desembarcadas mostró que las mayores proporciones son cercanas a la TMM (intervalos modales de la Figura 5) y que, en general en tres de los cinco años con información, la captura de peces por debajo de la TMM fue menor al 50%.

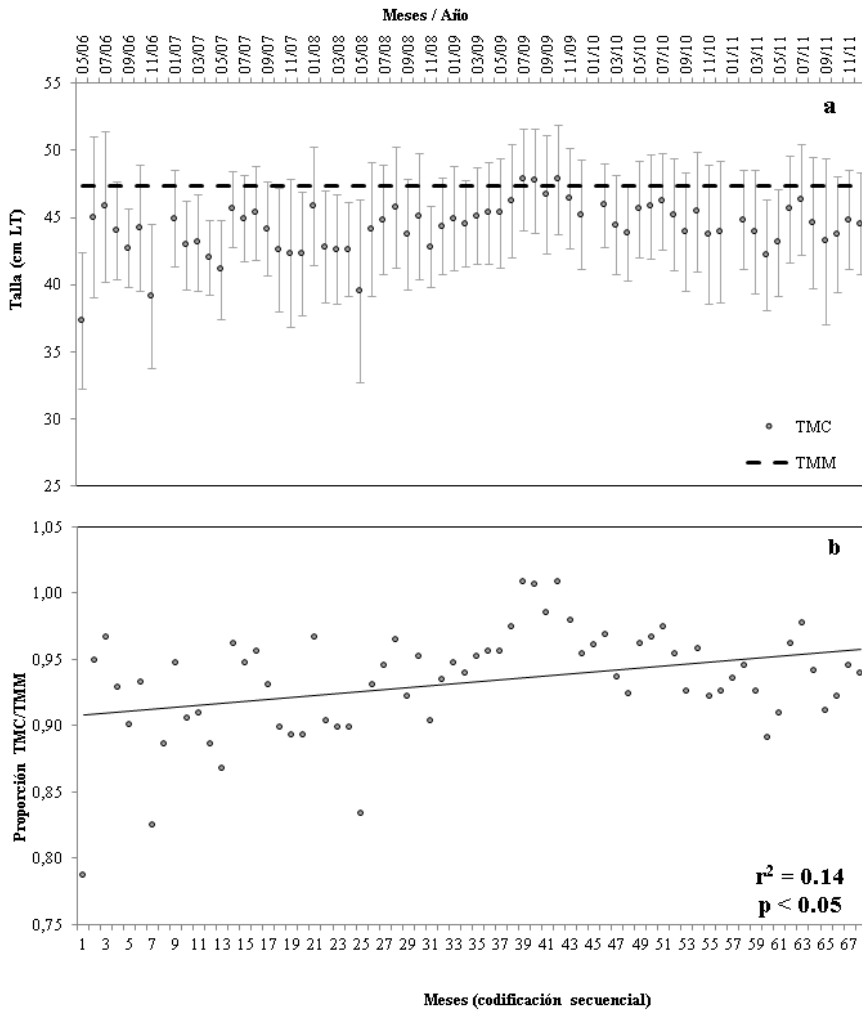


Figura 4. Serie de tiempo de la talla media de captura (TMC) de *Kyphosus incisor* con línea de mano en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, contrastada con la talla media de madurez (a) y tendencia del indicador TMC/TMM (b).

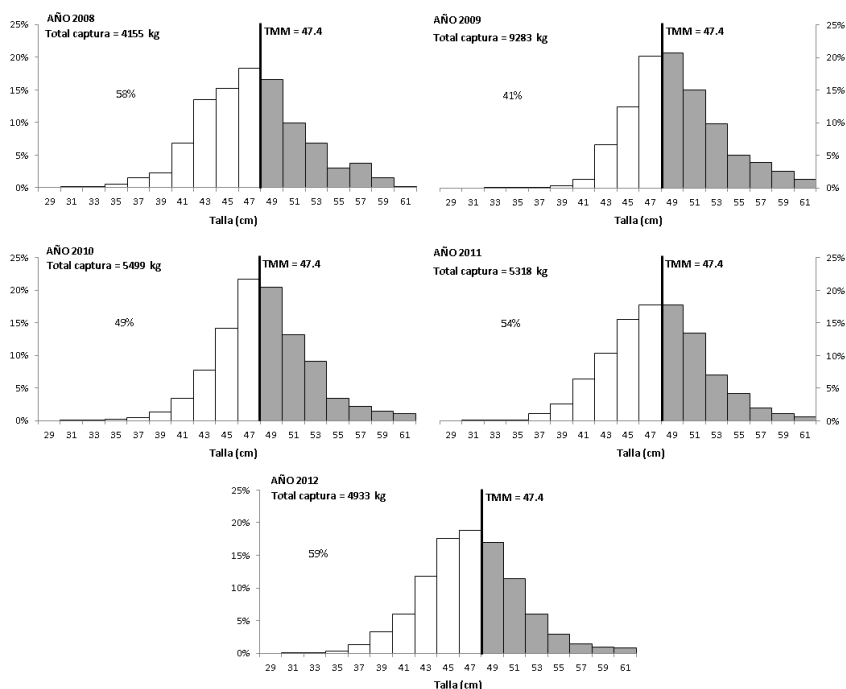


Figura 5. Estructura de tallas de las capturas de *Kyphosus incisor* en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon entre 2008 y 2012. Se muestra la talla media de madurez y el porcentaje de las capturas en peso por debajo de este valor.

Selectividad de la línea de mano

Durante las 25 faenas de pesca experimental se capturaron 743 individuos de 29 especies diferentes que sumaron un total de 668.8 kg. El chub representó 80% de la captura en peso, correspondiendo la mayoría a *K. incisor* (62.7%) y el resto (17.3%) a *K. sectatrix*. El 20% restante de las capturas experimentales, lo conformaron 27 especies de peces, entre las que se destacaron *Ocyurus chrysurus* (4.6%), *Haemulon plumierii* (3.6%) y *Canthidermis sufflamen* (3.5%). Con el anzuelo No. 9 se capturaron 125 individuos (42.1%) que pesaron 164.7 kg; con el No. 10 106 peces (35.7%) que pesaron 127.2 kg, mientras que el anzuelo más grande (No. 8) capturó 66 individuos (22.2%) que pesaron 84.6 kg.

Las frecuencias de tallas de *K. incisor* con el anzuelo No. 8 se ajustaron a una distribución normal (Figura 6a); el ámbito de tallas fue 28.5-52 cm (Tabla 1) y la clase modal 40-42 cm. Las frecuencias de tallas con el anzuelo No. 9 también tendieron a ajustarse a una distribución normal (Figura 6a) con

tallas entre 26.5 cm y 57.5 cm y la clase modal 40-45 cm. Finalmente, las frecuencias de tallas con el anzuelo más pequeño (No. 10), mostraron un sesgo positivo (Figura 6a) con el ámbito de tallas entre 23.5 cm y 55.5 cm (Tabla 1) y clase modal 40-45 cm. Comparando las distribuciones de tallas de los tres anzuelos, se encontró que todas fueron amplias, por tanto hubo una gran sobreposición de las curvas de selección. La altura de las distribuciones indicaron que el anzuelo No. 9 tendió a capturar más individuos de mayor tamaño (Figura 6a).

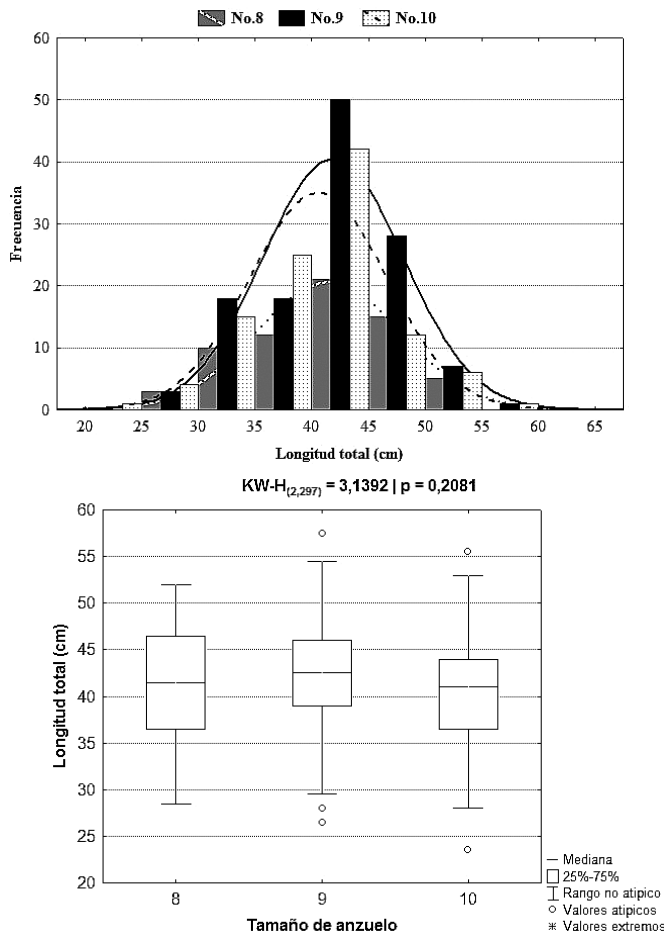


Figura 6. (a) Distribución de frecuencias de tallas de los individuos de *Kyphosus incisor* colectados con tres tamaños de anzuelos (No. 8, No. 9 y No. 10) tipo “J”. Para cada tamaño de anzuelo se superpone la respectiva curva normal teórica. (b) Comparación de las tallas medianas y percentiles del 25% y 75% de *K. incisor* colectados con cada tamaño de anzuelo mencionado.

Tabla 1. Valores promedio (\bar{X}), mínimos (Mín.) y máximos (Máx.) de tallas y pesos de los individuos de *Kyphosus incisor* colectados en el experimento de selectividad de las líneas de mano con tres tamaños diferentes de anzuelo (No. 8, No. 9 y No. 10); n indica el tamaño de muestra en cada caso.

Anzuelo	n	Longitud total (cm)			Peso entero (g)		
		Mín	Máx	$\bar{X} \pm de$	Mín	Máx	$\bar{X} \pm de$
No. 8	66	28.5	52.0	41.3 \pm 6.4	400	2575	1281 \pm 567
No. 9	125	26.5	57.5	41.8 \pm 6.2	325	2775	1317 \pm 532
No. 10	106	23.5	55.5	40.5 \pm 6.0	350	3000	1200 \pm 509

La prueba de Kruskal-Wallis reveló que no hubo diferencias significativas entre las tallas medianas de captura de los tres tamaños de anzuelo ($KW-H_{2|297} = 3,14$; $p > 0.05$; Figura 6b), lo que evidencia que este factor no incidió de manera significativa sobre la distribución de las tallas de captura de *K. incisor*. Sin embargo, el tercer cuartil de las tallas capturadas con el anzuelo No. 9, da cuenta de un 75% de peces capturados menores o iguales a 46 cm de LT (Figura 6b). De los tres modelos evaluados para modelar las frecuencias de tallas de captura de *K. incisor* (Figura 7), la curva normal presentó el mejor ajuste, dado que le correspondió la menor desviación para un mismo número de grados de libertad entre modelos (Tabla 2). Tanto las curvas de selección normales como los parámetros de la Tabla 2 permitieron establecer las longitudes teóricas óptimas de *K. incisor* por tamaño de anzuelo. Así se aprecia que el No. 8 es el que obtendría las mayores tallas óptimas de captura, apreciablemente superiores a la TMM; no obstante, el número de individuos capturados con este tamaño de anzuelo es el más bajo entre los anzuelos comparados. La longitud óptima del anzuelo No. 9 (51.9 cm) también es superior a la TMM, presentando además la ventaja de capturar un número mayor de individuos.

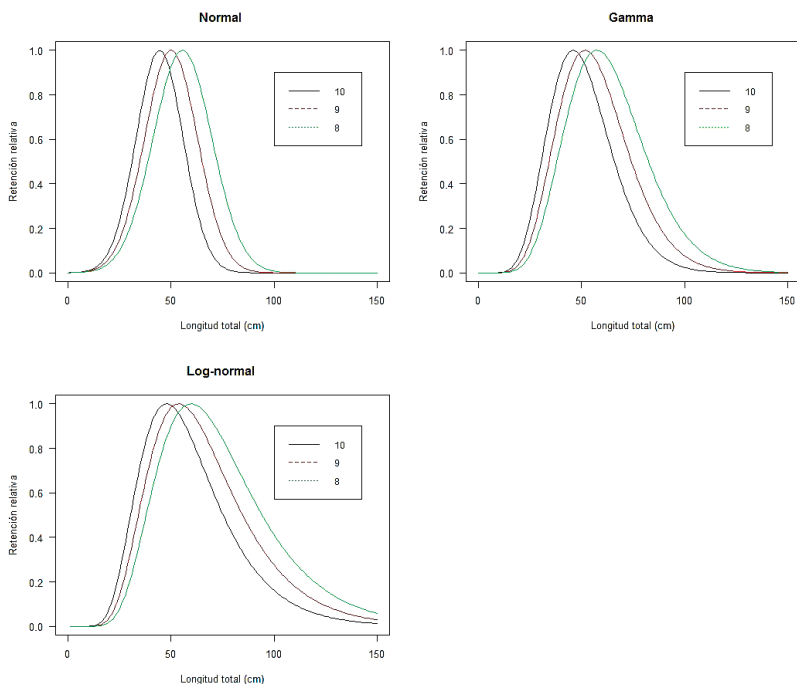


Figura 7. Curvas de selección ajustadas a los datos de captura de *Kyphosus incisor* por tamaño de anzuelo (10, 9 y 8) en el experimento de selectividad. Se muestra el ajuste para diferentes distribuciones (Normal, Gamma y Log-normal).

Tabla 2. Modelos de selectividad para artes de pesca pasivos ajustados a las estructuras de tallas de *Kyphosus incisor* obtenidas en el experimento de selectividad realizado con tres tamaños de anzuelo. Se muestran los parámetros del modelo, su desviación, grados de libertad (gl) y las predicciones de las longitudes más probables de ser capturadas por cada tamaño de anzuelo.

Modelo	Parámetros	Desviación	Grados de libertad	Longitud óptima (cm)		
				Anzuelo No. 8	Anzuelo No. 9	Anzuelo No. 10
Normal: curva de amplitud fija	$(k, \sigma) = (5.83, 17.28)$	46.5	34	57.9	51.9	45.9
Gamma: curva sesgada	$(\alpha, k) = (10.33, 0.61)$	47.4	34	57.1	51.1	45.7
Lognormal: curva sesgada	$(\mu, \sigma) = (4.01, 0.38)$	47.8	34	58.9	53.1	47.1

DISCUSIÓN

En general, es poco lo que se conoce sobre la bioecología de *K. incisor* en Colombia y en el mundo, posiblemente por no ser un recurso pesquero de alto valor comercial en muchos países. Sin embargo, dada la importancia económica, ecológica, gastronómica y cultural que tiene esta especie para las comunidades raizales presentes en el área aledaña al Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, este estudio representa un importante aporte al manejo sostenible de este recurso en la isla de Providencia y al conocimiento científico de las especies ícticas caribeñas. La combinación del análisis de datos históricos de monitoreo, junto con experimentos de pesca donde el pescador participó activamente, abre las puertas a una mayor receptividad de los usuarios del recurso ante los resultados de la investigación y a la posibilidad de lograr acuerdos de manejo.

Algunos aspectos de la historia de vida de *K. incisor*, como el coeficiente de alometría, coinciden con los resultados obtenidos por Mora (2013) y además reflejan potenciales diferencias en el tipo de crecimiento de hembras y machos. Dado el comportamiento gregario de la especie y la representatividad de *K. incisor* en las capturas de la línea de mano chub (Cano *et al.*, 2007, 2012; Ward *et al.*, 2009), los resultados obtenidos respecto a la proporción sexual pueden asumirse como característicos de la población de esta especie que habita en el Parque, reflejando que constantemente los cardúmenes de peces se conforman tanto de machos como hembras en la misma proporción. Esto ha sido documentado para *K. sectatrix* por Nemerth y Kadison (2013), quienes además describieron que el desove lo inician algunos individuos que suben a la superficie en parejas, seguido del desove masivo de toda la agregación.

La mayoría de individuos analizados, provenientes de capturas con línea de mano chub, no habían alcanzado la talla media de madurez. *Kyphosus incisor* es una especie de maduración gonadal asincrónica, típica de especies tropicales en la que no se establece una época de reproducción definida y los periodos reproductivos son largos, lo cual se refleja en los resultados de la progresión gonadal del striped chub a lo largo de cuatro años, mostrando que el periodo reproductivo tiende a concentrarse en la segunda mitad del año y el desove entre diciembre y marzo, lo que coincide con el análisis microestructural gonadal realizado por Mora (2013) en la misma área de

estudio. Al parecer la actividad reproductiva de la especie se relaciona con la época de lluvias y vientos fuertes (Invemar y ANH, 2013; Mora, 2013), otra característica común en peces tropicales (Reshetnikov y Claro, 1976; Figuerola *et al.*, 1998). Posiblemente la estrategia reproductiva de esta especie y el autorregulado esfuerzo de pesca con línea de mano que se da en el sector han permitido que la población se haya mantenido en el tiempo a pesar que un alto porcentaje de las capturas presenta tallas cercanas a la media de madurez.

La estimación de talla media de madurez presentada en este manuscrito fue realizada haciendo una depuración de datos de tallas de siete años de monitoreo continuo en el Parque, por lo que se considera que a pesar de haberse calculado con determinaciones macroscópicas de estados de madurez, es lo suficientemente representativa y robusta. Las diferencias que se presentan con las estimaciones previas de TMM de *K. incisor* por diversos autores [43 cm por Cano *et al.* (2007), 46.8 cm por Ward *et al.* (2009) y 41.4 por Mora (2013)], pueden atribuirse a la representatividad espacio-temporal de los datos, la diferencia en la cantidad de ejemplares medidos, la selectividad del arte con que fueron capturados los peces analizados y el método de estimación usado.

Las curvas de selectividad estimadas para los tres tamaños de anzuelo presentan una gran sobreposición, lo que parece ir en contravía del supuesto de que la talla media de captura es proporcional al tamaño de anzuelo. Otros estudios de selectividad de anzuelos para recursos, como *Reinhardtius hippoglossoides* (Wall *et al.*, 2001), capturas multiespecíficas de palangre (Erzini *et al.*, 1996) y de *Spicara maena* (Altinagac *et al.*, 2009), resaltan la dificultad de encontrar diferencias entre la talla media de captura de los anzuelos comparados, por la amplia distribución y poca selectividad de este arte, en especial cuando las diferencias en tamaño son muy pequeñas. El análisis integral de las estimaciones de longitud óptima de captura muestra que los anzuelos No. 8 y 9 tienen mayores probabilidades de capturar individuos de *K. incisor* con tallas superiores a la TMM estimada en el presente estudio. Teniendo en cuenta además que el anzuelo No. 9 capturó un mayor número de ejemplares, podría afirmarse que este anzuelo debería ser el que se continúe usando a fin de propiciar una actividad pesquera sostenible que propenda por la conservación de la especie en la isla.

Recomendaciones de manejo

Temporalmente, los mayores volúmenes de captura de línea de mano chub se dan en agosto y mayo, mientras que las menores capturas suceden en octubre y noviembre, por lo que los pescadores llaman a estos meses la veda natural del chub (Cano *et al.*, 2007), sin que esto esté relacionado con una medida gubernamental. De acuerdo con los meses en los que parece concentrarse el desove para esta especie, en el hipotético caso de establecerse una veda ésta debería hacerse entre diciembre y marzo con el fin de permitir la liberación de productos sexuales de *K. incisor* en el área del PNN Old Providence McBean Lagoon. Junto con esta sugerencia de veda, se recomienda también establecer una talla mínima legal entre 47 y 50 cm de longitud total.

Los pescadores artesanales de línea de mano chub en Providencia utilizan el anzuelo No. 9, aunque ocasionalmente usan el No. 10 por falta de oferta en el mercado local del anzuelo tradicional. Por lo anterior, se recomienda divulgar los resultados del presente estudio, con el objetivo de crear conciencia entre los pescadores y que a corto plazo se evite el uso de anzuelos pequeños (No. 10 o menores). Así mismo, no debe permitirse el aumento del esfuerzo de pesca (ingreso de nuevos pescadores al área del parque). Finalmente, se recomienda continuar el proceso de adopción de medidas de manejo mediante los acuerdos de pesca que el Parque viene desarrollando en la zona.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó gracias al apoyo logístico y financiero de varias entidades: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales; Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés” (Invemar), en el marco del proyecto “Diseño e implementación de un subsistema nacional de áreas marinas protegidas en Colombia”, financiado por Global Environment Facility. Los autores agradecen especialmente a los pescadores del sector de Rocky Point (Punta Rocosa) Nicolás Bryan, Flores Wright y Forero Bryan, así como a Franco Robinson y Steve Hooker, recolectores de información en campo, por su apoyo y disposición durante todo el proceso de monitoreo y experimentos de selectividad, así como a los evaluadores anónimos por sus valiosos aportes para mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Altinagac, U., A. Kara, U. Ozekinci, A. Aya, A. Ismen, A. Altin y C.R. Begburs. 2009. Selectivity of fishhooks used in blotched picarel (*Spicara maena*) in artisanal fishery in Dardanelles. *J. Anim. Vet. Adv.*, 8: 1646-1652.
- Botsford, L.W., J.C. Castilla y C.H. Petersen. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Cano, M., V. Ward, S. Posada y M. Ortega. 2006. Aspectos socioeconómicos de la actividad pesquera en el PNN Old Providence McBean Lagoon. Informe técnico, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Islas de Providencia y Santa Catalina. 28 p.
- Cano, M., V. Ward y S. Posada. 2007. Inventario y caracterización general de la actividad pesquera artesanal y de subsistencia del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Proyecto manejo y conservación de los recursos hidrobiológicos de las áreas protegidas de la costa atlántica colombiana: PNN Old Providence McBean Lagoon. Informe técnico, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Parques Nacionales Naturales de Colombia. Islas de Providencia y Santa Catalina. 37 p.
- Cano, M., V. Ward y S. Posada. 2012. Diagnóstico de la actividad pesquera en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon: análisis consolidado 2006-2011. Informe técnico, Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales Territorial Caribe, Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, Providencia Isla. 47 p.
- Carpenter, K.E. 2002. Kyphosidae. 1684-1687. En: Carpenter, K.E. (Ed.). The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5, Roma. 2127 p.
- Castilla, J.C. y O. Defeo. 2005. Paradigm shifts needed for world fisheries. *Science*, 309: 1324-1325.
- Defeo, O. y J.C. Castilla. 2005. More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 15: 265-283.
- Dobson, A.J. 2002. An introduction to generalized linear models. Chapman & Hall/CRC, Washington, D.C. 221 p.
- Erzini, K., J.M.S. Gonçalves, L. Bentes, P.G. Lino y J. Cruz. 1996. Species and size selectivity in a Portuguese multispecies artisanal long-line fishery. *ICES J. Mar. Sci.*, 53: 811-819.
- Figuerola, M., D. Matos-Caraballo y W. Torres. 1998. Maturation and reproductive seasonality of four reef fish species in Puerto Rico. *Proc. Gulf Carib. Fish. Inst.*, 50: 938-968.
- Haddon, M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, EE.UU. 424 p.
- Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fish. Res.*, 108: 235-239.
- Holden, M. J. y D. F. S. Raitt. 1975. Manual of fisheries science. Part 2. Methods of resource investigations and their application. FAO Fish. Tech. Pap., 115: 1-214.

- Invenmar y ANH. 2012. Estudio línea base ambiental y pesquera en la Reserva de Biósfera Seaflower (archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) como aporte al conocimiento y aprovechamiento sostenible de los recursos para la región. Fase I. Invenmar, Santa Marta. 141 p.
- King, M. 2007. Fisheries biology, assessment and management. Wiley-Blackwell, Londres. 400 p.
- Márquez, A.I. 2005. Los pescadores artesanales de Old Providence Island: una aproximación al estudio de las relaciones seres humanos-medio ambiente. Trabajo de grado Antropología, Univ. Nacional de Colombia, Bogotá. 129 p.
- Medina, J., D. Buitrago, A. Santos, S. Charris y J.P. Caldas. 2007. Estimación de la utilidad por faena para las unidades de pesca artesanal que hacen uso de línea de mano en Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Proc. Gulf Carib. Fish. Inst., 58: 147-153.
- Millar, R.B. 1992. Estimating the size selectivity of fishing gear by conditioning on the total catch. J. Am. Stat. Assoc., 87: 962-968.
- Millar, R.B. y R.J. Fryer. 1999. Estimating the size-selection curves to towed gears, traps, nets and hooks. Rev. Fish Biol. Fish., 9: 89-116.
- Millar, R.B. y R. Holst. 1997. Estimation of gillnet and hook selectivity using log-linear models. ICES J. Mar. Sci., 54: 471-477.
- Mora, N. 2013. Crecimiento y aspectos reproductivos del “chub” *Kyphosus incisor* y *Kyphosus sectatrix* (Pisces: Kyphosidae) en el PNN Old Providence McBean Lagoon. Isla de Providencia. Caribe colombiano. Tesis Biología, Univ. Valle, Cali. 83 p.
- Nemerth, R. y E. Kadison 2013. Temporal patterns and behavioral characteristics of aggregation formation and spawning in the Bermuda chub (*Kyphosus sectatrix*). Coral Reefs, 32(4): 1067-1076.
- Palumbi, S. R. 2003. Marine reserves: A tool for ecosystem management and conservation. Pew Oceans Commission, Washington. 44 p.
- PISCO. 2008. La ciencia de las reservas marinas. Segunda edición, Versión para Latinoamérica y el Caribe. www.piscoweb.org. 05/12/2013.
- PPN. 2006. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Old Providence and Mc Bean Lagoon. UAEPPN, Bogotá. 109 p.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena. <http://www.R-project.org/>. 02/08/2013.
- Reshetnikov, Y.S. y R.M. Claro. 1976. Cycles of biological processes in tropical fishes with reference to *Lutjanus synagris*. J. Ichthyol., 16: 711-723.
- Vásquez, V. y M. Serrano. 2009. Las áreas naturales protegidas de Colombia. Conservación Internacional Colombia y Fundación Biocolombia, Bogotá. 696 p.
- Wall, A.K., J. Boje, R. Holst y A.C. Gundersen. 2001. Catch rates and hook and bait selectivity in longline fishery for Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, Walbaum) at East Greenland. Fish. Res., 51: 237-246.
- Ward, V., S. Posada y M. Cano. 2009. Caracterización y diagnóstico general de la actividad pesquera en el Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Informe técnico, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Islas de Providencia y Santa Catalina. 37 p.

- Wheeler, J.P., C.F. Purchase, P.D. McDonald, R. Fill, L. Jacks, H. Wang y C. Ye. 2009. Temporal changes in maturation, mean length-at-age, and condition of spring-spawning Atlantic herring (*Clupea harengus*) in Newfoundland waters. ICES J. Mar. Sci., 66: 1800-1807.
- Zar, J. 2010. Biostatistical analysis. Quinta edición, Prentice-Hall International, Nueva Jersey, EE.UU. 960 p.

RECIBIDO: 15/08/2013

ACEPTADO: 8/08/2014

AN INSIGHT INTO THE ECONOMIC VALUE OF REEF ENVIRONMENTS THROUGH THE LITERATURE: THE CASE OF THE SEAFLOWER BIOSPHERE RESERVE

Luz Londoño-Díaz and Myriam Vargas-Morales

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar). Calle 25 No. 2-55 Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. luz.londonio@gmail.com, me.vargas374@gmail.com

ABSTRACT

The Seaflower Biosphere Reserve (SBR) is one of the few places in Colombia with a set of available studies on the economic value of its reef environments. This paper seeks to review the policy applications of these studies, and evaluate the use of benefit transfer (BT) methods to predict value estimates for sites in the SBR where no valuations have been performed. First, the paper provides an analysis and categorization of policy uses of existing results. A set of economic valuation studies were identified as somewhat influential in policy applications, because they provided financial sustainability tools for marine protected areas. A case study was selected from the pool of influential studies in order to assess the viability of BT. Second, the viability of using BT for determining recreational values of coral reefs within the SBR was assessed by: i) implementing a demand function transfer between the Johnny Cay Regional Park and the Old Providence and McBean Lagoon National Park; and ii) by estimating a meta-analytic function transfer based on world-wide meta-data on the recreational value of coral reefs. Results suggested a potential for the use of BT to predict recreational values for coral reefs in the SBR. In particular, the meta-analytic results indicated low to moderate transfer errors for the SBR, suggesting the viability of this approach.

KEY WORDS: Archipelago of San Andrés, Old Providence and Santa Catalina, Economic valuation, Benefit transfer, Coral reefs, Decision-making.

RESUMEN

Una perspectiva del valor económico de los ambientes coralinos a través de la literatura: el caso de la Reserva de Biosfera Seaflower. La Reserva de Biosfera Seaflower (RBS) es uno de los pocos sitios en Colombia que cuenta con un conjunto de estudios disponibles en valoración económica de ambientes coralinos. Este artículo busca revisar las aplicaciones de política de tales estudios y evaluar el uso de métodos de transferencia de beneficios (BT) para predecir estimaciones de valor en sitios de la RBS donde no se han desarrollado valoraciones. Primero, el artículo provee un análisis y categorización de usos de política de los estudios existentes; se identificó un conjunto de estudios de valoración económica con influencia potencial en aplicaciones de política



mediante la provisión de herramientas de sostenibilidad financiera para Áreas Marinas Protegidas. Seguidamente, se seleccionó un estudio de caso del conjunto de estudios con potencial de influenciar la toma de decisiones con el fin de evaluar la viabilidad de BT, mediante: i) la implementación de una función de transferencia de valor entre el Parque Regional Johnny Cay y el Parque Nacional Old Providence y McBean Lagoon; y ii) a través de la estimación de una función de transferencia meta-analítica con base en meta-datos mundiales sobre el valor recreacional de los arrecifes coralinos. Los resultados sugieren el uso potencial de BT como una nueva aplicación basada en los estudios existentes en la RBS. En particular, los resultados meta-analíticos indican errores de transferencia bajos y moderados para la RBS, sugiriendo la viabilidad de esta aproximación.

PALABRAS CLAVES: Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Valoración económica, Transferencia de beneficios, Arrecifes coralinos, Toma de decisiones.

INTRODUCTION

The Seaflower Biosphere Reserve (SBR) is located in the Archipelago of San Andrés, Old Providence and Santa Catalina, Colombia (Figure 1), in the western Caribbean Sea. It encompasses coastal and marine resources, including coral reef structures. One of them, the Old Providence barrier reef, is one of the largest coral reefs in the Americas, with a length of 32 km and an area of 255 km² (Unesco, 2011). It was designated a Unesco Biosphere Reserve in 2000, in order to promote sustainable development and alleviate problems associated with overpopulation, environmental degradation and poverty. The islands in the Archipelago are small, with high population density, which ranges from 283 inhabitants/km² in Old Providence to 2595 inhabitants/km² in San Andrés in 2013 (DANE, 2013a; Gobernación del Archipiélago, 2013). Similar to many coastal areas around the world, the economy of these islands relies heavily on marine resources as sources of income and employment, particularly from tourism, commercial shipping, and fisheries. In 2012, 49% of the added value of the Archipelago's economy was derived from tourism, trade and fisheries (DANE, 2013b). However, these benefits are not without cost. Internationally, there is a concern about the growing conflicts between outdoor recreational tourism and conservation (Shrestha and Loomis, 2001). This also applies to the SBR; James (2008) reported the environmental degradation in Johnny Cay Regional Park (JCRP) (Figure 2) as partially related to the high number of visitors and the anchoring of boats.

Attempts to achieve the multidimensional goals implicit in the SBR designation have been traditionally supported by scientific and technical research, mostly on biophysical aspects. More recently, these endeavors are also being supported by the emergent view of interconnectedness between environmental

problems and social wellbeing. Under this perspective, economic valuation can play a key role in understanding environmental problems and improving management policies (Daily *et al.*, 2009; TEEB, 2009). In the SBR, the use of non-market valuation is relatively recent. The first application can be traced to the late 90s with a study from Morales (1998) on the aesthetic value of Old Providence Island (Figure 2); since then an increase in the number of valuations has been observed for the SBR. However, challenges persist with regards to the use of valuation estimates to guide policymaking. A better understanding of the policy applications of existing results in the literature is necessary, before new studies are proposed. Conducting new valuations is expensive and demanding in terms of technical capabilities. In this case, benefit transfer (BT) is proposed as an alternative (Shrestha and Loomis, 2001). BT is defined as the transfer of a value estimate from a study site to a policy site where an estimate is not available (Johnston and Rosenberger, 2010).

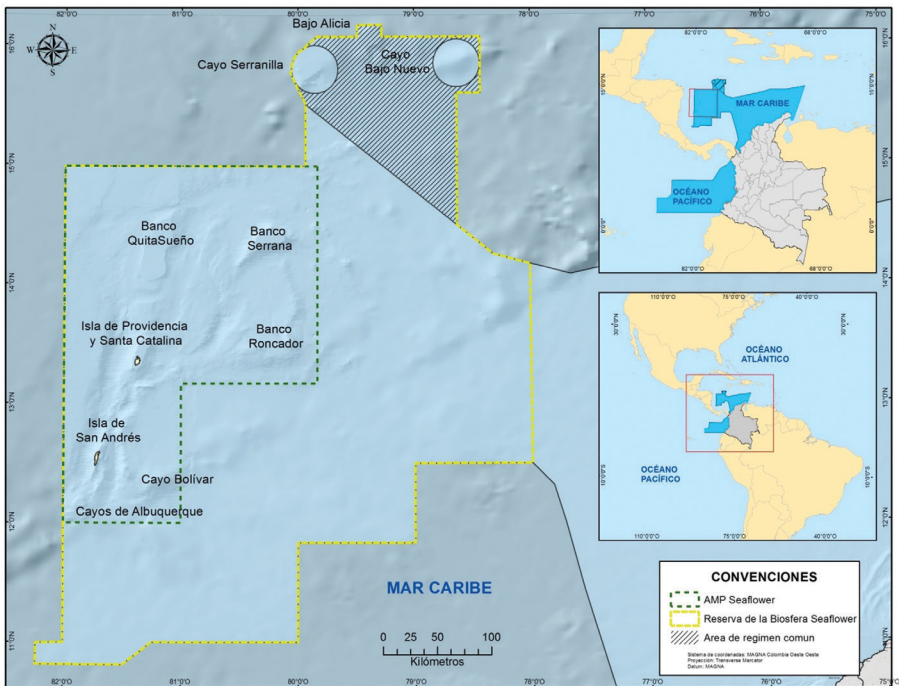


Figure 1. Map of the Seaflower Biosphere Reserve. Source: INVEMAR- Laboratorio de Sistemas de Información (2015)



Figure 2. Map of the San Andrés, Providencia and Santa Catalina Island. Source: INVEMAR- Laboratorio de Sistemas de Información (2015)

With this in mind, the contribution of this paper is to first identify what has been valued in the SBR and provide insights into policy uses of the existing valuation results. Secondly, we seek to explore the prospect of BT as a new policy use in the SBR through demand function transfer (DFT) and meta-analysis (MA). The demand function is tailored to transfer a value estimate from JCRP to the Old Providence and McBean Lagoon National Park (OPNP) (Figure 2), where such results are not available. The meta-analytic BT is implemented by adapting a function based on several study sites from around the world, to predict a value estimate for the SBR.

The organization of this article is as follows. Section 2 provides the methodological approach. Section 3 shows results in terms of a qualitative analysis of the empirical literature on economic valuation in the SBR and quantitative results for both demand function transfer and meta-analytic BT. Section 4 provides a discussion of the results in policy contexts. Finally, section 5 presents conclusions and recommendations for further studies.

MATERIALS AND METHODS

Data used in this article come from secondary sources. With the exception of James (2008), all the studies reported in Table 1 correspond to grey literature, primarily theses. As the first methodological procedure, a qualitative review of studies on economic valuation of coral reef environments in the SBR was performed. Each study source was analyzed considering the following three factors: i) valuation object (commodity and type of value), ii) methodology and iii) uses in policy contexts. This discussion follows the categories of policy applications provided by Billé *et al.* (2012). In addition, these studies were evaluated in terms of the information they provided for the purposes of BT. James (2003) was selected as a case study, as it defined a specific commodity valued at a specific site within the SBR, and included a full definitions of methods, variables and functions. Other studies simultaneously valued a broader set of commodities or studied geographically more extended areas (*e.g.* the entire archipelago).

Next, a quantitative approach to the literature review was used by implementing both DFT and meta-analytic BT. Specifics of both methods are presented in the next two sections. All monetary variables were expressed in constant prices from the year 2000, by using the country-specific consumer price index (CPI) with 2000 as base year (United Nations, 2009). For cases where the original sample was applied to United States (US) visitors or foreigners, the US CPI was used. Finally, all values were expressed in international dollars by using the Purchasing Power Parity (PPP) exchange rate for the year 2000 (United Nations, 2009).

Table 1. Studies providing non-market valuations for coral reef environments in the Seaflower Biosphere Reserve. Note: CV: Contingent Valuation, TC: Travel Cost, MPA: Marine Protected Area. * The authors of this article did not have access to this study, therefore its results will not be analyzed here.

Author	Valuation object		Methods	Potential policy applications
	Commodity	Type of value		
Carrera (2008)	Coral reef conservation programs for MPA.	Direct and indirect use and non-use values, including cultural values.	CV, open-ended elicitation question.	Informative use, environmental awareness and advocacy.
Morales (1998)	Scenic natural landscape of Old Providence.	Direct use value: aesthetic and indirect: conservation values.	CV, dichotomous choice elicitation question.	Informative use, Environmental awareness and advocacy.
Cheng <i>et al.</i> (2003)*	Recreational value of a MPA.	Direct use value.	CV, not available.	Not available
James(2003)	Recreational value of a MPA.	Direct use value.	TC, random utility model.	Technical result to support the design of a price instrument to regulate access to a MPA and potentially BT
James (2008)	Recreational value of a MPA.	Direct use value.	CV, dichotomous choice, open-ended elicitation question.	Technical result to support the design of a price instrument to regulate access to a MPA and potentially BT.
Castaño (2010)	Coastal protection of beaches in link to recreational uses.	Direct and indirect use value.	CV, dichotomous choice elicitation question; lost revenue.	Criterion for environmental management, supporting targeted conservation efforts for beach regeneration in link to coral reef services.
Newball (2001)	Coral reef conservation through the establishment of an MPA.	Direct and indirect use and non-use values.	CV, dichotomous choice elicitation question.	Informative, justification and support for the establishment of an MPA.

Function transfer: demand function

The DFT uses information provided by James (2003) as a case study to evaluate the viability of BT. James (2003) sought to estimate the demand for recreation at JCRP and an entrance fee as tools to support self-financing and conservation. Under the assumption of potential similarities between attributes and visitors at JCRP and OPNP, the adaptation of James (2003) demand function allows the possibility of predicting entrance fees for other regional parks in the SBR, as a new potential policy application. In this article, this process was carried out by using the estimated model from James (2003) and sample data from visitors to OPNP. A single demand function is used, under the assumption of consistent similarities between the study site (JCRP) and policy site (OPNP). The demand function for recreation at JCRP by tourists visiting San Andrés was tailored to predict a value estimate for OPNP, where such results are not available.

By using the contingent valuation (CV) method with a dichotomous choice elicitation format, James (2003) modeled the willingness to pay (WTP) as the logistic

probability function below, which seeks to measure the probability of a positive answer to the WTP question. It is expressed in terms of an elicited price, country of origin, sex, age, education and employer of respondents (Table 2):

Table 2. Variables in demand function transfer and corresponding descriptive statistics. Source: James (2003) and authors calculations.

Variable	Description	Mean	Std. Dev.
Price	Reported price in PPP US\$ (2000).	6.5	5.1
Country	Dummy variable for country origin: takes the value of one when it is from Colombia, zero otherwise.	0.81	-
Sex	Dummy variable for male or female survey respondent: takes the value of one when it is male, zero otherwise.	0.57	-
Age	Age reported by respondents.	37	11.1
Education	Categorical variable: takes the values [1-5] depending on the case (no education, primary education, secondary education, college education, postgraduate education).	3,84	-
Employment	Dummy variable for type of employer: takes the value of one when the respondent is employed, zero otherwise. Students, housewives and pensioners are considered unemployed.	0.81	-

$$Probability(yes) = \frac{1}{1 + e^{\beta_0 - \beta_1 price + \beta_2 country + \beta_3 sex + \beta_4 age + \beta_5 education + \beta_6 employer}}$$

After plugging the parameters estimated by James (2003) into the above equation, the equation below is obtained. Note that only the variables of price (elicited WTP as an entrance fee to JCRP), country of origin, education and type of employer of respondents remain in the equation due to their statistical significance (price and country significant at 1%, education at 5%, and employer at 10%).

$$Probability(yes) = \frac{1}{1 + e^{1.1956 - 0.0002 price - 2.5791 country - 0.9452 employer}}$$

In order to transfer benefits from JCRP to OPNP, the sample mean of the independent variables measured for tourists in Old Providence and Santa Catalina (Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon, 2012) were used to calculate price using the above equation.

Function transfer: Meta-analysis

The meta-analytic BT used meta-data from Londoño and Johnston (2012), which pools together existing CV and TC studies on the recreational value of coral reefs from sites around the world. For the purpose of the analysis presented here, only CV studies from the original meta-data were selected, in order to maintain consistency of the welfare measure (Bergstrom and Taylor, 2006). The meta-data was supplemented with

one observation for the SBR. The study sources include 24 original valuation studies taken from journal articles, theses, dissertations and technical reports, including one study from the SBR, namely James (2003, 2008). The list of studies in the meta-data is presented in Table 3. These studies yield a total of 71 observations (some studies provided more than one observation). Table 4 summarizes the meta-data in terms of the full set of covariates and the dependent variable, taking into account the form (linear or natural log) in which they enter the meta-regression model (MRM). Here, the WTP for a day of recreation, as a dependent variable, is hypothesized to be determined by attributes identified in the extant literature on coral reef valuation (Brander *et al.*, 2007; Londoño and Johnston, 2012).

Following standard procedures in the literature, the meta-analytic component was developed by implementing a multilevel model (Bateman and Jones, 2003). This corrects for cross-sectional correlation between observations from the same level (*e.g.* several observations from the same study), and generates more accurate measures of standard errors and significance of parameters (Goldstein, 1995; Bateman and Jones, 2003; Johnston *et al.*, 2006). Each observation i in the meta-data is expressed through the mean WTP from study s . This is denoted by \bar{y}_{is} , which is explained by a vector of variables \bar{x}_{is} , representing the set of attributes determining the welfare measure (methodological aspects, site and population attributes), the vector of model parameters β and the error term ε_{is} . The effect size in the meta-regression model is denoted by:

$$\bar{y}_{is} = \bar{x}_{is}\beta + \varepsilon_{is}$$

The error term ε_{is} is partitioned into two components (variance components model), each one corresponding to one level in the hierarchy of the meta-data: the study level (s) and the observation level (i):

$$\varepsilon_{is} = u_s + e_{is},$$

Where u_s is the study-level random effect, which is normally distributed with $E(u_s) = 0$ and $\text{Var}(u_s) = \sigma^2u$ and e_{is} is an estimation level error, distributed with a zero mean and constant variance σ^2e (Shrestha and Loomis, 2001). The meta-regression was estimated by using a random effects model with robust standard errors (Nelson and Kennedy, 2009).

The hypothesis of transferability was tested using an in-sample validity test, where the estimated meta-parameters are used to predict values for each observation in the sample. Here the null hypothesis implies that the difference between the meta-predicted values and the original values is zero. A t-test, as is illustrated by Shrestha and Loomis (2001), was performed.

Table 3. Studies in the meta-data. Sources: James (2003) and Londoño and Johnston (2012).

Author and Year	Title	Site	Obs.	Type of Publication	WTP (2000 US\$ person/ day, adjusted for PPP)
Ahmed <i>et al.</i> (2007)	Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs—The case of Bolinao, Philippines	Bolinao, Philippines	2	Journal article	0.5
Andersson (2007)	The recreational cost of coral bleaching — A stated and revealed preference study of international tourists	Zanzibar, Mafia, Tanzania	6	Journal article	49.7 - 117.4
Arin and Kramer (2002)	Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: An exploratory study	Anilao, Philippine	3	Journal article	3.6 - 9.8
Asafu-Adjaye and Tapsuwan (2008)	A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand	Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand	2	Journal article	24.8 - 62.6
BAPPENAS (1996)	Recreation values of tourists for Bunaken National Marine Park, North Sulawesi	Bunaken National Marine Park, North Sulawesi, Indonesia	3	Report	2.1 - 13.5
Cesar and van Beurking (2002)	Economic valuation of the coral reefs of Hawaii	Hanauma Bay, Hawaii and Hawaii, USA	4	Journal article/Report	8.6 - 10.3
Chi-Ok <i>et al.</i> (2008)	The economic value of scuba-diving use of natural and artificial reef habitats.	Flower Bank, US.	2	Journal	18.1 - 30.6
Díaz (2001)	Hallando la tarifa de entrada óptima al Parque Corales del Rosario: un modelo de disponibilidad a pagar	Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo, Colombia	1	Ms Thesis	6.8
Dixon and Scura (1993)	Meeting ecological and economic goals: The case of marine parks in the Caribbean	Bonaire, Netherland Antilles	1	Report	5.8
Hundloe (1990)	Measuring the value of the Great Barrier Reef	The Great Barrier, Australia	2	Journal Article/report	9 - 14.8
James (2003)	Estimación de la tarifa de acceso al Parque Regional Johnny Cay (San Andrés)	San Andrés Island, Colombia	1	Ms Thesis	7.59
Johns <i>et al.</i> (2001)	Socioeconomic study of reefs in southeast Florida	Southeast Florida, USA	16	Report	2.7 - 27
Mathieu (2003)	Valuing marine parks in a developing country: a case study of the Seychelles	Seychelles	1	Journal article	13.1

Continuation, Table 3.

Author and Year	Title	Site	Obs.	Type of Publication	WTP (2000 US\$ person/ day, adjusted for PPP)
Mohamed (2007)	Economic valuation of coral reef: A case study of the cost and benefits of improved management of Dhigali Haa, a Marine Protected Area in Baa Atoll, Maldives	Baa Atoll, Maldives	4	M. Sc. Thesis	11.8 - 33.5
Nam and Son (2001)	Analysis of the recreational value of the coral-surrounded Hon Mun Islands in Vietnam	Hon Mun Islands, Vietnam	2	Report	15.3-19.3
Ngazy <i>et al.</i> (2004)	Coral bleaching and the demand for coral reefs: A marine recreation case in Zanzibar	Unguja (Zanzibar), Tanzania	1	Report	7.5
Park <i>et al.</i> (2002)	Valuing snorkeling visits to the Florida Keys with stated and revealed preference models	Florida Keys, USA	2	Journal article	43.7
Thur (2003)	Valuing recreational benefits in coral reef marine protected areas: An application to the Bonaire National Marine Park.	Bonaire, Netherland Antilles	2	Ph. D. Dissertation / Journal article	10.1 - 19.8
Rivera-Planter and Muñoz-Piña (2005)	Tarifas y arrecifes: instrumentos económicos para las áreas protegidas marinas en México.	Cancun-Nizu, Isla Contoy, Cozumel, Puerto Morelos, México	4	Journal article/Report	2.1 - 6.9
Rosales (2003)	A survey to estimate the recreational value of selected MPAs: Moalboal-Cebu, Siquijor and Pamilacan Island-Bohol	Moalboal-Cebu, Siquijor and Pamilacan Island-Bohol, Philippines	3	Report	4.1 - 27.8
Seenprachawong (2003)	Economic valuation of coral reefs at Phi Phi Islands, Thailand	Phi Phi Islands, Thailand	4	Journal article	3.6 - 8.9
White <i>et al.</i> (1997)	Using integrated coastal management and economics to conserve coastal tourism resources in Sri Lanka	Hikkaduwa, Sri Lanka	3	Journal article	7.5 - 10.4
Wright (1995)	An economic analysis of coral reef protection in Negril, Jamaica	Negril, Jamaica	8	College Senior Thesis	5.3 - 14.2
Yeo (2004)	The recreational benefits of coral reefs: A case study of Pulau Payar Marine Park, Kedah, Malaysia	Pulau Payar Marine Park, Kedah, Malaysia	2	Book chapter	4.6 - 4.9

Table 4. Variables in the meta-data and corresponding descriptive statistics.* This variable was included to test the hypothesis of a positively significant relationship between WTP and location of reefs in East Africa (as pointed out in the empirical literature by Brander *et al.*, 2007).

Variable	Description	Mean	Std. Dev.
WTP	Willingness to pay person/day in PPP US\$ (2000), expressed in natural log.	15.01	19.22
Dichotomous Choice	Dummy variable for elicitation method: takes the value of one when it is dichotomous choice, zero otherwise.	0.17	0.38
Payment card	Dummy variable for elicitation method: takes the value of one when it is payment card, zero otherwise.	0.45	0.50
Trip expenditure	Dummy variable for payment vehicle: takes the value of one when additional trip expenditures are used, zero otherwise.	0.38	0.49
Donation	Dummy variable for payment vehicle: takes the value of one when it is a donation, zero otherwise.	0.15	0.36
Sample size	Scalar variable for sample size expressed in natural log.	5.17	1.25
Onsite survey	Dummy variable for the sampling method: takes the value of one when it is onsite sampling, zero otherwise.	0.56	0.50
Publication type	Dummy variable for the type of publication: takes the value of one when it is a published article, zero otherwise.	0.41	0.50
Region	Dummy variable for region: takes the value of one when it is East Africa, zero otherwise.*	0.08	0.28
Area	Scalar variable for the size of the MPA expressed in natural log.	5.25	3.57
MPA	Dummy variable for existence of a protection category: takes the value of one when it is a marine protected area, zero otherwise.	0.86	0.35
Snorkeling/Diving	Dummy variable for recreational activities: takes the value of one when the study is focused on snorkeling and diving, zero otherwise (fishing, viewing and others).	0.28	0.45
Live coral cover	Percentage of live coral cover reported during the year corresponding to the study or within a one year difference.	0.30	0.25
Reef type	Dummy variable for type of reefs: takes the value of one when it is a natural reef, zero if it is artificial.	0.87	0.34

RESULTS

The use of valuation results in policy contexts in SBR

In order to respond to the initial objective of identifying what has been valued and what insights can be gained in terms of policy uses, this section starts by analyzing valuation results in the SBR. Most of the non-market valuation studies in the SBR include recreational values of coral reefs; some of them have sought to provide value estimates that could be used to improve conservation management of coral reef services. This trend is also observed in other economic valuation studies in Colombia (Rueda *et al.*, 2011) and around the world (Londoño-Díaz, 2010).

To the knowledge of the authors, the extant literature on non-market economic valuation applied to coral reef environments in the SBR consist of six studies, which are summarized in Table 1 in terms of: i) the valuation object, identifying both the commodity being valued and the type of value, ii) implemented valuation methods, and iii) potential policy applications from such studies. While factors i and ii are presented for basic characterization purposes, factor iii is key to the discussion of this section.

Following Laurans *et al.* (2013), studies in Table 1 are classified in terms of three main categories of use in policy contexts: decisive, technical, and informative. The first category refers to decisive valuations for specific decisions, implying cases in which *ex-ante* information on values is provided to the decision maker. Then, valuation results are used to facilitate a choice between alternatives, through tools such as benefit-cost analysis (BCA) that incorporates environmental value estimates. Newball (2001) is part of this category. From a policy perspective, results from this work supported the establishment of a MPA (Figure 1) scheme in San Andrés (established in 2005) by justifying the financial and economic rationality of the chosen protection scheme over a 20 year period. Castaño (2010) could also be placed into this category; however, it does not include a BCA. This study suggests opportunities for payments for ecosystem services (PES), based on beach management, considering the importance of this ecosystem in the financial sustainability of the SBR. Towards this purpose, the study linked beach regeneration to specific coral reef services, identifying territories to allocate conservation efforts and laying out beach management scenarios. A potential policy use from this study might involve an implementation of tourist payments for the entire SBR, pledging the resulting revenue to the maintenance of key coral reef services, conservation of organisms and beach management.

The second category, technical ecosystem services valuation, involves studies where an economic instrument is proposed after the policy has been selected. The aim of the valuation study in this case is the adjustment of an economic instrument. James (2003) falls into this category in the SBR. This work provided detailed information on the estimation of the recreational value of coral reefs in JCRP by using two different methods, CV and TC, which were applied to the tourist and local populations, respectively. In terms of policy applications, these results provided a basis for a technical design of entrance fees to the JCRP. In this case, the environmental authority had already established a recreational use for this regional park and decided to use a price instrument, perhaps in order to reach goals for financing the cost of conservation and reducing the environmental pressure from visitors. This study also provides a replicable model for BT purposes for regional

parks within the SBR, as the viability of BT requires the existence of sites with similar attributes and the provision of sufficient methodological information (methods, variables and functions).

Finally, the third category corresponds to informative ecosystem services valuation to support decision making from a more broad perspective. This category relates to studies that shed light on plausible environmental policies, rather than establishing a specific alternative. Morales (1998) and Carrera (2008) provided informative results on societal preferences for environmental services. In the first case, the author sought to raise environmental awareness about landscape conservation in Old Providence. Environmental advocacy based on valuation results from this study could work to influence public policy to curb habitat transformation in Old Providence. In the second case, the author elicited the value of a coral reef conservation program in San Andrés. Findings from this study, in terms of policy options, support household participation in payments for programs to establish cultural and natural conservation mechanisms under MPA structures. Both of these studies point to monetary value estimates as a way to advocate for conservation, by informing the decision process with social preferences on ecosystem services.

Benefit transfer

Function transfer: demand function

After adapting the benefit function illustrated in the methodological section to OPNP as a policy site, the model forecasts an entrance fee of \$6.5 per person. This value is higher than the weighted average of the actual entrance fee charged in 2011 (\$5.1). This suggests that an entrance fee based on the results from the demand function transfer provided here could represent an increase of about 30% in total revenues for OPNP compared to the revenue based on the entrance fee charged in 2011. James (2003) does not report the standard error for of the original estimated entrance fee; this hinders the computation of a confidence interval for the adapted measure provided here.

Note also that the forecasted value is exclusively determined by socio-demographic variables in Table 2, therefore the model does not allow controlling for site differences such as the environmental quality of the local ecosystems. The MRM presented in the next section addresses that issue by incorporating coral reef cover and type of reefs as covariates within the model.

Function transfer: Meta-analysis

Results from the MRM are presented considering two aspects: i) interpretation of value surfaces with regards to theoretical expectations and statistical significance of covariates, and ii) the potential for valid meta-analytic BT. In the first case, consider the results in Table 5, which contains the statistical results of the estimated MRM. As the

model was specified through a trans-log form, the coefficients in Table 5 correspond to the constant relative change in the dependent variable for a given absolute change in the value of the independent variable. Note that 6 out of the 13 covariates and the coefficient in the model are statistically significant for certain values of the dependent variable. These include four methodological covariates. Both Dichotomous choice and Payment card seem to have negative and significant relationships with WTP values, these variables are statistically significant at $p < 0.10$ and at $p < 0.05$ respectively. These covariates, as elicitation methods, have shown similar results in the empirical literature (Rosenberg and Loomis, 2000; Stapler, 2006). Trip expenditures, as a payment vehicle, is significant at $p < 0.05$. This covariate, as a voluntary payment vehicle, seems to keep a positive relation with the welfare measure when compared to non-voluntary payment vehicles (e.g. entrance fees) (Brouwer *et al.*, 1999; Campos *et al.*, 2007; Lindhjem and Navrud, 2008). Finally, the result for Sample size suggests that observations taken from studies with larger sample sizes can result in significantly higher measures of welfare estimates ($p < 0.01$).

With regard to site characteristics, Table 5 indicates positive and statistically significant relationships between the welfare measure and the covariates live coral reef cover and type of reefs. The sign of these parameters is also consistent with anticipated results. However, there is no prior reference in the meta-analytic literature with respect to the significance of these covariates. The empirical evidence on the positive connection between reef quality and welfare measures has only been documented by primary studies (Parsons and Thur, 2008; Wielgus *et al.*, 2009).

Meta-analytic benefit transfer functions (MBTF) were constructed by using the estimated parameters presented in Table 5. MBTF were used in the computation of predictive values, which were subsequently used to calculate transfer errors (TE) for each observation in the sample (sites). This error is measured as the difference between the meta-predicted value and original estimate, expressed as a percentage. Average transfer errors (ATE) were also computed in order to assess the hypothesis of transferability based on the complete set of meta-data.

Results from the in-sample validity test indicated lower ATE compared to the results in the literature (Brander *et al.*, 2007; Londoño and Johnston, 2012). Further research to compute out-of-sample validity testing is recommended for a closer comparison of these results to those in Brander *et al.* (2007) and Londoño and Johnston (2012), and when weighing the pros and cons of using MBTF for a specific policy purpose. Table 6 presents the ATE calculated from the meta-data and also the calculated TE for the SBR. As a comparative reference, Table 6 also presents the computed TE for Bonaire based on the same meta-data.

The hypothesis test of statistical equivalence of predicted and observed values was conducted through a paired t-test. This indicates that the two sets of WTP values

Table 5. Meta-regression results for ln WTP (natural logarithm of willingness to pay) as dependent variable. Source: Author's calculations based on classical meta-regression. Note: * $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$. STATA Version 11 used. R2 comes from a supplementary ordinary least square (OLS) estimation with robust standard errors, estimated only as a reference.

Independent variables	Coefficient	Robust standard error
Dichotomous choice	-0.611093	0.317854*
Payment card	-0.790743	0.359461**
Trip expenditures	0.797848	0.382441**
Donation	0.390523	0.493885
Sample size	0.261560	0.092628**
Onsite survey	-0.273252	0.303856
Publication type	0.442812	0.327682
Region	-0.216975	0.640677
Area	-0.005982	0.038535
MPA	0.879509	0.730236
Snorkeling/Diving	0.144625	0.357414
Live coral cover	2.071788	0.533669***
Type of reefs	0.578349	0.329080*
Constant	1.056319	0.442232**
N	71	
Panels (studies)	24	
-2loglikelihood	-132.24	
R2	0.49	

are statistically different, implying that the TEs are statistically different from zero, which discourages the use of meta-analytic BT. Other studies conducting similar tests in different locations around the world, for both domestic and international BT, had similar findings (Shrestha and Loomis, 2001, 2003; Rosenberger and Stanley, 2006; Lindhjem and Navrud, 2008). Nevertheless, the conclusion is not straightforward for the SBR, where the individual TE for JCRP (4.5%) is smaller than the ATE (57.4%)

Table 6. Average transfer error and transfer errors for selected cases. Source: Author's calculations.

Study (site)	Meta-predicted values (WTP 2000 US\$ person/day, adjusted for PPP) and 95% confidence interval (CI)	Transfer error
All sites	12.24 (CI: \$9.13-15.35)	57.4%
James (2003) (JCRP-SBR, Colombia)	7.25 (CI: not available in original study)	4.5%
Thur (2001) (Bonaire Marine Park, Bonaire, The Netherlands)	9.31-11.19 (CI: not available in original study)	7.96- 43.48%

as shown in Table 6. According to Kristofersson and Navrud (2005), reliable TEs for policy applications only need to be relatively small. Moreover, Kristofersson and Navrud (2007) suggest that a TE lower than 40% can be reliable, depending on the political application (Lindhjem and Navrud, 2008).

DISCUSSION

Existing valuation studies were analyzed with regards to policy use. But, what can be said about the actual contributions from these studies to policy making and management? The answer to this question can be partially given by the fact that three out of the seven studies in Table 1 (namely: Newball, 2001; James, 2003; Castaño, 2010) were, to some extent, performed with support from the environmental management agency of the SBR, aimed at providing results to inform timely relevant queries. In 2001, the environmental authority of the Archipelago, CORALINA, declared the JCRP. This action was followed by initiatives to conduct studies on carrying capacity of beaches and the establishment of entrance fees. As a response to this request, James (2003) provided a CV study estimating an entrance payment, which was modeled using the socio-demographic characteristics of the tourist population. In this way, the study, along with other available information, came to support the setting of an entrance fee value by the environmental authority. Newball (2001) provided an economic valuation of coral reef conservation in San Andrés, which proposed a financial model to support the implementation of an MPA in the Archipelago. Four years later, in 2005, the Seaflower MPA was declared. More recently, the topic of PES has drawn the interest of practitioners at the Seaflower MPA. As a response to that call, Castaño (2010) proposed financing mechanisms for the Seaflower MPA based on marine and coastal PES. However, the implementation of such PES projects is still in an exploratory phase in Colombia. Therefore actual contributions from this study can only be assessed in terms of the benefits of providing decision makers with *ex-ante* information to support a better choice of policy alternatives in the future.

International reviews on the practical benefits from valuation studies have found modest contributions from such studies. For the south Pacific, researchers found that, in general, the expected outcome for economic valuation studies was to “inform and convince” during the decision process when facing alternatives (Pascal *et al.*, 2012). However, a difference with SBR cases remains. Generally, SBR cases do not incorporate economic comparison of alternative policies. This could be attributed to the practice of choosing policies before the economic analysis is performed. It could also be related to the perception of valuation as a tool to support policies selected

through expert criteria, rather than economic criteria (*e.g.* efficiency, cost-efficiency, and effectiveness), or by the high cost of more comprehensive economic analyses. Pascal *et al.* (2012) also found that the impact of valuations on policy decisions varied, and was generally lower than expected. The authors hypothesized that such results could be a function of the time span in which results can be actually observed, *i.e.* the period of time could sometimes be too short to accurately quantify the effectiveness of valuation results.

In the Caribbean, a similar review (Kushner *et al.*, 2012) also suggested that there was uncertainty on whether valuation efforts had significant impacts on policy making. However, the authors identified cases in which valuations have been influential, and outlined conditions to improve the chances that a study will be successful in influencing policy. Some conditions outlined by Kushner *et al.* (2012), which could be relevant for SBR, include: maintaining strong stakeholder engagement, clearly presenting methods and limitations, identifying opportunities for raising revenue, and effectively communicating with decision makers and/or media.

The case study provided by James (2003) also represents a relatively straightforward approach to evaluate the use of BT as a new policy application in the SBR. For the case of the DFT, results suggest an alternative way to provide a basis for the determination of an entrance fee in OPNP, in the absence of financial or technical resources needed to conduct a primary valuation there. Under the appropriate circumstances, BT results can be used to adjust measures initially determined *ad hoc*, by expert criteria or by single point value transfer (direct value transfer from another site). Demand function transfers outperform (lower error) point estimate transfers, and thus they can represent welfare improvements over point estimates (Rosenberger and Loomis, 2000). BT is, however, only a second best option. Primary valuation studies provide more accurate results, as they are based on the measurement of model parameters for visitors to the actual site, and incorporate site idiosyncrasies. For instance, the estimation of a new original model can be designed to capture site differences (*e.g.* mangrove presence in OPNP vs. JCRP, differences in coral reef cover, among others). BT functions may face limitations when original studies do not provide information on environmental attributes, which is the case for most studies in the SBR. With exception of Castaño (2010), environmental attributes of the study sites are not included in the valuation models for SBR, which provides a rationale for new studies. The lack of environmental attributes in the valuation model affects the capability of the model to respond to policy questions when environmental attributes change.

Meta-analytic BT offers another alternative to primary valuation, and compared to DFT has several advantages: the BT function is based on a large set of studies (rather



than a single one), and it allows for the incorporation of site and methodological attributes through the supplementation of original studies with secondary sources. These advantages are illustrated in the results presented by this article. A meta-data based on multiple reef sites from around the world allowed for the estimation of valuation patterns in the existing literature and the confirmation of empirical and theoretical hypotheses on the significant effect of methodological and site attributes on the welfare measure. Moreover, it allowed for the inclusion of environmental quality variables, often ignored in original studies, into the MRM. These results indicated, for the first time in a meta-analytical study, a positively significant relation between WTP and coral reef cover and type. A potential implication in terms of policy options is, for instance, that restoration projects, such as transplanting corals, might yield higher social benefits than building artificial ones. These findings also refute the common perception of coastal tourism as solely determined by preferences for sun, sea and beach. The general pattern, indicated by the MRM, points out that the willingness to pay is significantly higher at sites with a higher percentage of coral reef cover.

With regard to the viability of meta-analytic BT, the literature provides no consensus on acceptable levels of TE. However, it is generally agreed that smaller TEs are necessary when moving from simple BCA to the implementation of compensatory payments (Rosenberger and Johnston, 2009). Table 6 also reports meta-predicted values and 95% confidence intervals. For JCRP the meta-predicted value is \$7.25, which represents the predicted value for an entrance fee paid by a single tourist/day. This result is comparable to others found in the CV literature in the Caribbean (Table 2), such as those in Díaz (2001) and Thur (2003). This meta-analytic result does not differ much from the one predicted by the demand function transfer for JCRP (\$6.5). A higher estimate from the MRM, when compared to the demand function transfer, is associated with the set of explanatory variables used in each case. While the DFT based on James (2003) only uses socio-demographic variables, the MRM includes covariates for site (*e.g.* live coral cover) and methodological (*e.g.* elicitation format) attributes. For this situation, the meta-analytic literature has pointed out the lack of sufficient reporting of site, socio-demographic and methodological variables in primary valuation, which affects the availability of information to conduct MA (Spurgeon, 2001; Brander *et al.*, 2007; Londoño and Johnston, 2012). For instance, the inadequate reporting of socio-demographic variables in most primary valuation studies hindered the inclusion of this set of covariates in the meta-data, and therefore the ability of the meta-regression model to assess their effect on WTP.

Overall, results indicate that valuation studies in the SBR have tended to be more in line with an informative and technical perspective than a decisive one. However this seems to be the case in other regions of the world (Kushner *et al.*, 2012; Pascal *et al.*, 2012). BT is a potential new policy application in the SBR, which is explored here

through both DFT and MA. Findings suggest that both could represent alternatives to transfer values for the estimation of entrance fees in marine parks in the SBR. The meta-analytic version provides the additional advantage of considering the quality of the reefs as a covariate within the valuation model, which could be beneficial to assess the effect of environmental changes on estimated values. It also relaxes the assumption of close site similarities implicit in the demand function transfer by tailoring the MRM to the policy site.

CONCLUSIONS

In the SBR, like in other sites in the wider Caribbean and South Pacific regions, the connection between economic valuation results and policy design is a work in progress. The review provided here indicates two cases where studies have been influential to some extent, providing technical information to support decision making on financial sustainability of a MPA (Newball, 2001; James, 2003). The review also identified another study providing a potentially decisive evaluation, which could support the implementation of payments for coral reef services associated with beach regeneration (Castaño, 2010). Two additional cases provided informative valuations, mostly oriented towards advocacy for conservation and the promotion of environmental awareness (Morales, 1998; Carrera, 2008). The review also indicates a lack of studies providing comparative valuations of policy options before a specific policy is chosen. Although this practice is cost-saving in the short term, it can hinder the implementation of more efficient or cost-effective policies in the long term.

A value estimate was generated for OPNP using a predictive DFT, based on James (2003). This constitutes a potential new policy application based on the available studies for the SBR. The meta-analytic approach to BT indicated a low TE for the SBR, suggesting the potential use of this method when new value estimates are required, in the context of changing environmental conditions (for instance, changes in the percentage of live coral cover). However, BT options should be considered as a second best, when primary valuation is not possible.

Both the qualitative and quantitative analyses indicated the need for valuation studies that address specific, relevant policy questions. This process should be conducted with the close involvement of key stakeholders, who are the users of the valuation results. Studies in the SBR should also move beyond the economic valuation of single policy options to trade-off assessments of alternatives, prior to selection by the decision maker. The integration of more environmental attributes and socio-demographic factors into valuation models also seems necessary in order to enhance the potential for using valuation results in alternative policy contexts through more complete BT models.



ACKNOWLEDGEMENTS

This article is based on results from the economic valuation section of the report PRY-VAR-010-11-ITF: Estudio línea base ambiental y pesquera en la Reserva de Biosfera Seaflower (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) como aporte al conocimiento y aprovechamiento sostenible de los recursos para la región-Fase I (Invemar and ANH, 2012). The authors would like to thank the Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) for their financial support and the Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (CORALINA) and the Unidad Administrativa Especial de Parques Nacionales Naturales for providing valuable sources of information.

LITERATURE CITED

- Ahmed, M., G. Umali, C. Chong, M. Rull and M. Garcia. 2007. Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs: the case of Bolinao, Philippines. *Ocean Coast. Manag.*, 50(1–2): 103–118.
- Andersson, J. 2007. The recreational cost of coral bleaching—a stated and revealed preference study of international tourists. *Ecol. Econ.*, 62(3–4): 704–715.
- Arin, T. and R. Kramer. 2002. Divers’ willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean Coast. Manag.*, 45(3–4): 171–184.
- Asafu-Adjaye, J. and S. Tapsuwan. 2008. A contingent valuation study of scuba diving benefits: case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand. *Tour. Manag.*, 29(6): 1122–1130.
- BAPPENAS (National Development Planning Agency Republic of Indonesia) and USAID. 1996. Recreation Values of Tourists for Bunaken National Marine Park, North Sulawesi. Office of Rural and Environmental Management USAID, Jakarta. Report No. 66.
- Bateman, I. and L. Jones. 2003. Contrasting conventional with multi-level modeling approaches to meta-analysis: expectation consistency in U.K. woodland recreation values. *Land Econ.*, 79(2): 235-258.
- Bergstrom, J.C. and L. O. Taylor. 2006. Using meta-analysis for benefits transfer: theory and practice. *Ecological Economics*, 60(2): 351-360.
- Billé, R., Y. Laurans, L. Mermet, R. Pirard and A. Rankovic. 2012. Valuation without action? On the use of economic valuations of ecosystem services. Policy Brief No. 07, Institut du Développement Durable et des Relations Internationales, Paris. 4 p.
- Brander, L., P. van Beukering and H. Cesar. 2007. The recreational value of coral reefs: A meta-analysis. *Ecol. Econ.*, 63(1): 209-218.
- Brouwer, R., I. Langford, I. Bateman, T. Crowards and R. Turner. 1999. A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Reg. Environ. Change.*, 1: 47-57.
- Campos, P., A. Caparrós and J. Oviedo. 2007. Comparing payment-vehicle effects in contingent valuation studies for recreational use in two Spanish protected forests. *J. Leis. Res.*, 39(1): 60-85.

- Carrera, R. 2008. Preferencias reveladas de los agentes socioeconómicos para el uso y el manejo de los arrecifes de coral en la isla de San Andrés (Caribe colombiano). Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 111 p.
- Castaña, J. 2010. Development of payments for ecosystem services for the Seaflower MPA: An innovative financing mechanism to project coastal and marine ecosystems. Master's Thesis, Brandeis University, Waltham, USA. 71 p.
- Cesar, H. and P. van Beukering. 2002. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. *Pac. Sci.*, 58(2): 231–242.
- Cheng, P., J. Yurcisin and A. Martin. Recomendaciones para la tarifa ecológica del Parque Regional Jhonny Cay. Informe Técnico Final- Colegio de Administración de Kellogs, Universidad Northwestern, Evanston, USA. 20 p.
- Chi-Ok O., R. Ditton and J. Stoll. 2008. The economic value of scuba-diving use of natural and artificial reef habitats. *Soc. Nat. Res.: Internat. J.*, 21(6): 455–468
- Daily, G., S. Polasky, J. Goldstein, P. Kareiva, H. Mooney, L. Pejchar, T. Ricketts, J. Salzman and R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Front Ecol. Environ.*, 7(1): 21–28.
- DANE. 2013a. Estimación y proyección de población nacional, departamental y municipal por sexo, grupos quinquenales de edad y edades simples de 0 a 26 años 1985–2020. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. <http://www.dane.gov.co/index.php/poblacion-y-demografia/proyecciones-de-poblacion>. 05/11/2013.
- DANE. 2013b. PIB Departamental por Ramas de Actividad 2012 a precios constantes de 2000 <https://www.dane.gov.co/index.php/cuentas-economicas/cuentas-departamentales.03/06/2014>
- Díaz, J.A. 2001. Hallando la tarifa de entrada óptima al Parque Corales del Rosario: un modelo de disponibilidad a pagar. M.S. Thesis, Universidad de los Andes, Bogotá. 41 p.
- Dixon, J.A., L.F. Scura and T. van't Hof. 1993. Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio*, 22(2): 117–125.
- Gobernación del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. 2013. Geografía del Archipiélago. http://www.sanandres.gov.co/index.php?option=com_content&view=article&id=116&Itemid=138. 05/11/2013.
- Goldstein, H. 1995. Multilevel statistical models. Halstead Press, London and New York. 192 p.
- Hundloe, T. 1990. Measuring the value of the Great Barrier Reef. *J. Royal Aust. Inst. Parks Recreat.*, 26(3): 11–15.
- Invemar. 2015a. Recopilación de información Reserva de la Biosfera Seaflower. [Mapa]. Escala 1:3'000.000. "Proyecto Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" -INVEMAR- y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA", Cartografía IGAC 2014. Enero de 2015. ArcGIS [software GIS]. Versión 10.2.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2015.
- Invemar. 2015b. Recopilación de información áreas protegidas en el archipiélago de San Andrés y Providencia. [Mapa]. Escala 1:80.000 (San Andrés) y 1:125.000 (Providencia). Cartografía Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales UAESPNN 2014, Cartografía Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC 2014. Enero de 2015. Software: ArcGIS [software GIS]. Versión 10.2.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2015.

- Invemar and ANH. 2012. Estudio línea base ambiental y pesquera en la Reserva de Biósfera Seaflower (Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina) como aporte al conocimiento y aprovechamiento sostenible de los recursos para la región. Fase I. Final Technical Report, Santa Marta. 141 p.
- James, J. 2003. Estimación de la tarifa de acceso al Parque Regional Johnny Cay (San Andrés isla) Tesis de maestría, Universidad de los Andes, Bogotá. 44 p.
- James, J. 2008. Estimación de la tarifa de acceso al Parque Regional Johnny Cay (San Andrés isla). *Ens. Econ.*, 18(32): 99-134.
- Johns, G., V. Leeworthy, F. Bell and M. Bonn. 2001. Socioeconomic study of reefs in Southeast Florida. Final Report. Retrieved March 2008, from the National Oceanic and Atmospheric Administration: <http://marineeconomics.noaa.gov/reefs/sefl1.html>2001. 05/2008
- Johnston, R.J. and R.S. Rosenberger. 2010. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *J. Econ. Surv.*, 24(3): 479-510.
- Johnston, R.J., M.H. Ranson, E.Y. Besedin and E.C. Helm. 2006. What determines willingness to pay per fish? A meta-analysis of recreational fishing values. *Mar. Res. Econ.*, 21(1): 1-32.
- Kristofersson, D. and S. Navrud. 2005. Validity tests of benefit transfer. Are we performing the wrong tests? *Environ. Res. Econ.*, 30(3): 279-286.
- Kristofersson, D. and S. Navrud 2007: Can use and non-use values be transferred across countries? In: Navrud, S. and R. Ready (Eds.). *Environmental value transfer: Issues and methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 290 p.
- Kushner, B., R. Waite, M. Jungwiwattanaporn and L. Burke. 2012. Influence of coastal economic valuations in the Caribbean: Enabling conditions and lessons learned. Working Paper, World Resources Institute, Washington. 20 p.
- Laurans, Y., N. Pascal, T. Binet, L. Brander, E. Clua, G. David, D. Rojat and A. Seidl. 2013. Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: taking stock of recent experience. *J. Environ. Manag.*, 116: 135-144.
- Lindhjem, H. and S. Navrud. 2008. How reliable are meta-analyses for international benefit transfers? *Ecol. Econ.*, 66(2-3): 425-435.
- Londoño, L. and R. Johnston. 2012. Enhancing the reliability of benefit transfer over heterogeneous sites: A meta-analysis of international coral reef values. *Ecol. Econ.*, 78: 80-89.
- Londoño-Díaz, L. 2010. The recreational value of coral reefs: Classical and Bayesian meta-analytic approaches to benefit transfer. Doctoral Dissertation. University of Connecticut, Hartford, EE.UU. 138 p.
- Mathieu, L., I.H. Langford and W. Kenyon. 2003. Valuing marine parks in a developing country: a case study in the Seychelles. *Environ. Develop. Econ.*, 8(2): 373-390.
- Mohamed, M., 2007. Economic valuation of coral reefs: A case study of the costs and benefits of improved management of Dhigali Haa, a marine protected area in Baa atoll, Maldives. MSc. Thesis. University of Canterbury, UK. 174 p.
- Morales, D. 1998. Valoración económica de áreas naturales, estudio de caso: las islas de Providencia y Santa Catalina. Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 50 p.

- Nam, P. and T. Son. 2001. Analysis of the recreational value of the coral surrounded Hon Mun Islands in Vietnam. EEPSEA Research Report Series. Economy and Environment Programme for Southeast Asia, Tanglin, Singapore. 24 p.
- Nelson, J.P. and P.E. Kennedy. 2009. The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment. *Environ. Res. Econ.*, 42(3): 345-377.
- Newball, R. 2001. Evaluación económica del diseño e implementación de un área marina protegida (AMP) en el archipiélago caribeño: El caso de los arrecifes coralinos de la isla de San Andrés- Colombia. Trabajo de especialización, Universidad de los Andes, Bogotá. 64 p.
- Ngazy, Z., N. Jiddawi and H.S.J. Cesar. 2004. Coral bleaching and the demand for coral reefs: a marine recreation case in Zanzibar. http://www.worldfishcenter.org/pubs/coral_reef/coral-reef.htm2004.05/2008
- Park, T., J.M. Bowker and V.R. Leeworthy. 2002. Valuing snorkeling visits to the Florida Keys with stated and revealed preference models. *J. Environ. Manag.*, 65(3): 301-312.
- PNN Old Old Providence McBean Lagoon. 2012. Herramienta de tabulación de la información diligencia en los formatos Encuesta de satisfacción de los visitantes en los visitantes en los PNN, ver.2. Providen. Providencia y Santa Catalina Islas: Estrategia de ecoturismo. 20/30/2012.
- Parsons, G.R. and S.M. Thur. 2008. Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environ. Res. Econ.*, 40(4): 593-608.
- Pascal, N., L. Brander, E. Clua, D. Gilbert, L. Yann and A. Seidl. 2012. What impacts to expect from economic valuation of coral reefs? Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia. http://www.icrs2012.com/proceedings/manuscripts/ICRS2012_22D_4.pdf. 05/11/2013.
- Rivera-Planter, M. and C. Muñoz-Piña. 2005. Fees for reefs: economic instruments to protect Mexico's marine natural areas. *Curr. Is. Tour.*, 8(2): 195-213.
- Rosales, R.P. 2003. A survey to estimate the recreational value of selected MPAs: Moalboal-Cebu, Siquijor and Pamilacan Island-Bohol. Coastal Conserv. Educ. Found., Cebu City, Philippines. 61 p.
- Rosenberger, R. S. and R. J. Johnston. 2009. Selection effects in meta-analysis and benefit transfer: avoiding unintended consequences. *Land Econ.*, 85(3): 410-428.
- Rosenberger, R.S. and J.B. Loomis. 2000. Benefit transfer of outdoor recreation use values: a technical document supporting the forest service strategic plan (2000 Revisions). General technical report RMRS-GTR-72. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 59 p.
- Rosenberger, R.S. and T.D. Stanley. 2006. Measurement, generalization, and publication: sources of error in benefit transfers and their management. *Ecol. Econ.*, 60(2): 372-378.
- Rueda, M., E. Viloria, F. Rico-Mejía, D. Mármol, J. Gómez-León, M. Santos-Acevedo, C. Puentes-Acosta and L. Londoño-Díaz. 2011. Estado de los recursos sometidos a explotación. 253-281. En: Invenmar (Ed). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2010. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8, Santa Marta. 322 p.
- Seenprachawong, U. 2003. Economic valuation of coral reefs at Phi Phi Islands, Thailand. *Internat. J. Global Environ. Is.*, 3(1): 104-114.

- Shrestha, R.K. and J.B. Loomis. 2001. Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics*, 39: 67-83.
- Shrestha, R.K. and J.B. Loomis. 2003. Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values: Testing out-of-sample convergent validity. *Environ. Res. Econ.*, 25(1): 79-100.
- Spurgeon, J. 2001. Valuation of coral reefs: the next ten years. 50-58. En: Ahmed, M., C. Kieok and H. Cesar (Eds.). *Economic valuation and policy priorities for sustainable management of coral reefs. An international consultative workshop. Iclarm, Penang, Malaysia*. 222 p.
- Stapler R.W. 2006. Cross-validating meta-analytic benefit transfer: an application to recreational fishing values. Master Thesis, University of Connecticut, Hartford, USA. 90 p.
- TEEB. 2009. Summary: Responding to the value of nature. *The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers (TEEB)*, Wesseling, Germany. 42 p.
- Thur, S.M. 2003. Valuing recreational benefits in coral reef marine protected areas: an application to the Bonaire National Marine Park. Doctoral Dissertation, Univ. Delaware. ProQuest UMI: 3112702. 175 p.
- Unesco. 2011. Unesco-MAB Biosphere reserves directory. <http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?mode=all&code=COL+05>. 22/10/2013.
- United Nations. 2009. United Nations Statistics Division. <http://data.un.org/Data.aspx?q=purchasing+power+parities&d=MDG&f=eriesRowID%3a699>. 01/05/2009.
- White, A., V. Barker and G. Tantrigama. 1997. Using integrated coastal management and economics to conserve coastal tourism resources in Sri Lanka. *Ambio*, 26: 335–344.
- Wielgus, J., L.R. Gerber, E. Sala and J. Bennett. 2009. Including risk in stated-preference economic valuations: Experiments on choices for marine recreation. *J. Environ. Manag.*, 90(2009): 3401–3409.
- Wright, M., 1995. An economic analysis of coral reef protection in Negril. University of the West Indies, Negril, Jamaica. 124 p.
- Yeo, B.H. 2004. The recreational benefits of coral reefs: a case study of Pulau Payar Marine Park, Kedah, Malaysia: 108-117. In: Ahmed, M., C.K. Chong and H.S.J. Cesar (Eds.). *Economic valuation and policy priorities for sustainable management of coral reefs. WorldFish, Penang, Malaysia*. 235 p.

RECIBIDO: 11/12/2013

ACEPTADO: 06/01/2015

NOTES ON THE MARINE ALGAE OF THE INTERNATIONAL BIOSPHERE RESERVE SEAFLOWER, CARIBBEAN COLOMBIA V: FIRST STUDY OF THE ALGAL FLORA OF QUITASUEÑO BANK

Brigitte Gavio^{1,2}, Maria Alejandra Cifuentes-Ossa³ and Michael J. Wynne⁴

1 Universidad Nacional de Colombia sede Caribe. Circunvalar San Luis Free Town No. 52-44, San Andrés Isla, Colombia. bgavio@unal.edu.co

2 Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Departamento de Biología, Ciudad Universitaria, Bogotá, Colombia.

3 Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. Carrera 32 No. 12-00 Chapinero, Vía Candelaria, Palmira, Valle del Cauca, Colombia. macifuentes@unal.edu

4 University of Michigan Herbarium, Ann Arbor, MI 48108, USA. mwynne@umich.edu

ABSTRACT

During a biodiversity expedition to the northern cays of the Archipelago of San Andrés, Old Providence and Saint Catalina, we collected macroalgal samples along Quitasueño Bank, a submerged 60 km-long coralline bank. This is the first phycological study on the bank. We present a preliminary list of 76 macroalgae, including ten species of cyanobacteria. Fifteen of these taxa are new records for Colombia, and an additional nine are new records for the Archipelago. With this preliminary study, we increase the number of taxa in the macroalgal flora of this region of Colombia by 10.1%.

KEY WORDS: Biodiversity, Colombia, Marine algae, New records, Quitasueño.

RESUMEN

Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano V: primer estudio preliminar sobre la flora macroalgal del banco Quitasueño. En el marco de una expedición científica a los cayos del norte del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se colectaron muestras de macroalgas en el banco Quitasueño, un banco coralino sumergido de 60 km de longitud. Este es el primer estudio ficológico del banco. Se presenta una lista preliminar de 75 macroalgas, incluyendo 10 especies de cianobacterias. Quince de estas especies son nuevos registros para Colombia, y nueve especies adicionales son nuevos registros para el archipiélago. Con este estudio preliminar, se aumenta en 10.1% la biodiversidad de macroalgas de este departamento de Colombia.

PALABRAS CLAVES: Biodiversidad, Colombia, Algas marinas, Nuevos registros, Quitasueño.



INTRODUCTION

The Archipelago of San Andrés, Old Providence and Saint Catalina is one of the most pristine marine regions of the Caribbean (Friedlander *et al.*, 2003) and harbors a largely unexplored biodiversity (e.g. Albis-Salas and Gavio, 2011; Ortiz and Gavio, 2012; Reyes-Gómez *et al.*, 2013). It is situated in the southwestern Caribbean Sea, off the continental shelf of Nicaragua, and since 1822 has been part of the Republic of Colombia (Díaz *et al.*, 1996). It encompasses three inhabited islands and several cays, banks and atolls for a total marine extension of almost 350,000 km². In 2000 this region was declared the International Biosphere Reserve Seaflower, and it is now the 10th largest marine reserve in the world. The International Court of Justice in The Hague assigned approximately 53.6% of the marine territory of the Archipelago to Nicaragua (Bolaño and Acosta, 2013), in November 19th 2012, after an 11-year-long dispute, leaving two of the three northern cays, Quitasueño Bank and Roncador Bank, to Colombia, surrounded by Nicaraguan waters (Figure 1). The ultimate fate of the Reserve is uncertain because it cannot be predicted how those isolated cays will be managed. Quitasueño Reef (14° 28'N, 81° 07'W) (also called Queen reef by the raizal population of the Archipelago), located about 70 km north of Old Providence Island, is the largest reef complex of the Archipelago. The bank is about 60 km long in a NNE direction and 10-20 km wide (Díaz *et al.*, 1996). There is no emerged cay near the bank, although there is a lighthouse close to the northern end of the bank. Despite the intense fishing activity historically undertaken in the area, this bank has been the subject of little scientific exploration, with its biodiversity not well known. Sánchez *et al.* (2005) reported high coral cover in Quitasueño, comparable to the best conserved coral habitats in the Caribbean. To date, no phycological studies have been undertaken on this bank. In September 2011, the Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe, Coralina, and the regional government unified efforts to undertake a scientific exploration of the northern Cays, Quitasueño, Serrana, and Roncador. We herein present preliminary results of the macroalgal collection taken from Quitasueño.

MATERIALS AND METHODS

Quitasueño is located 70 km north of Old Providence Island. With a length of 60 km and a width of 10-20 km, it is the largest reef complex of the Archipelago, with no conspicuous emerged area. The fore reef, where most of the wave energy is discharged, extends for about 40 km in a north-south direction.

RESULTS AND DISCUSSION

We report a total of 75 species: 10 species of Cyanophyta, 35 Rhodophyta, 11 Phaeophyceae and 19 Chlorophyta (Table 1). The families with the highest species number were Udoteaceae (9), Rhodomelaceae (8) and Dictyotaceae (8). The most common species were *Moorea producens*, which was very abundant as an epiphyte on other algae, *Lobophora variegata*, and *Hydrolithon farinosum*. Of these taxa, 9 species are new records for the Archipelago and an additional 15 are new records for Colombia; 12% of the taxa recorded in the present paper are new additions for the local marine flora, while 20% are new records for Colombia. With this preliminary study, we increase the marine flora biodiversity of the archipelago by 10.1%. Díaz-Pulido and Bula-Meyer (1997) reported a total of 171 taxa from the other atolls and cays of the Archipelago. Despite the scarcity of studies, the marine flora of the Archipelago appears to be much richer than previously recorded (Albis-Salas and Gavio, 2011; Ortiz and Gavio, 2012; Gavio *et al.*, 2013; Reyes-Gómez *et al.*, 2013), and can be compared to other well studied Caribbean reef complexes (Díaz-Pulido and Bula-Meyer, 1997). Particular attention should be given to the cyanobacterial flora of the bank. Some of these species, such as *Heteroleibleinia epiphytica*, *Oxynema acuminatum*, *Phormidium crassior*, and *Oscillatoria meneghiniana*, are reported for the first time in the Caribbean Sea. Although molecular analysis is necessary to determine any cryptic species, the specimens that we observed fit well the morphological descriptions of the mentioned taxa. In the field, we observed extensive mats covering all substrates, from sand to coral and macroalgae. The generic name *Moorea* Engene *et al.* (2012) is a later homonym and thus illegitimate; because the two previous uses of this name are not in current usage [the original one having been rejected], Wynne (2013) has formally proposed that the name *Moorea* Engene *et al.* be conserved.

We wish to recognize the var. *laxa* of *Heterosiphonia crispella* because we see the taxonomic value of accepting Børgesen's (1919) original arguments for treating this infraspecific taxon as worth accepting because of the difference

Table 1. Species list of macroalgae found in Quitasueño Bank. *denotes new records for the Archipelago, ** denotes new records for Colombia.

TAXON	EST 1	EST 2	EST 3	OBSERVATIONS
CYANOPHYCEAE				
Rivulariaceae				
<i>Calothrix aeruginea</i> Bornet & Flahault	x			
Oscillatoriaceae				
<i>Lyngbya confervoides</i> Gomont	x			Epiphyte on <i>Halimeda tuna</i>

Continuation, Table 1.

TAXON	EST 1	EST 2	EST 3	OBSERVATIONS
<i>Moorea producens</i> Engene <i>et al.</i>	x	x	x	very common
<i>Spirulina meneghiniana</i> Zanardini ex Gomont**	x			
Phormidiaceae				
<i>Heteroleibleinia epiphytica</i> Komárek in Anagnostidis **	x			Epiphyte on <i>Lobophora variegata</i>
<i>Oxynema acuminatum</i> (Gomont) Chatchawan <i>et al.</i> **	x		x	very abundant
<i>Phormidium</i> cf. <i>dimorphum</i> Lemmermann			x	very abundant
<i>Phormidium crassior</i> (Behre) Anagnostidis**	x			very abundant
<i>Symploca hydnoides</i> Gomont**	x			
Pseudoanabaenaceae				
<i>Leibleinia epiphytica</i> (Hieronymus) Compère**	x	x		Epiphyte on <i>Halimeda tuna</i> and <i>Dictyota bartayresiana</i>
RHODOPHYCEAE				
Stylonemataceae				
<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) K.M. Drew	x		x	Epiphyte on <i>Halimeda tuna</i>
Colaconemataceae				
<i>Colaconema hallandicum</i> (Kylín) Afonso-Carillo, Sanson, Sangil & Díaz-Villa	x			Epiphyte on <i>Halimeda tuna</i>
Corallinaceae				
<i>Amphiroa fragilissima</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux		x		
<i>Amphiroa rigida</i> J.V. Lamouroux	x			
<i>Hydrolithon farinosum</i> (J.V. Lamouroux) Penrose & Y.M. Chamberlain	x	x	x	Epiphyte on <i>Valonia ventricosa</i> and <i>Lobophora variegata</i>
Gelidiellaceae				
<i>Parviphyicus setaceus</i> (Fedmann) Afonso-Carillo, Sanson, Sangil & Díaz-Villa**		x		
Galaxauraceae				
<i>Galaxaura rugosa</i> (J. Ellis & Solander) J. V. Lamouroux	x			
Bonnemaisoniaceae				
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan*	x			"Falkenbergia" stage
Champiaceae				
<i>Champia</i> sp.		x		
<i>Champia parvula</i> var. <i>prostrata</i> L.G. Williams**		x		
Rhodymeniaceae				
<i>Botryocladia</i> sp.		x		

Continuation, Table 1.

TAXON	EST 1	EST 2	EST 3	OBSERVATIONS
<i>Coelothrix irregularis</i> (Harvey) Børgesen	x	x		
Ceramiaceae				
<i>Centroceras gasparrinii</i> (Meneghini) Kützing	x			
<i>Centroceras</i> sp.	x			
<i>Ceramium</i> sp.		x		
<i>Gayliella transversalis</i> (Collins & Hervey) T.O. Cho et Fredericq**	x			
Wrangeliaceae				
<i>Anotrichium tenue</i> (C. Agardh) Nägeli	x			
<i>Griffithsia globulifera</i> Harvey ex Kützing*	x			carposporophytic
<i>Griffithsia schousboei</i> Montagne in Webb			x	
<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne			x	
<i>Wrangelia bicuspidata</i> Børgesen**			x	
Dasyaceae				
<i>Dasya rigidula</i> (Kützing) Ardissone*			x	
<i>Dasya</i> sp.1	x			Epiphyte on <i>Halimeda goreau</i>
<i>Dasya</i> sp. 2	x			
<i>Heterosiphonia crispella</i> var. <i>laxa</i> (Børgesen) Wynne*	x			
Delesseriaceae				
<i>Hypoglossum simulans</i> M.J. Wynne, I.R. Price & D.L. Ballantine*	x			
<i>Nitophyllum adhaerens</i> M.J. Wynne**	x			
Rhodomelaceae				
<i>Chondria baileyana</i> (Montagne) Harvey*	x			Epiphyte on <i>Halimeda goreau</i>
<i>Chondria cnicophylla</i> (Melvill in Murray) De Toni	x			
<i>Chondria floridana</i> (Collins) M. Howe in W.R. Taylor**	x			
<i>Chondria leptacremom</i> (Melvill in Murray) De Toni		x		
<i>Lophocladia trichocladus</i> (C. Agardh) F. Schmitz*			x	
<i>Neosiphonia tongatensis</i> (Harvey in Kützing) M.S. Kim et I. K. Lee**		x		
<i>Polysiphonia</i> sp.	x			

Continuation, Table 1.

TAXON	EST 1	EST 2	EST 3	OBSERVATIONS
<i>Yuzurua poiteaui</i> (J.V. Lamouroux) Martin-Lescanne				
		x		
PHAEOPHYCEAE				
Dictyotaceae				
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützing) De Paula & De Clerck	x			
<i>Dictyota bartayresiana</i> J.V. Lamouroux	x	x		very abundant
<i>Dictyota pulchella</i> Hörnig & Schnetter	x	x		very abundant
<i>Dictyota</i> sp.	x			
<i>Dictyopteris delicatula</i> J.V. Lamouroux	x			
<i>Lobophora variegata</i> (J.V. Lamouroux) Womersly ex E.C. Oliveira	x	x	x	very abundant
<i>Padina sanctae-crucis</i> Børgesen	x			Epiphyte on <i>Dictyota bartayresiana</i>
<i>Styopodium zonale</i> (J.V. Lamouroux) Papenfuss	x			
Sargassaceae				
<i>Sargassum acinarium</i> (Linnaeus) Setchell*	x			
<i>Sargassum polyceratum</i> var. <i>ovatum</i> (Collins) W.R. Taylor	x	x		
<i>Turbinaria turbinata</i> (Linnaeus) Kuntze	x	x		
CHLOROPHYCEAE				
Ulvaceae				
<i>Ulva flexuosa</i> subsp. <i>paradoxa</i> (C. Agardh) M.J. Wynne	x			Epiphyte on <i>Avrainvillea asarifolia</i> f. <i>olivacea</i>
Anadyomenaceae				
<i>Anadyomene soldanhae</i> A.B. Joly & E.C. Oliveira		x		
Cladophoraceae				
<i>Chaetomorpha gracilis</i> Kützing	x			
<i>Chaetomorpha minima</i> Collins & Hervey	x			Epiphyte on <i>Halimeda tuna</i>
<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützing**	x			
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützing	x			
<i>Valonia ventricosa</i> J. Agardh	x	x		
Caulerpacaeae				
<i>Caulerpa cupressoides</i> (Vahl) C. Agardh	x	x		

Continuation, Table 1.

TAXON	EST 1	EST 2	EST 3	OBSERVATIONS
<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsskål) J. Agardh		x		
<i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>lamourouxii</i> (Turner) Weber-van Bosse*	x			
Udoteaceae				
<i>Avrainvillea asarifolia</i> f. <i>olivacea</i> D.S. Littler & M.M. Littler	x			
<i>Halimeda goreau</i> W.R. Taylor	x	x		epiphytized
<i>Halimeda opuntia</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux	x			
<i>Halimeda tuna</i> (J.Ellis & Solander) J.V. Lamouroux	x	x		epiphytized
<i>Penicillus capitatus</i> Lamarck	x	x		
<i>Penicillus dumetosus</i> (J.V. Lamouroux) Blainville			x	
<i>Udotea caribaea</i> D.S. Littler & M.M. Littler			x	
<i>Udotea dixonii</i> D.S. Littler & M.M. Littler			x	
<i>Udotea luna</i> D.S. Littler & M.M. Littler	x			

from the nominate variety in terms of the number of pericentral cells (4 vs. 5-6) and its more slender and softer habit in contrast to the squarrose habit of var. *crispella*. Lipkin and Silva (2002) did not recognize var. *laxa* because they regarded it as a “shaded-habitat ecophene”. Rull Lluçh (2002) observed var. *laxa* to grow rather deep and in sheltered places and var. *crispella* to occur in exposed sites and near the surface. He also said that they showed the same ecology on the Namibian coast and because they are “difficult to distinguish”, he thought that they should be considered a single taxon. But others, such as Schneider and Searles (1991) and Fernández-García *et al.* (2011), continue to accept var. *laxa*.

Coral cover in Quitasueño was rather low (Abril and Arango, 2012), especially if compared to former studies (Sánchez *et al.*, 2005), suggesting a deterioration of the bank ecosystem. Considering that cyanobacteria are becoming increasingly prominent in declining reefs, that they may actively inhibit coral recruitment (Chapry *et al.*, 2012), and that cyanobacterial mats may be toxic to scleractinian corals and are able to kill live coral tissue (Titlyanov *et al.*, 2007), the extensive mats observed in Quitasueño may be an indicator of coral demise. However, it is necessary to carry out monitoring studies to establish the seasonality, distribution and extension of these cyanobacterial mats, in order to understand better the ecosystem dynamics of this reef.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to all the people participating in the cruise: we wish to thank Captain Spencer Chow and all his crew, especially Monroy Hooker; Margarita Albis-Salas and Elizabeth Galeano, members of the algae group; Martha Manrique, Maria Fernanda Maya, Daniele Florio, Heins Bent, Alfredo Abril, Leonardo Arango, Arturo Acero, Anthony Rojas, Trisha Forbes, Jairo Lasso, and Samuel Ward. We acknowledge Anthony Rojas for providing the map of Quitasueño reef. This research was funded by the Convenio Interadministrativo 027 de 2011, Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe (UNC), Coralina and Gobernación Departamental de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Additional financial support was provided by UNC through the projects Hermes # 12617 and # 12386. Financial support to MACO was provided through the program of Movilidad Intersedes de la Sede Caribe, financed through the project Quipú No. 20101003960.

LITERATURE CITED

- Abril, A. and L. Arango. 2012. Evaluación de la comunidad coralina de Serrana, Quitasueño y Roncador, zona norte del AMP. pp. 39-49. In: Gavio, B. (Ed.). Informe final Convenio Interadministrativo No. 027 de 2011, celebrado entre el Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina –CORALINA-, y la Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, San Andrés. 59 p.
- Albis-Salas, M. and B. Gavio. 2011. Notes on marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombian I: New records of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum*. Bot. Mar., 54: 537-543.
- Bolaño, N. and A. Acosta. 2013. ¿Qué perdió Colombia con el fallo de La Haya? Rev. Javeriana, 792: 56-62.
- Børgesen, F. 1919. The marine algae of the Danish West Indies. Part 3. Rhodophyceae (5). Dansk Botanisk Arkiv, 3: 305-368.
- Charpy, L., B.E. Casareto, M.J. Langlade and Y. Suzuki. 2012. Cyanobacteria in coral reef ecosystems: a review. J. Mar. Biol., 2012 Article ID 259571, 9 p. doi:10.1155/2012/259571
- Dawes, C.J. and A.C. Mathieson. 2008. The seaweeds of Florida. University Press of Florida, Gainesville, USA. 656 p.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J.A. Sánchez and S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano. I. Complejos arrecifales oceánicos. Serie Publicaciones Especiales Invemar, 2. 83 p.
- 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.



- Engene, N., E.C. Rottacker, J. Kastovsky, T. Byrum, H. Choi, M.H. Ellisman, J. Komárek and W.H. Gerwick. 2012. *Moorea producens* gen. nov., sp. nov. and *Moorea bouillonii* comb. nov., tropical marine cyanobacteria rich in bioactive secondary metabolites. *Internatl. J. System. Evol. Microbiol.*, 62: 1171-1178.
- Fernández-García, C., R. Riosmena-Rodríguez, B. Wysor, O.L. Tejada and J. Cortés. 2011. Checklist of the Pacific marine macroalgae of Central America. *Bot. Mar.*, 54: 53-73.
- Friedlander, A., J. Sladek Nowlis, J.A. Sánchez, R. Appeldoorn, P. Usseglio, C. McCormick, S. Bejarano and A. Mitchell-Chui. 2003. Designing effective marine protected areas in Seaflower Biosphere Reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conserv. Biol.*, 17: 1769-1784.
- Gavio, B., V.P. Reyes-Gómez and M.J. Wynne. 2013. *Crouania pumila* sp. nov. (Callithamniaceae: Rhodophyta), a new species of marine red algae from the Seaflower International Biosphere Reserve, Caribbean Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 61: 1015-1023.
- Komárek, J. and K. Anagnostidis. 2005. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoproaryota: 2. Teil/2nd Part: Oscillatoriales. Vol. 19. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, Munich. 759 p.
- Lipkin, Y. and P.C. Silva. 2002. Marine algae and seagrasses of the Dahlak Archipelago, southern Red Sea. *Nova Hedw.*, 75: 1-90.
- Littler, D.S. and M.M. Littler. 2000. Caribbean reef plants. OffShore Graphics, Washington D.C. 542 p.
- Ortiz, J.F. and B. Gavio. 2012. Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia II: Diversity of drift algae in San Andres Island, Caribbean Colombia. *Caribb. J. Sci.*, 46: 313-321.
- Reyes-Gómez, V., B. Gavio and H. Velásquez. 2013. Notes on the marine algae of the international biosphere reserve Seaflower, Caribbean Colombia III. New records of Cyanophyta. *Nova Hedw.*, 97: 349-360.
- Rull Lluch, J. 2002. Marine benthic algae of Namibia. *Scientia Mar.*, 66(Suppl. 3): 5-256.
- Sánchez, J.A., V. Pizarro, A.R. Acosta-de Sánchez, P.A. Castillo, P. Herrón, J.C. Martínez, P. Montoya and C. Orozco. 2005. Evaluating coral reef benthic communities in remote Caribbean atolls (Quitasueño, Serrana, and Roncador banks) to recommend marine-protected areas for the Seaflower Biosphere Reserve. *Atoll Res. Bull.*, 531: 1-66.
- Schneider, C.W. and R.B. Searles. 1991. Seaweeds of the southeastern United States, Cape Hatteras to Cape Canaveral. Duke University Press, Durham and London. iv + 553 p.
- Titlyanov, E.A., I.M. Yakovleva and T.V. Titlyanova. 2007. Interaction between benthic algae (*Lyngbya bouillonii*, *Dictyota dichotoma*) and scleractinian coral *Porites lutea* in direct contact. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 342: 282-291.
- Wynne, M.J. 2013. (2175) Proposal to conserve the name *Moorea* Engene & al. (*Cyanophyceae*). *Taxon*, 62: 830.

RECEIVED: 01/08/2013

ACCEPTED: 21/04/2015

LISTA DE PECES CONOCIDOS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA, RESERVA DE BIOSFERA SEAFLOWER, CARIBE OCCIDENTAL COLOMBIANO

Nacor Bolaños-Cubillos¹, Alfredo Abril-Howard², Heins Bent-Hooker³, Juan Pablo Caldas⁴ y Arturo Acero P.^{5}*

- 1 Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina -CORALINA, San Andrés, Colombia. areas.protegidas@coralina.gov.co*
- 2 Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, San Andrés, Colombia. alfredoabril@hotmail.com*
- 3 Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá, Colombia. benthoo@hotmail.com*
- 4 Conservation International, Bogotá, Colombia. jcaldas@conservation.org*
- 5 Instituto de Estudios en Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. aacerop@unal.edu.co (*autor de correspondencia)*

RESUMEN

El archipiélago colombiano de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe occidental) fue declarado Reserva de Biosfera Seaflower en 2000 por Unesco. Para aportar en el conocimiento de línea de base de la Reserva se generó un listado de especies de peces. Para ello se revisó la literatura, publicada y gris, aparecida en los últimos 70 años; así mismo, se utilizaron datos originales provenientes de censos visuales y evaluaciones pesqueras. Un total de 653 especies de peces pertenecientes a 121 familias son registradas para la región; 17 de esas especies son nuevos récords para el archipiélago. La principal riqueza se encuentra en la isla de Providencia (487 especies). La región se destaca como un importante reservorio de biodiversidad en el Gran Caribe.

PALABRAS CLAVE: Ictiofauna, Biodiversidad, Reserva de la Biosfera Seaflower, Atlántico Occidental Tropical.

ABSTRACT

List of fishes known from San Andrés, Old Providence and Saint Catalina Archipelago, Biosphere Reserve Seaflower, Western Colombian Caribbean. The western Caribbean Colombian archipelago of San Andrés and Old Providence and Saint Catalina includes the Seaflower Biosphere Reserve, declared in 2000 by UNESCO. In order to contribute to the Reserve natural resources baseline, a list of fishes is presented herein, reviewing published and grey literature about the fish fauna of the region appearing in the last 70 years; original data coming from visual censuses and fisheries evaluation were included as well. A total of 653 fish species, distributed in 121 families, are reported from the area; 17 of those species are new records for the islands. The main richness has been detected in Old Providence Island (487 species). The importance of the archipelago as a biodiversity reservoir in the Grand Caribbean is remarked.



INTRODUCCIÓN

El archipiélago colombiano de San Andrés, Providencia y Santa Catalina incluye tres islas principales, pobladas por habitantes raizales y provenientes del territorio continental colombiano, seis islas pequeñas originadas en atolones, ocupadas por personal militar colombiano, y varios bajos sumergidos. Su área submarina comprende a la Reserva de la Biosfera Seaflower, con una extensión de 180000 km², declarada como tal por Unesco en 2000 por su elevada biodiversidad y riqueza ecosistémica. Sin embargo, el conocimiento de la ictiofauna existente en el archipiélago es aun fragmentario y no existe una recopilación actualizada de esa riqueza. Las primeras colectas de peces en el área se realizaron dentro de las labores de expediciones estadounidenses, cuyo material se halla depositado en instituciones de ese país, particularmente en la Academia de Ciencias de Filadelfia (Fowler, 1944, 1950). Investigadores de Estados Unidos continuaron visitando el archipiélago a mediados del siglo XX en el marco de diferentes expediciones, con resultados publicados o aun inéditos (Burgess, 1965; Birdsong y Emery, 1967; Bullis y Strushaker, 1970). Barriga *et al.* (1969) y Ben-Tuvia y Ríos (1970) publicaron los informes de las primeras visitas de carácter científico hechas por investigadores colombianos a diferentes localidades en el área. La siguiente etapa de aportes nacionales al conocimiento de la ictiofauna del mar sanandresano se remonta a la década de los años 80 del siglo pasado (Garzón y Acero, 1983; Victoria y Gómez, 1984; Gómez y Victoria, 1986); se adicionan tesis sobre ictioplancton efectuadas con material colectado en el área (Godoy y Escobar, 1984; Lara y Cabra, 1984). De ahí en adelante vino la época más productiva de investigación en este tema, incluyendo los aportes de Mejía *et al.* (1998), Mejía y Garzón-Ferreira (2000), Caldas (2002), Dahlgreen *et al.* (2003), Ochoa (2003), Reyes-Nivia *et al.* (2004), Bolaños (2006, 2012), Ballesteros (2007), Castro-González y Ballesteros-Galvis (2009), Abril-Howard *et al.* (2010), Bolaños *et al.* (2010), Acero *et al.* (2011), Mejía-Falla *et al.* (2011), Bent *et al.* (2012), Bruckner (2012), Lasso *et al.* (2015) y Vega-Sequeda *et al.* (2015). La meta de este trabajo es sintetizar la información existente y aportar nueva, presentando una lista actualizada de los peces de hábitos principalmente neríticos y epipelágicos conocidos del departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.

MATERIAL Y MÉTODOS

El archipiélago ocupa una porción importante del mar Caribe, entre los meridianos 82° y 86° W y los paralelos 12° y 16° N e incluye alrededor del 77% de las

formaciones coralinas de Colombia (Figura 1). Para efectos de este trabajo, se dividió el área de estudio en cinco subáreas: islas del sur (Albuquerque y Courtown o Bolívar), isla de San Andrés, islas de Providencia y Santa Catalina, islas del norte (Quitasueño, Serrana y Roncador) e islas remotas (Serranilla y bajos Alicia y Nuevo). La lista está basada en los registros de las referencias citadas previamente, así como en la exploración de los autores, la cual comenzó a finales de 1980 con la Expedición Providencia I organizada por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar). Todo el material recolectado durante dicha salida de campo se halla depositado en la colección de peces del Museo de Historia Natural Marina de Invemar, Santa Marta. Posteriormente, la labor de recolección de material e información ha continuado prácticamente sin interrupción. Así mismo, se han incluido 117 registros basados en la reciente publicación digital de Robertson y Van Tassell (2015). Finalmente, se aceptan cuatro registros de larvas de peces, basados en las tesis de ictioplancton mencionadas anteriormente. La nomenclatura específica utilizada sigue la de la American Fisheries Society (Page *et al.*, 2013) y del catálogo de peces de la Academia de Ciencias de California (Eschmeyer, 2014); se sigue la clasificación propuesta por Betancur *et al.* (2013) para peces óseos y la de Page *et al.* (2013) para peces cartilaginosos.

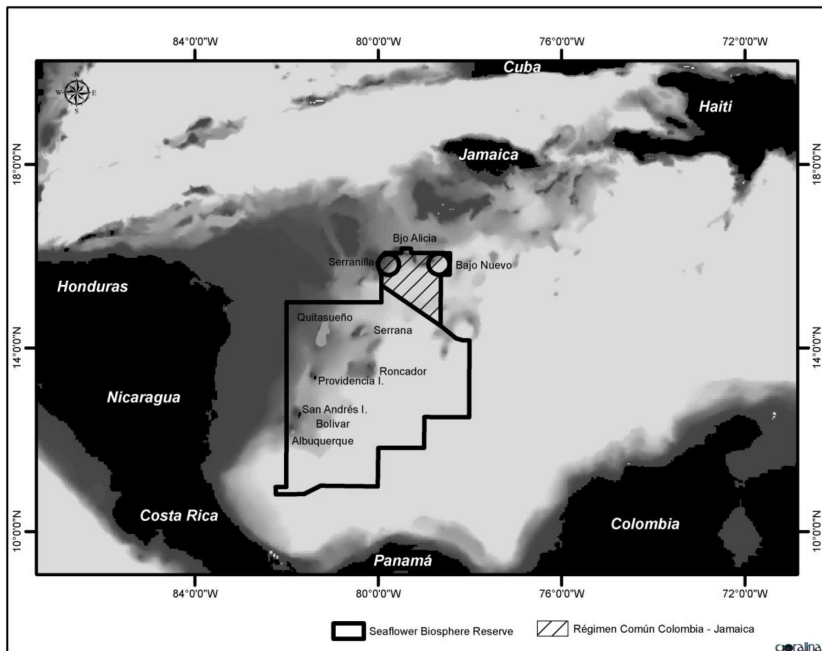


Figura 1. Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, indicando la posición de todas las islas y bajos mencionados en el texto (elaborada por Coralina).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presenta una lista de 653 especies de peces conocidas del archipiélago (Anexo 1) agrupadas en 121 familias. La riqueza está concentrada en la isla de Providencia (487 especies), seguida por valores intermedios para tres de las otras áreas (islas del sur, San Andrés e islas del norte, 336-427 especies) y relativamente bajos para las islas y bajos distantes (210 especies). Un total de 17 especies se listan por vez primera para el archipiélago en este trabajo, por lo que se constituyen en nuevos registros. La elevada riqueza conocida para Providencia obedece, a nuestro juicio, básicamente a tres factores: (1) la presencia de algunas especies (alrededor de 15) con afinidades continentales en razón a los varios cursos de agua dulce que desembocan en el mar, (2) la mayor extensión de su plataforma insular y (3) el uso de colectantes especiales para completar sus inventarios durante dos expediciones de mediados del siglo pasado. Esta situación se hace evidente analizando la riqueza de siete familias crípticas y/o de difícil taxonomía (Engraulidae, Apogonidae, Gobiidae, Syngnathidae, Gobiesocidae, Chaenopsidae y Labrisomidae). De esas familias se conocen 133 especies de Providencia contra 102 de las otras cuatro subáreas combinadas.

La riqueza de los cayos meridionales (336 especies) y de los septentrionales (377 especies) es básicamente equivalente, no solo en número de especies sino en composición, aunque los primeros están más cercanos a San Andrés, el principal centro urbano, y por ello son de más fácil acceso. A pesar de la enorme extensión arrecifal existente en la isla de San Andrés, no se han realizado recolectas extensivas ni intensivas, por lo que su riqueza puede estar siendo subestimada (427 especies). Igualmente, la cifra de especies conocidas de los cayos remotos está subestimada, dados su extensión y cubrimiento coralino. La riqueza combinada de las cuatro subáreas distintas a Providencia es de 563 especies, cifra no muy superior a la conocida de dicha isla. Si se acepta que falte aun por inventariar 10% de la ictiofauna, es posible que la riqueza total de la fauna íctica del archipiélago alcance una cifra cercana a 718 especies, lo cual probablemente la constituiría en la región más rica del Gran Caribe.

Finalmente, 239 especies (37%), incluyendo al scorpaenido invasor *Pterois volitans*, son conocidas de al menos cuatro de las cinco localidades consideradas. Esto es particularmente cierto para aquellas familias conspicuas de peces arrecifales, tales como Holocentridae, Pomacentridae, Haemulidae, Lutjanidae, Pomacanthidae, Labridae, Chaetodontidae, Diodontidae, Balistidae, Ostraciidae, Acanthuridae, Kyphosidae y Serranidae, o epipelágicas como Scombridae y Belonidae. En general, considerando principalmente las familias

mencionadas, la ictiofauna del archipiélago es típica de las áreas arrecifales caribeñas. Sin embargo, existe un número relativamente bajo (alrededor de veinte) de especies restringidas al sector occidental del mar Caribe, principalmente en las familias Ophidiidae, Gobiidae, Poeciliidae, Chaenopsidae, Labrisomidae y Serranidae, que tienen poblaciones importantes en la región, lo cual aumenta la importancia de la Reserva de Biosfera Seaflower y la urgente necesidad de su adecuada conservación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha beneficiado del esfuerzo de numerosos pescadores, investigadores, estudiantes y aficionados. Nuestras instituciones, en particular la Corporación Ambiental Coralina y la Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe (UNC), facilitaron parte del tiempo laboral de los autores para su elaboración. Destacamos la colaboración de Fabián García (Centro de Buceo Blue Life), Nicasio Howard, Juan Sebastián López, Fernando Mancera, Carlos Orozco, Alex Pérez, Adriana Santos-Martínez, Santiago Posada y Esteban Zarza. Finalmente a la Expedición Seaflower 2014 (Agencia Presidencia de Cooperación Internacional de Colombia y Comisión Colombiana del Océano) cuando se colectaron datos y registros adicionales. Contribución No. 412 del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar, Cecimar, de la UNC.

BIBLIOGRAFÍA

- Abril-Howard, A., N. Bolaños-Cubillos y H. Bent-Hooker. 2010. Expedición científica de recolección de datos biológicos a Serrana, Roncador y primera aproximación al conocimiento de las comunidades coralina e íctica de los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo -Colombia, sección norte de la Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe occidental. Informe Técnico Subdirección Gestión Ambiental – Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, San Andrés. 105 p.
- Acero P., A., H. Bent, M.F. Maya, A. Santos-Martínez y O. Sierra Rozo. 2011. Informe Expedición a los bancos del norte: Quitasueño, Roncador y Serrana. Componente ictiofauna asociada a corales y pastos. Riqueza, abundancia y diversidad íctica en los bancos Quitasueño, Roncador y Serrana, norte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – RB Seaflower. Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, San Andrés. 32 p.
- Ballesteros, C. 2007. La pesquería industrial de tiburones en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina: una primera aproximación. Trabajo de grado Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 72 p.
- Barriga, E., J. Hernández, I. Jaramillo, R. Jaramillo, L.E. Mora, P. Pinto y P.M. Ruiz. 1969. La isla



- de San Andrés: contribución al conocimiento de su ecología, flora, fauna y pesca. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 152 p.
- Ben-Tuvia, A. y C.E. Ríos. 1970. Informe de un crucero B/I Chocó a la isla de Providencia y los bancos adyacentes de Quitasueño y Serrana en territorios insulares de Colombia. Com. PNUD-FAO-Inderena, 1(2): 9-45.
- Bent, H., A. Abril-Howard, N. Bolaños–Cubillos, y E. Taylor-Jay. 2012. Abundancia de peces en los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo, Reserva de Biósfera Seaflower de Colombia. *Rev. Mar. Cost.*, 4: 33-49.
- Betancur-R., R., E. Wiley, M. Miya, G. Lecointre, N. Bailly y G. Ortí. 2013. New and revised classification of bony fishes versión 2. http://www.deepfin.org/Classification_v2.htm. 17/10/2014
- Birdsong, R.S. y A.R. Emery. 1967. New records of fishes from the western Caribbean. *Quart. J. Fla. Acad. Sci.*, 30(3): 187-196.
- Bolaños, N. 2006. Variaciones espaciales y temporales en la estructura de la comunidad de peces arrecifales de la isla de San Andrés y su relación con el estado de los arrecifes. Tesis de Biólogo, Universidad del Valle, Cali. 67 p.
- Bolaños, N. 2012. Participación en la parte colombiana de la Global Reef Expedition, desarrollada en Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo, Reserva de Biosfera Seaflower, Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – Colombia (con tránsito por Jamaica). Informe Técnico Subdirección Gestión Ambiental – Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, San Andrés. 10 p
- Bolaños, N., H. Bent, A. Abril, C. Sánchez, N. Howard y E. Taylor. 2010. Riqueza y abundancia íctica de los complejos arrecifales de Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo; Reserva de Biosfera Seaflower. Book of Abstracts – 63 Gulf & Caribbean Fisheries Institute- San Juan de Puerto Rico
- Bruckner, A. 2012. Global Reef Expedition: San Andrés Archipelago, Colombia. Field Report. April 9-24, 2012. Khaled bin Sultan Living Oceans Foundation, Landover, EE.UU. 52 p
- Bullis, H.R. y P.J. Struhsaker. 1970. Fish fauna of the western Caribbean upper slope. *Quart. J. Fla. Acad. Sci.* 33(1): 43-76.
- Burgess, G.H. 1965. Fish fauna of Old Providence and Grand Cayman. M.Sc. Thesis, Gainesville, EE.UU.
- Caldas Aristizábal, J.P. 2002. Ictiofauna acompañante de la pesca industrial con palangre horizontal de fondo en los bancos y bajos de la zona norte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe colombiano. Tesis Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 123 p.
- Castro-González, E. y C.A. Ballesteros-Galvis. 2009. Estado del conocimiento de tiburones, rayas y quimeras en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Caribe insular colombiano: 13-38. En Puentes, V., A.F. Navia, P.A. Mejía-Falla, J.P. Caldas, M.C. Diazgranados y F. Zapata (Eds.) Avances en el conocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Colombia. Fundación Squalus, Bogotá. 245 p.
- Dahlgren, C., E. Arboleda, K.L. Buch, J.P. Caldas, S. Posada y M. Prada. 2003. Characterization of reef-fish diversity, community structure, distribution and abundance on three southwestern Caribbean atolls: Quitasueño, Serrana, and Roncador Banks (Seaflower Biosphere Reserve),

- Archipelago of San Andrés and Old Providence, Colombia. Technical report. CORALINA & The Ocean Conservancy, San Andrés. 43 p.
- Eschmeyer, W.N. (Ed.). 2014. Catalog of fishes: genera, species, references. <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. 29/03/2014.
- Fowler, H.W. 1944. Results of the Fifth Vanderbilt Expedition (1941). The fishes. Monogr. Acad. Nat. Sci. Phila., 6: 57-529.
- Fowler, H.W. 1950. Results of the Catherwood-Chaplin West Indies Expedition, 1948. Part III. The fishes. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 102: 69-93.
- Garzón, J. y A. Acero P. 1983. Notas sobre la pesca y los peces comerciales de la isla de Providencia (Colombia) incluyendo nuevos registros para el Caribe occidental. Car. J. Sci., 19(3-4): 9-19.
- Godoy, D. y J. Escobar. 1984. Descripción, distribución y abundancia del ictioplancton para el archipiélago de San Andrés y Providencia (Crucero Océano V Área I. Septiembre-octubre, 1981. Tesis Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 479 p.
- Gómez, D.P. y P. Victoria. 1986. Peces de la isla de San Andrés y noreste de la isla de Providencia (mar Caribe de Colombia): inventario en arrecifes coralinos, praderas marinas y aguas costeras. Bol. Ecológica, 13: 41-85.
- Lara, G. y H. Cabra. 1984. Dinámica y distribución de larvas y juveniles de peces de las especies pelágicas de interés comercial en el archipiélago de San Andrés y Providencia (cruceros Océano VI, VII, VIII Área I, 1983-1984). Reconocimiento preliminar. Tesis Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Cartagena. 150 p.
- Lasso, C.A., F.A. Villa-Navarro, A. Acero P., P. Sánchez-Duarte, M.A. Morales-Betancourt y N. Bolaños. 2015. Peces de las aguas interiores del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Colombia: diversidad, amenazas y recomendaciones para su conservación: 277-291. En Lasso, C.A., J.F. Blanco-Libreros y P. Sánchez-Duarte (Eds.) Cuencas pericontinentales de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela: tipología, biodiversidad, servicios ecosistémicos y sostenibilidad de los ríos, quebradas y arroyos costeros. Instituto Humboldt, Bogotá. 455 p.
- Mejía, L.S. y J. Garzón-Ferreira. 2000. Estructura de la comunidad de peces arrecifales en cuatro atolones del archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe suroccidental). Rev. Biol. Trop., 48(4): 883-896.
- Mejía, L.S., J. Garzón-Ferreira y A. Acero P. 1998. Peces registrados en los complejos arrecifales de los cayos Courtown, Albuquerque y los bancos Serrana y Roncador, Caribe occidental, Colombia. Bol. Ecológica, 32: 25-42.
- Mejía-Falla, P.A., A.F. Navia y V. Puentes (Eds.) 2011. Guía para la identificación de especies de tiburones, rayas y quimeras de Colombia. Fundación Squalus, Bogotá. 338 p.
- Ochoa Cardona, V. 2003. Caracterización trófica de peces asociados a ecosistemas costeros en San Andrés isla, Caribe colombiano. Tesis Biólogo Marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 76 p.
- Page, L.M., H. Espinosa-Pérez, L.T. Findley, C.R. Gilbert, R.N. Lea, N.E. Mandrak, R.L. Mayden y J.S. Nelson. 2013. Common and scientific names of fishes from the United States, Canada, and Mexico. Séptima edición. Spec. Publ. Amer. Fish. Soc., 34, 384 p.
- Reyes-Nivia, M.C., A. Rodríguez-Ramírez y J. Garzón-Ferreira. 2004. Peces asociados a formaciones

- coralinas de cinco áreas del Caribe colombiano: listado de especies y primeros registros para las áreas. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 33: 101-115.
- Robertson, D.R. y J. Van Tassell. 2015. Shorefishes of the Greater Caribbean: online information system. Version 1.0. Smithsonian Tropical Research Institution. Balboa, Panamá.
- Vega-Sequeda, J., C.M. Díaz-Sánchez, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño, M. Díaz-Ruiz y D.I. Gómez-López. 2015. Biodiversidad marina en los cayos del norte de la Reserva de Biosfera Seaflower: bajo Nuevo, bajo Alicia y cayo Serranilla. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 44(1): 199-224.
- Victoria, P. y D.P. Gómez. 1984. Nuevos registros de peces para la isla de San Andrés (mar Caribe de Colombia). *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betún*, 14: 115-132.

RECIBIDO: 01/04/2014

ACEPTADO: 22/04/2015

Anexo 1. LISTA DE LOS PECES CONOCIDOS DEL ARCHIPIÉLAGO DE SAN ANDRÉS, PROVIDENCIA Y SANTA CATALINA, RESERVA DE BIOSFERA SEAFLOWER. Relación de las familias y especies de peces conocidos del Caribe occidental colombiano. El símbolo x indica la presencia de una determinada especie en el área de estudio y, al menos, en una de las cinco subáreas. La primera columna hace referencia a las especies citadas del archipiélago en general basadas en datos de los autores o de trabajos citados dedicados al estudio de los peces de la región (x); 117 registros se basan en Robertson y Van Tassell (2015) (R) y 4 en larvas registradas por tesisistas (L). La columna Sur presenta las especies conocidas de las islas del sur (Bolívar o Courtown y Albuquerque), la columna SAI las de la isla de San Andrés, la columna Pro las de la isla de Providencia, la columna Norte las de las islas del norte (Quitasueño, Serrana y Roncador) y la columna Remotos las de los cayos e islas remotas (Serranilla, Alicia y Nuevo). El signo * indica que la cita es un nuevo registro para el área.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Chimaeridae						
<i>Chimaera cubana</i> Howell Rivero, 1936	x			x	x	
Familia Ginglymostomatidae						
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (Bonnaterre, 1788)	x	x	x	x	x	x
Familia Rhincodontidae						
<i>Rhincodon typus</i> Smith, 1828	x	x	x	x		
Familia Lamnidae						
<i>Isurus oxyrinchus</i> Rafinesque, 1810	x	x		x		x
Familia Scyliorhinidae						
<i>Scyliorhinus retifer</i> (Garman, 1881)	R				x	
Familia Triakidae						
<i>Mustelus canis insularis</i> Heemstra, 1997	x	x			x	
Familia Carcharhinidae						
<i>Carcharhinus acronotus</i> (Poey, 1860)	x				x	
<i>Carcharhinus altimus</i> (Springer, 1950)	x				x	
<i>Carcharhinus falciformis</i> (Müller y Henle, 1839)	x			x	x	x
<i>Carcharhinus leucas</i> (Müller y Henle, 1839)	x				x	
<i>Carcharhinus limbatus</i> (Müller y Henle, 1839)	x			x	x	x
<i>Carcharhinus longimanus</i> (Poey, 1861)	x*			x*		
<i>Carcharhinus obscurus</i> Lesueur, 1818	x				x	x
<i>Carcharhinus perezii</i> (Poey, 1876)	x	x	x	x	x	x
<i>Carcharhinus plumbeus</i> Nardo, 1827	x			x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Galeocерdo cuvier</i> (Péron y Lesueur, 1822)	x	x	x	x	x	x
<i>Negaprion brevirostris</i> (Poey, 1868)	x		x		x	x
<i>Prionace glauca</i> (Linnaeus, 1758)	x*				x*	
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (Poey, 1861)	x		x	x	x	x
Familia Sphyrnidae						
<i>Sphyrna lewini</i> (Griffith y Smith, 1834)	x				x	x
<i>Sphyrna mokarran</i> (Rüppell, 1837)	x		x			x
Familia Hexanchidae						
<i>Heptranchias perlo</i> (Bonnaterre, 1788)	x				x	
<i>Hexanchus nakamurai</i> Teng, 1962	x				x	
Familia Squalidae						
<i>Squalus cubensis</i> Howell Rivero, 1936	x	x			x	
Familia Torpedinidae						
<i>Torpedo andersoni</i> Bullis, 1962	x		x			
<i>Torpedo nobiliana</i> Bonaparte, 1835	R	x				
Familia Narcinidae						
<i>Narcine bancroftii</i> (Griffith y Smith, 1834)	x		x	x		x
Familia Rhinobatidae						
<i>Rhinobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	x*				x*	x*
Familia Rajidae						
<i>Fenestraja sinuomexicanus</i> (Bigelow y Schroeder, 1950)	R				x	
<i>Leucoraja garmani</i> (Whitley, 1939)	R				x	
Familia Urotrygonidae						
<i>Urobatis jamaicensis</i> (Cuvier, 1816)	x			x	x	x
Familia Dasyatidae						
<i>Dasyatis americana</i> Hildebrand y Schroeder, 1928	x	x	x	x	x	x
Familia Myliobatidae						
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)	x	x	x	x	x	x
<i>Manta birostris</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Elopidae						
<i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus y Bowen, 2010	x		x	x		
Familia Megalopidae						
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	x		x		x	
Familia Albulidae						
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x	x	x
Familia Anguillidae						
<i>Anguilla rostrata</i> (Lesueur, 1817)	x			x		
Familia Congridae						
<i>Ariosoma balearicum</i> (Delaroche, 1809)	x	x		x		
<i>Conger esculentus</i> (Poey, 1861)	x		x		x	
<i>Conger triporiceps</i> Kanazawa, 1958	x			x		
<i>Heteroconger longissimus</i> Günther, 1870	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudophichthys splendens</i> (Lea, 1913)	R	x			x	
<i>Rhynchoconger flavus</i> (Goode y Bean, 1896)	R			x		
<i>Rhynchoconger gracilior</i> (Ginsburg, 1951)	R				x	
<i>Uroconger syringinus</i> Ginsburg, 1954	R	x				
Familia Muraenidae						
<i>Anarchias similis</i> (Lea, 1913)	R			x	x	
<i>Echidna catenata</i> (Bloch, 1795)	x		x	x	x	
<i>Enchelycore carychroa</i> Böhlke y Böhlke, 1976	x	x		x		
<i>Enchelycore nigricans</i> (Bonnaterre, 1788)	x	x	x	x	x	
<i>Gymnothorax conspersus</i> Poey, 1867	x				x	
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	x	x	x	x	x	x
<i>Gymnothorax maderensis</i> (Johnson, 1862)	x				x	
<i>Gymnothorax miliaris</i> (Kaup, 1856)	x	x	x	x	x	x
<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	R			x		
<i>Gymnothorax vicinus</i> (Castelnau, 1855)	x	x	x	x	x	



Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Uropterygius macularius</i> (Lesueur, 1825)	x			x	x	
Familia Nettastomatidae						
<i>Hoplunnis macrura</i> Ginsburg, 1951	R				x	
<i>Hoplunnis tenuis</i> Ginsburg, 1951	R		x		x	
Familia Ophichthidae						
<i>Ahlia egmontis</i> (Jordan, 1884)	x	x	x	x	x	
<i>Callechelys bilinearis</i> Kanazawa, 1952	x			x		x
<i>Callechelys guineensis</i> (Osório, 1894)	R		x			
<i>Myrichthys breviceps</i> (Richardson, 1848)	x	x	x	x	x	x
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	x			x	x	
<i>Myrophis platyrhynchus</i> Breder, 1927	R			x	x	
<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1852	x			x		
<i>Ophichthus ophis</i> (Linnaeus, 1758)	x		x		x	
<i>Ophichthus spinicauda</i> (Norman, 1922)	x				x	
Familia Chlopsidae						
<i>Chilorhinus suensonii</i> Lütken, 1852	x	x	x	x		
<i>Kaupichthys hyoproroides</i> (Strömman, 1896)	x	x	x	x	x	
<i>Kaupichthys nuchalis</i> Böhlke, 1967	x			x		
Familia Moringuidae						
<i>Moringua edwardsi</i> (Jordan y Bollman, 1889)	x		x	x	x	
Familia Clupeidae						
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	x		x	x		
<i>Harengula humeralis</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Harengula jaguana</i> Poey, 1865	x		x	x		
<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse, 1851)	x	x	x	x	x	
<i>Jenkinsia majua</i> Whitehead, 1963	x			x	x	
<i>Jenkinsia stolifera</i> (Jordan y Gilbert, 1884)	x		x	x		
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	x		x	x		
<i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847	x	x		x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Engraulidae						
<i>Anchoa cayorum</i> (Fowler, 1906)	x			x		
<i>Anchoa cubana</i> (Poey, 1868)	x			x		
<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	x			x		
<i>Anchoa lamprotaenia</i> Hildebrand, 1943	x			x	x	
Familia Argentinidae						
<i>Glossanodon pygmaeus</i> Cohen, 1958	R	x			x	
Familia Synodontidae						
<i>Saurida brasiliensis</i> Norman, 1935	R			x	x	
<i>Saurida caribbaea</i> Breder, 1927	R				x	
<i>Saurida normani</i> Longley, 1935	x				x	
<i>Synodus intermedius</i> (Spix y Agassiz, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Synodus myops</i> (Forster, 1801)	R			x		
<i>Synodus saurus</i> (Linnaeus, 1758)	R		x	x		
<i>Synodus synodus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	
Familia Chlorophthalmidae						
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> Bonaparte, 1840	R	x	x	x	x	
Familia Myctophidae						
<i>Centrobranchus nigroocellatus</i> (Günther, 1873)	L					
<i>Diaphus dumerilii</i> (Bleeker, 1856)	x	x				
<i>Diaphus lucidus</i> (Goode y Bean, 1896)	x	x				
<i>Diaphus perspicillatus</i> (Ogilby, 1898)	x	x				
<i>Myctophum affine</i> (Lütken, 1892)	x	x				
<i>Myctophum asperum</i> Richardson, 1845	L					
<i>Myctophum nitidulum</i> Garman, 1899	L					
<i>Myctophum obtusirostre</i> Täning, 1928	L					
Familia Parazenidae						
<i>Cyttopsis rosea</i> (Lowe, 1843)	R	x	x	x	x	
<i>Parazen pacificus</i> Kamohara, 1935	R	x	x		x	

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Zenionidae						
<i>Zenion hololepis</i> (Goode y Bean, 1896)	R	x	x	x	x	
Familia Grammicolepididae						
<i>Grammicolepis brachiusculus</i> (Poey, 1873)	R	x	x			
<i>Xenolepidichthys dalgleishi</i> Gilchrist, 1922	R	x	x	x	x	
Familia Steindachneriidae						
<i>Steindachneria argentea</i> Goode y Bean, 1896	R	x	x		x	
Familia Merlucciidae						
<i>Merluccius albidus</i> (Mitchill, 1818)	R	x	x	x	x	
Familia Polymixiidae						
<i>Polymixia lowei</i> Günther, 1859	x	x	x	x	x	x
Familia Berycidae						
<i>Beryx splendens</i> Lowe, 1834	R				x	
Familia Trachichthyidae						
<i>Hoplostethus occidentalis</i> Woods, 1973	R				x	
Familia Holocentridae						
<i>Flamneo marianus</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	x	x	x	x	x	x
<i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x	x	x
<i>Myripristis jacobus</i> Cuvier, 1829	x	x	x	x	x	x
<i>Ostichthys trachypoma</i> (Günther, 1859)	x				x	
<i>Plectrypops retrospinis</i> (Guichenot, 1853)	x	x	x	x		
<i>Sargocentron coruscum</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	
<i>Sargocentron poco</i> (Woods, 1965)	x			x		
<i>Sargocentron vexillarium</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
Familia Carapidae						
<i>Carapus bermudensis</i> (Jones, 1874)	x			x		
Familia Ophidiidae						
<i>Lepophidium entomelan</i> Robins, Robins y Brown, 2012	x			x	x	
<i>Lepophidium kallion</i> Robins, 1959	R				x	
<i>Lepophidium marmoratum</i> (Goode y Bean, 1885)	x				x	

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Lepophidium staurophor</i> Robins, 1959	x	x			x	
<i>Monomitopus agassizii</i> (Goode y Bean, 1896)	R	x	x			
<i>Neobythites marginatus</i> Goode y Bean, 1886	R			x	x	x
<i>Neobythites multiocellatus</i> Nielsen, Uiblein y Mincarone, 2009	R	x			x	
<i>Parophidion schmidti</i> (Woods y Kanazawa, 1951)	x			x		
<i>Petrotyx sanguineus</i> (Meek y Hildebrand, 1928)	x			x		
Familia Bythitidae						
<i>Calamopteryx goslinei</i> Böhlke y Cohen, 1966	x			x		
<i>Ogilbia boehlkei</i> Möller, Schwarzahns y Nielsen, 2005	x	x		x		
<i>Ogilbichthys puertoricensis</i> Møller, Schwarzahns y Nielsen, 2004	R			x		
Familia Apogonidae						
<i>Apogon affinis</i> (Poey, 1875)	R	x	x		x	
<i>Apogon aurolineatus</i> (Mowbray, 1927)	x	x		x		
<i>Apogon binotatus</i> (Poey, 1867)	x	x	x	x	x	x
<i>Apogon lachneri</i> Böhlke, 1959	x	x	x	x	x	
<i>Apogon leptocaulus</i> Gilbert, 1972	x			x		
<i>Apogon maculatus</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
<i>Apogon phenax</i> Böhlke y Randall, 1968	x		x	x		
<i>Apogon pillionatus</i> Böhlke y Randall, 1968	x			x		
<i>Apogon planifrons</i> Longley y Hildebrand, 1940	x		x	x		
<i>Apogon pseudomaculatus</i> Longley, 1932	x		x	x		x
<i>Apogon quadrisquamatus</i> Longley, 1934	x	x	x	x	x	
<i>Apogon robbyi</i> Gilbert y Tyler, 1997	x			x		
<i>Apogon robinsi</i> Böhlke y Randall, 1968	x			x		
<i>Apogon townsendi</i> (Breder, 1927)	x	x	x	x	x	
<i>Astrapogon puncticulatus</i> (Poey, 1867)	x		x	x	x	
<i>Astrapogon stellatus</i> (Cope, 1867)	x	x	x	x	x	x



Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Phaeoptyx conklini</i> (Silvester, 1915)	x	x	x	x	x	
<i>Phaeoptyx pigmentaria</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x		
<i>Phaeoptyx xenus</i> (Böhlke y Randall, 1968)	x		x	x		
<i>Zapogon evermanni</i> (Jordan y Snyder, 1904)	x			x		
Familia Eleotridae						
<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	x		x	x		
<i>Eleotris amblyopsis</i> (Cope, 1871)	x*		x*	x*		
<i>Gobiomorus dormitor</i> Lacepède, 1800	x			x		
Familia Gobiidae						
<i>Awaous banana</i> (Valenciennes, 1837)	x			x		
<i>Barbulifer ceuthoecus</i> (Jordan y Gilbert, 1884)	x			x		
<i>Bathygobius curacao</i> (Metzelaar, 1919)	x			x		
<i>Bathygobius mystacium</i> Ginsburg, 1947	x	x	x			
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	x		x	x	x	
<i>Cerdale floridana</i> Longley, 1934	R		x			
<i>Coryphopterus alloides</i> Böhlke y Robins, 1960	x			x		
<i>Coryphopterus dicrus</i> Böhlke y Robins, 1960	x	x	x	x	x	x
<i>Coryphopterus eidolon</i> Böhlke y Robins, 1960	x	x	x	x	x	x
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	x	x	x	x	x	x
<i>Coryphopterus hyalinus</i> Böhlke y Robins, 1962	x			x		
<i>Coryphopterus kuna</i> Victor, 2007	R		x			
<i>Coryphopterus lipernes</i> Böhlke y Robins, 1962	x		x	x	x	
<i>Coryphopterus personatus</i> (Jordan y Thompson, 1905)	x	x	x	x	x	x
<i>Coryphopterus thrix</i> Böhlke y Robins, 1960	x		x	x		
<i>Coryphopterus tortugae</i> (Jordan, 1904)	x			x	x	
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	R			x		
<i>Ctenogobius saepevallens</i> (Gilbert y Randall, 1968)	R			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Elacatinus evelynae</i> (Böhlke y Robins, 1968)	x	x	x	x	x	x
<i>Elacatinus horsti</i> (Metzelaar, 1922)	x	x	x	x	x	x
<i>Elacatinus illecebrosus</i> (Böhlke y Robins, 1968)	x		x	x		
<i>Elacatinus lori</i> Colin, 2002	x*			x*	x*	
<i>Elacatinus louisae</i> (Böhlke y Robins, 1968)	x		x	x	x	
<i>Elacatinus prochilos</i> (Böhlke y Robins, 1968)	x*		x*	x*	x*	
<i>Elacatinus serranilla</i> Randall y Lobel, 2009	R			x		x
<i>Elacatinus</i> sp. P	x			x		
<i>Evermannichthys metzelaari</i> Hubbs, 1923	x			x		
<i>Ginsburgellus novemlineatus</i> (Fowler, 1950)	x		x	x		
<i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan, 1904	x	x	x	x	x	x
<i>Lythrypnus crocodilus</i> (Beebe y Tee-Van, 1928)	x			x		
<i>Lythrypnus elasson</i> Böhlke y Robins, 1960	x	x		x		
<i>Lythrypnus heterochroma</i> Ginsburg, 1939	x	x	x	x		
<i>Lythrypnus minimus</i> Garzón-Ferreira y Acero P., 1988	x			x		
<i>Lythrypnus nesiotus</i> Böhlke y Robins, 1960	x			x		
<i>Lythrypnus okapia</i> Robins y Böhlke, 1964	x			x		
<i>Lythrypnus spilus</i> Böhlke y Robins, 1960	x			x		
<i>Nes longus</i> (Nichols, 1914)	x	x	x	x	x	
<i>Oxyurichthys stigmatophius</i> (Mead y Böhlke, 1958)	R		x			
<i>Priolepis hipoliti</i> (Metzelaar, 1922)	x	x	x	x		
<i>Psilotris batrachodes</i> Böhlke, 1963	x			x		
<i>Psilotris celsus</i> Böhlke, 1963	x			x		
<i>Ptereleotris helenae</i> (Randall, 1968)	x		x	x		
<i>Pycnomma roosevelti</i> Ginsburg, 1939	x		x	x		
<i>Risor ruber</i> (Rosén, 1911)	x		x	x	x	x
<i>Tigrigobius dilepis</i> (Robins y Böhlke, 1964)	x	x	x	x	x	
<i>Tigrigobius gemmatus</i> (Ginsburg, 1939)	x			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Tigrigobius pallens</i> (Ginsburg, 1939)	x	x	x	x		
<i>Tigrigobius panamensis</i> Victor 2010	x		x			
<i>Tigrigobius saucrus</i> (Robins, 1960)	x			x		
<i>Varicus bucca</i> Robins y Böhlke, 1961	R				x	
Familia Aulostomidae						
<i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes, 1841	x	x	x	x	x	x
Familia Fistulariidae						
<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	x		x	x		
Familia Syngnathidae						
<i>Acentronura dendritica</i> (Barbour, 1905)	R		x			
<i>Bryx dunckeri</i> (Metzelaar, 1919)	x			x	x	
<i>Bryx randalli</i> (Herald, 1965)	x			x		
<i>Cosmocampus albirostris</i> (Kaup, 1856)	x*			x*		
<i>Cosmocampus brachycephalus</i> (Poey, 1868)	x			x		
<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	x		x	x		
<i>Halicampus crinitus</i> (Jenyns, 1842)	x		x	x		
<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg, 1933	x		x	x		
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)	x			x	x	
<i>Penetopteryx nanus</i> (Rosén, 1911)	x			x		
<i>Syngnathus caribbaeus</i> Dawson, 1979	x		x	x		
<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	x		x	x		
Familia Dactylopteridae						
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
Familia Callionymidae						
<i>Callionymus bairdi</i> Jordan, 1888	x		x	x	x	x
<i>Diplogrammus pauciradiatus</i> (Gill, 1865)	x		x	x		
<i>Foetorepus agassizi</i> (Goode y Bean, 1888)	R	x	x	x	x	
Familia Mullidae						
<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	x	x	x	x	x	x
<i>Upeneus parvus</i> Poey, 1852	x			x		
Familia Gempylidae						
<i>Gempylus serpens</i> Cuvier, 1829	x		x		x	x
<i>Nealotus tripes</i> Johnson, 1865	x				x	
<i>Promethichthys prometheus</i> (Cuvier, 1832)	R		x		x	
<i>Ruvettus pretiosus</i> Cocco, 1833	x*	x*				
Familia Nomeidae						
<i>Nomeus gronovii</i> (Gmelin, 1789)	x				x	x
<i>Psenes cyanophrys</i> Valenciennes, 1833	x	x		x		
Familia Scombridae						
<i>Acanthocybium solandri</i> (Cuvier, 1832)	x	x	x	x	x	
<i>Auxis thazard thazard</i> (Lacepède, 1800)	x	x	x	x		
<i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque, 1810)	x	x	x	x	x	x
<i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	
<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch, 1793)	x	x	x	x	x	
<i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre, 1788)	x		x			
<i>Thunnus albacares</i> (Bonnaterre, 1788)	x		x		x	
<i>Thunnus atlanticus</i> (Lesson, 1831)	x	x	x	x	x	x
<i>Thunnus obesus</i> (Lowe, 1839)	x	x	x	x	x	x
Familia Trichiuridae						
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	R	x				
Familia Scombropidae						
<i>Scombrops oculus</i> (Poey, 1860)	x		x			
Familia Centropomidae						
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	x			x		
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	x		x	x		
Familia Polynemidae						
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		x	x	



Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Sphyaenidae						
<i>Sphyaena barracuda</i> (Edwards, 1771)	x	x	x	x	x	x
<i>Sphyaena picudilla</i> Poey, 1860	x		x			
Familia Istiophoridae						
<i>Istiophorus platypterus</i> (Shaw, 1792)	x	x	x	x		
<i>Makaira nigricans</i> Lacepède, 1802	x	x	x			
Familia Xiphiidae						
<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	x		x			
Familia Carangidae						
<i>Alectis ciliaris</i> (Bloch, 1787)	x	x		x	x	
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier, 1833	x	x	x	x	x	x
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	x	x	x	x	x	x
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	x	x	x		x	
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	x	x	x	x	x	x
<i>Caranx lugubris</i> Poey, 1860	x	x		x	x	x
<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	x	x	x	x	x	x
<i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier, 1833)	x	x			x	x
<i>Decapterus punctatus</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x		x	
<i>Elagatis bipinnulata</i> (Quoy y Gaimard, 1825)	x	x	x	x	x	x
<i>Naucrates ductor</i> (Linnaeus, 1758)	x*		x*			
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	x		x			
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x			x		
<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	x	x		x		
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	x		x			
<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	x	x			x	
<i>Seriola fasciata</i> (Bloch, 1793)	x	x			x	
<i>Seriola rivoliana</i> Valenciennes, 1833	x	x	x	x	x	x
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	
<i>Trachinotus goodei</i> Jordan y Evermann, 1896	x	x	x	x	x	
Familia Coryphaenidae						
<i>Coryphaena equiselis</i> Linnaeus, 1758	x			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Coryphaena hippurus</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x
Familia Echeneidae						
<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	
<i>Echeneis neucratoides</i> Zuiew, 1786	x		x		x	
<i>Phtheirichthys lineatus</i> (Menzies, 1791)	x	x		x		x
<i>Remora brachyptera</i> (Lowe, 1839)	R				x	
<i>Remora remora</i> (Linnaeus, 1758)	x*		x*			
Familia Rachycentridae						
<i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)	x		x	x	x	
Familia Achiridae						
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	R	x				
Familia Bothidae						
<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	
<i>Bothus maculiferus</i> (Poey, 1860)	x		x	x		
<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	x	x	x	x		
<i>Chascanopsetta lugubris</i> Alcock, 1894	R		x			
<i>Trichopsetta orbisulcus</i> Anderson y Gutherz, 1967	R	x	x			
Familia Cynoglossidae						
<i>Symphurus arawak</i> Robins y Randall, 1965	x		x	x		
<i>Symphurus caribbeanus</i> Munroe, 1991	R			x		
Familia Paralichthyidae						
<i>Ancylosetta microctenus</i> Gutherz, 1966	R	x			x	
<i>Citharichthys amblybregmatus</i> Gutherz y Blackmann, 1970	R	x	x			
<i>Citharichthys cornutus</i> (Günther, 1880)	R	x				
<i>Citharichthys dinoceros</i> Goode y Bean, 1886	R	x	x		x	
<i>Citharichthys gymnorhinus</i> Gutherz y Blackmann, 1970	R	x	x			
<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	R			x		
Familia Grammatidae						
<i>Gramma loreto</i> Poey, 1868	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Gramma melacara</i> Böhlke y Randall, 1963	x	x	x	x	x	x
<i>Lipogramma evides</i> Robins y Colin, 1979	R		x			
<i>Lipogramma roseum</i> Gilbert, 1979	x			x		
<i>Lipogramma trilineatum</i> Randall, 1963	x			x		
Familia Opistognathidae						
<i>Opistognathus aurifrons</i> (Jordan y Thompson, 1905)	x	x	x	x	x	x
<i>Opistognathus macrognathus</i> Poey, 1860	x		x	x		
<i>Opistognathus maxillosus</i> Poey, 1860	x	x	x	x	x	
<i>Opistognathus whitehursti</i> (Longley, 1927)	x		x	x	x	
Familia Pomacentridae						
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Abudefduf taurus</i> (Müller y Troschel, 1848)	x	x	x	x	x	x
<i>Chromis cyanea</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
<i>Chromis insolata</i> (Cuvier, 1830)	x	x	x	x	x	x
<i>Chromis multilineata</i> (Guichenot, 1853)	x	x	x	x	x	x
<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes adustus</i> (Troschel, 1865)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes diencaeus</i> (Jordan y Rutter, 1897)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes leucostictus</i> (Müller y Troschel, 1848)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes partitus</i> (Poey, 1868)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier, 1830)	x	x	x	x	x	x
<i>Stegastes xanthurus</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
Familia Atherinidae						
<i>Atherina harringtonensis</i> Goode, 1877	x	x	x	x	x	x
<i>Atherinomorus stipes</i> (Müller y Troschel, 1848)	x	x	x	x	x	x
Familia Belonidae						
<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	x	x	x	x	x	x
<i>Platybelone argalus argalus</i> (Lesueur, 1821)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Strongylura notata</i> (Poey, 1860)	x		x		x	
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	x		x	x		
<i>Tylosurus acus acus</i> (Lacepède, 1803)	x	x	x	x	x	x
<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i> (Péron y Lesueur, 1821)	x	x	x	x	x	x
Familia Exocoetidae						
<i>Cheilopogon cyanopterus</i> (Valenciennes, 1847)	R				x	
<i>Cheilopogon exsiliens</i> (Linnaeus, 1771)	x*				x*	
<i>Cheilopogon melanurus</i> (Valenciennes, 1847)	x			x	x	
<i>Cypselurus comatus</i> (Mitchill, 1815)	R					x
<i>Exocoetus obtusirostris</i> Günther, 1866	R	x	x	x	x	x
<i>Exocoetus volitans</i> Linnaeus, 1758	R	x			x	
<i>Hirundichthys affinis</i> (Günther, 1866)	x	x	x	x	x	x
<i>Parexocoetus hillianus</i> (Gosse, 1851)	x	x	x		x	x
<i>Prognichthys occidentalis</i> Parin, 1999	x*				x*	
Familia Hemiramphidae						
<i>Euleptorhamphus velox</i> Poey, 1868	R	x	x			
<i>Hemiramphus balao</i> Lesueur, 1821	R	x			x	x
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x	x	
<i>Oxyporhamphus similis</i> Bruun, 1935	R	x				
Familia Rivulidae						
<i>Kryptolebias marmoratus</i> (Poey, 1880)	R		x			
Familia Poeciliidae						
<i>Gambusia aestiputeus</i> Fowler, 1950	x		x			
<i>Poecilia orri</i> Fowler, 1943	x			x		
Familia Mugilidae						
<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft, 1834)	x			x		
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	x		x	x	x	x
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	x		x	x		



Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Mugil trichodon</i> Poey, 1875	x	x		x	x	x
Familia Gobiesocidae						
<i>Acyrtus artius</i> Briggs, 1955	x			x		
<i>Acyrtus rubiginosus</i> (Poey, 1868)	x		x	x		
<i>Arcos nudus</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x		
<i>Gobiesox punctulatus</i> (Poey, 1876)	x			x	x	
<i>Tomicodon cryptus</i> Williams y Tyler, 2003	R			x		
<i>Tomicodon fasciatus</i> (Peters, 1859)	x		x	x		
<i>Tomicodon reitzae</i> Briggs, 2001	R			x		
<i>Tomicodon rupestris</i> (Poey, 1860)	R		x			
Familia Blenniidae						
<i>Entomacrodus nigricans</i> Gill, 1859	x	x	x	x	x	
<i>Hypleurochilus springeri</i> Randall, 1966	x	x	x	x		
<i>Ophioblennius macclurei</i> (Silvester, 1915)	x	x	x	x	x	x
<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey, 1876)	x			x		
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	x		x			
Familia Chaenopsidae						
<i>Acanthemblemaria aspera</i> (Longley, 1927)	x		x	x		
<i>Acanthemblemaria greenfieldi</i> Smith-Vaniz y Palacio, 1974	x			x		
<i>Acanthemblemaria maria</i> Böhlke, 1961	x		x	x		
<i>Acanthemblemaria rivasi</i> Stephens, 1970	R		x			
<i>Acanthemblemaria spinosa</i> Metzelaar, 1919	x	x	x	x		
<i>Chaenopsis limbaughii</i> Robins y Randall, 1965	x		x	x		
<i>Chaenopsis ocellata</i> Poey, 1865	x*		x*			
<i>Coralliozetus cardonae</i> Evermann y Marsh, 1899	x			x		
<i>Emblemaria caldwelli</i> Stephens, 1970	x			x		
<i>Emblemaria caycedoi</i> Acero, 1984	x	x	x	x	x	
<i>Emblemaria diphyodontis</i> Stephens y Cervigón, 1970	x			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Emblemariopsis bahamensis</i> Stephens, 1961	x	x	x	x		
<i>Emblemariopsis bottomei</i> Stephens, 1961	x			x		
<i>Emblemariopsis leptocirris</i> Stephens, 1970	x			x		
<i>Emblemariopsis occidentalis</i> Stephens, 1970	R			x		
<i>Emblemariopsis</i> sp.	R			x		
<i>Hemiemblemaria simula</i> Longley y Hildebrand, 1940	x			x		
<i>Lucayablennius zingaro</i> (Böhlke, 1957)	x	x	x	x	x	
Familia Dactyloscopidae						
<i>Dactyloscopus poeyi</i> Gill, 1861	R			x		
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i> Gill, 1859	x		x	x		
<i>Gillellus greyae</i> Kanazawa, 1952	x			x		
<i>Gillellus uranidea</i> Böhlke, 1968	x		x	x		
<i>Leurochilus acon</i> Böhlke, 1968	R		x			
<i>Platygillellus rubrocinctus</i> (Longley, 1934)	x	x	x	x		
Familia Labrisomidae						
<i>Labrisomus albigenys</i> Beebe y Tee-Van, 1928	x				x	
<i>Labrisomus bucciferus</i> Poey, 1868	x	x	x	x	x	
<i>Labrisomus filamentosus</i> Springer, 1960	x	x		x		
<i>Labrisomus gobio</i> (Valenciennes, 1836)	x		x	x	x	
<i>Labrisomus guppyi</i> (Norman, 1922)	x		x	x	x	
<i>Labrisomus haitiensis</i> Beebe y Tee-Van, 1928	x		x	x		
<i>Labrisomus kalisheræ</i> (Jordan, 1904)	x		x	x		
<i>Labrisomus nigricinctus</i> Howell Rivero, 1936	x	x	x	x	x	
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy y Gaimard, 1824)	x	x	x	x	x	
<i>Malacoctenus aurolineatus</i> Smith, 1957	x		x	x	x	
<i>Malacoctenus boehlkei</i> Springer, 1959	x	x	x	x	x	x
<i>Malacoctenus erdmani</i> Smith, 1957	x	x	x	x		
<i>Malacoctenus gilli</i> (Steindachner, 1867)	x	x	x	x	x	

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Malacoctenus macropus</i> (Poey, 1868)	x	x	x	x	x	
<i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959	x	x	x	x	x	x
<i>Malacoctenus versicolor</i> (Poey, 1876)	x	x	x			
<i>Nemaclinus atelestos</i> Böhlke y Springer, 1975	R	x				
<i>Paraclinus fasciatus</i> (Steindachner, 1876)	x		x	x		
<i>Paraclinus marmoratus</i> (Steindachner, 1876)	x			x		
<i>Paraclinus naeorhegmis</i> Böhlke, 1960	x			x		
<i>Paraclinus nigripinnis</i> (Steindachner, 1867)	x	x	x	x		
<i>Starksia atlantica</i> Longley, 1934	x			x		
<i>Starksia elongata</i> Gilbert, 1971	x			x		
<i>Starksia fasciata</i> (Longley, 1934)	x	x		x		
<i>Starksia hassi</i> Klausewitz, 1958	x		x	x		
<i>Starksia langi</i> Baldwin y Castillo, 2011	R		x	x		
<i>Starksia lepicoelia</i> Böhlke y Springer, 1961	x			x		
<i>Starksia nanodes</i> Böhlke y Springer, 1961	x	x	x	x		
<i>Starksia occidentalis</i> Greenfield, 1979	x			x		
<i>Starksia robertsoni</i> Baldwin, Victor y Castillo, 2011	R	x	x	x		
<i>Starksia sluiteri</i> (Metzelaar, 1919)	x	x		x		
<i>Starksia</i> sp. B	R	x	x	x		
<i>Starksia y-lineata</i> Gilbert, 1965	x	x	x	x		
<i>Stathmonotus hemphillii</i> Bean, 1885	x	x		x		
<i>Stathmonotus tekla</i> Nichols, 1910	x	x		x		
Familia Tripterygiidae						
<i>Enneanectes altivelis</i> Rosenblatt, 1960	x	x	x	x		
<i>Enneanectes atrorus</i> Rosenblatt, 1960	x		x	x		
<i>Enneanectes boehlkei</i> Rosenblatt, 1960	x	x	x	x		
<i>Enneanectes jordani</i> (Evermann y Marsh, 1899)	x		x	x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Enneanectes pectoralis</i> (Fowler, 1941)	x	x	x	x	x	
Familia Caproidae						
<i>Antigonia capros</i> Lowe, 1843	x	x	x		x	
<i>Antigonia combatia</i> Berry y Rathjen, 1959	R	x	x		x	
Familia Gerreidae						
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	x		x	x		
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird y Girard, 1855	x		x	x		x
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy y Gaimard, 1824)	x		x	x		
<i>Eucinostomus havana</i> (Nichols, 1912)	x		x	x		
<i>Eucinostomus jonesii</i> (Günther, 1879)	x		x	x		
<i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)	R		x			
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	x		x	x		
<i>Eugerres plumieri</i> (Cuvier, 1830)	x		x			
<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x	x	
Familia Haemulidae						
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	x	x	x	x	x	
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Emmelichthys atlanticus</i> Schultz, 1945	x	x		x		
<i>Haemulon album</i> Cuvier, 1830	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon bonariense</i> Cuvier, 1830	x		x	x		
<i>Haemulon carbonarium</i> Poey, 1860	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon chrysargyreum</i> Günther, 1859	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823)	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon macrostomum</i> Günther, 1859	x		x	x	x	x
<i>Haemulon melanurum</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803)	x	x	x	x	x	x
<i>Haemulon striatum</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x		x
<i>Haemulon vittatum</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
Familia Lutjanidae						
<i>Apsilus dentatus</i> Guichenot, 1853	x	x	x	x	x	
<i>Etelis oculatus</i> (Valenciennes, 1828)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus buccanella</i> (Cuvier, 1828)	x		x	x	x	
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	x		x	x	x	
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus mahogoni</i> (Cuvier, 1828)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus purpureus</i> (Poey, 1866)	x	x	x	x	x	x
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x	x	x
<i>Lutjanus vivanus</i> (Cuvier, 1828)	x	x	x	x	x	x
<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	x	x	x	x	x	x
<i>Pristipomoides macrophthalmus</i> (Müller y Troschel, 1848)	x	x	x	x	x	x
<i>Rhomboplites aurorubens</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
Familia Malacanthidae						
<i>Caulolatilus cyanops</i> Poey, 1866	x				x	
<i>Caulolatilus guppyi</i> Beebe y Tee-Van, 1937	x	x				
<i>Caulolatilus williamsi</i> Dooley y Berry, 1977	x		x			
<i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1786)	x	x	x	x	x	x
Familia Pomacanthidae						
<i>Centropyge argi</i> Woods y Kanazawa, 1951	x				x	x
<i>Centropyge aurantonotus</i> Burgess, 1974	x*			x*		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch, 1795)	x	x	x	x	x	x
<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	x	x	x	x	x	x
Familia Priacanthidae						
<i>Cookeolus japonicus</i> (Cuvier, 1829)	x				x	
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	x	x	x	x		
<i>Pristigenys alta</i> (Gill, 1862)	x	x	x			
Familia Sciaenidae						
<i>Corvula batabana</i> (Poey, 1860)	x			x		
<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Equetus punctatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	x		x	x		
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	x			x		
Familia Uranoscopidae						
<i>Kathetostoma cubana</i> Barbour, 1941	R	x		x	x	
Familia Labridae						
<i>Bodianus pulchellus</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x		
<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Clepticus parrae</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Cryptotomus roseus</i> Cope, 1871	x		x	x	x	
<i>Decodon puellaris</i> (Poey, 1860)	x		x			
<i>Doratonotus megalepis</i> Günther, 1862	x		x	x		
<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	x	x	x	x	x	x
<i>Halichoeres cyanocephalus</i> (Bloch, 1791)	x		x	x	x	x
<i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes, 1839)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Halichoeres maculipinna</i> (Müller y Troschel, 1848)	x	x	x	x	x	x
<i>Halichoeres pictus</i> (Poey, 1860)	x		x	x	x	x
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	x		x	x	x	x
<i>Halichoeres radiatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Lachnolaimus maximus</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x	x	x
<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)	R				x	
<i>Scarus coelestinus</i> Valenciennes, 1840	x	x	x	x	x	x
<i>Scarus coeruleus</i> (Bloch, 1786)	x	x	x	x	x	
<i>Scarus guacamaia</i> Cuvier, 1829	x	x	x	x	x	
<i>Scarus iseri</i> (Bloch, 1789)	x	x	x	x	x	x
<i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831	x	x	x	x	x	x
<i>Scarus vetula</i> Bloch y Schneider, 1801	x	x	x	x	x	x
<i>Sparisoma atomarium</i> (Poey, 1861)	x	x	x	x	x	x
<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840)	x	x	x	x	x	x
<i>Sparisoma chrysopterus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	x	x	x	x	x	
<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	x	x	x	x	x	x
<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788)	x	x	x	x	x	x
<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791)	x	x	x	x	x	x
<i>Xyrichthys martinicensis</i> Valenciennes, 1840	x		x	x	x	
<i>Xyrichthys novacula</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x	x	
<i>Xyrichthys splendens</i> Castelnau, 1855	x	x	x	x	x	x
Familia Lobotidae						
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	x	x			x	
Familia Ehippidae						
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	x		x	x	x	
Familia Sparidae						
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	x			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Calamus bajonado</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	
<i>Calamus calamus</i> (Valenciennes, 1830)	x	x	x	x	x	x
<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	x		x	x		
<i>Calamus pennatula</i> Guichenot, 1868	R		x			
Familia Chaetodontidae						
<i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x
<i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787	x	x	x	x	x	x
<i>Chaetodon sedentarius</i> Poey, 1860	x		x	x		x
<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x
<i>Prognathodes aculeatus</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
Familia Lophiidae						
<i>Lophiodes reticulatus</i> Caruso y Suttkus, 1979	R		x			
Familia Antennariidae						
<i>Antennarius multiocellatus</i> (Valenciennes, 1837)	x		x	x		
<i>Antennarius pauciradiatus</i> Schultz, 1957	x			x		
<i>Antennarius scaber</i> (Cuvier, 1817)	x*		x*			
<i>Histrio histrio</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x		x
Familia Ogocephalidae						
<i>Dibranchius atlanticus</i> Peters, 1876	R	x	x	x	x	
<i>Halieutichthys caribbaeus</i> Garman, 1896	R	x	x			
<i>Malthopsis gnoma</i> Bradbury, 1998	R				x	
<i>Ogocephalus pumilus</i> Bradbury, 1980	R				x	
<i>Zalieutes mcgintyi</i> (Fowler, 1952)	R	x			x	
Familia Triacanthodidae						
<i>Hollardia hollardi</i> Poey, 1861	R	x		x	x	
<i>Parahollardia schmidtii</i> Woods, 1959	R	x			x	
Familia Diodontidae						
<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier, 1816)	x		x	x		
<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x



Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x
Familia Tetraodontidae						
<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786)	x	x	x	x	x	
<i>Sphoeroides dorsalis</i> Longley, 1934	R				x	
<i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller y Troschel, 1848)	x		x			
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	x	x	x	x	x	x
Familia Balistidae						
<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	x	x	x	x	x	
<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	x	x	x	x	x	x
<i>Canthidermis maculata</i> (Bloch, 1786)	x				x	x
<i>Canthidermis sufflamen</i> (Mitchill, 1815)	x	x	x	x	x	x
<i>Melichthys niger</i> (Bloch, 1786)	x	x	x	x	x	x
<i>Xanthichthys ringens</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x	x	x
Familia Monacanthidae						
<i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x		
<i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	x			x		
<i>Aluterus scriptus</i> (Osbeck, 1765)	x	x	x	x	x	x
<i>Cantherines macrocerus</i> (Hollard, 1853)	x	x	x	x	x	x
<i>Cantherines pullus</i> (Ranzani, 1842)	x	x	x	x	x	x
<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	x		x	x		
<i>Monacantus tuckeri</i> Bean, 1906	x	x	x	x	x	x
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	x		x	x		
<i>Stephanolepis setifer</i> (Bennett, 1831)	x		x	x		
Familia Ostraciidae						
<i>Acanthostracion polygonius</i> Poey, 1876	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	
<i>Lactophrys triqueter</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
Familia Acanthuridae						
<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthurus coeruleus</i> Bloch y Schneider, 1801	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthurus tractus</i> Poey, 1860	x	x	x	x	x	x
Familia Acropomatidae						
<i>Synagrops bellus</i> (Goode y Bean, 1896)	R	x	x	x	x	
<i>Synagrops spinosus</i> Schultz, 1940	R		x	x	x	
<i>Synagrops trispinosus</i> Mochizuki y Sano, 1984	R				x	
<i>Verilus sordidus</i> Poey, 1860	x			x		
Familia Pempheridae						
<i>Pempheris poeyi</i> Bean, 1885	x		x			
<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller y Troschel, 1848	x	x	x	x	x	x
Familia Cirrhitidae						
<i>Amblycirrhitus pinos</i> (Mowbray, 1927)	x	x	x	x	x	x
Familia Kyphosidae						
<i>Kyphosus cinerascens</i> (Forsskål)	R		x			
<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy y Gaimard, 1825)	x	x	x	x	x	x
Familia Percophidae						
<i>Bembrops anatirostris</i> Ginsburg, 1955	R	x	x		x	
<i>Bembrops macromma</i> Ginsburg, 1955	R				x	
<i>Bembrops magnisquamis</i> Ginsburg, 1955	R	x	x		x	
<i>Bembrops ocellatus</i> Thompson y Suttkus, 1998	R	x	x		x	
<i>Bembrops quadrisella</i> Thompson y Suttkus, 1996	R	x	x		x	
<i>Chrionema squamentum</i> (Ginsburg, 1955)	R	x				
Familia Serranidae						
<i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)	x	x	x	x	x	x
<i>Bullisichthys caribbaeus</i> Rivas, 1971	R		x		x	
<i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède, 1802)	x	x	x	x	x	x
<i>Cephalopolis fulva</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	x	x	x	x	x	
<i>Epinephelus guttatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	x	x	x	x	x	x
<i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)	x	x	x		x	
<i>Epinephelus striatus</i> (Bloch, 1792)	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus aberrans</i> Poey, 1868	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus castroaguirrei</i> Del Moral Flores, Tello-Musi y Martínez-Pérez	x*			x*		
<i>Hypoplectrus chlorurus</i> (Cuvier, 1828)	x*	x*		x*	x*	
<i>Hypoplectrus gummigutta</i> (Poey, 1851)	x		x	x	x	
<i>Hypoplectrus guttavarius</i> (Poey, 1852)	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus indigo</i> (Poey, 1851)	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus nigricans</i> (Poey, 1852)	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus providencianus</i> Acero P. y Garzón-Ferreira, 1994	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus puella</i> (Cuvier, 1828)	x	x	x	x	x	x
<i>Hypoplectrus randallorum</i> Lobel, 2011	x		x	x	x	
<i>Hypoplectrus unicolor</i> (Walbaum, 1792)	x	x	x	x	x	x
<i>Hyporthodus flavolimbatus</i> (Poey, 1865)	x		x		x	
<i>Hyporthodus mystacinus</i> (Poey, 1852)	x	x			x	
<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes, 1828)	x		x		x	
<i>Liopropoma carmabi</i> (Randall, 1963)	x			x		
<i>Liopropoma mowbrayi</i> Woods y Kanazawa, 1951	x		x	x		
<i>Liopropoma rubre</i> Poey, 1861	x	x	x	x	x	x
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1828)	x			x		
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
<i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey, 1860)	x	x	x	x	x	x
<i>Mycteroperca phenax</i> Jordan y Swain, 1884	x			x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833)	x	x	x	x	x	x
<i>Mycteroperca venenosa</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Paranthias furcifer</i> (Valenciennes, 1828)	x		x	x	x	x
<i>Plectranthias garrupellus</i> Robins y Starck, 1961	R				x	
<i>Pronotogrammus martinicensis</i> (Guichenot, 1868)	R	x			x	
<i>Pseudogramma gregoryi</i> (Breder, 1927)	x	x	x	x	x	
<i>Rypticus carpenteri</i> Baldwin y Weigt, 2012	x			x		
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch y Schneider, 1801)	x	x	x	x	x	x
<i>Rypticus subbifrenatus</i> Gill, 1861	x		x	x		
<i>Schultzea beta</i> (Hildebrand, 1940)	x	x		x		
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann y Marsh, 1899)	x		x	x	x	x
<i>Serranus chionaraia</i> Robins y Starck, 1961	R		x			
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	R				x	
<i>Serranus phoebe</i> Poey, 1851	x	x				
<i>Serranus tabacarius</i> (Cuvier, 1829)	x	x	x	x	x	x
<i>Serranus tigrinus</i> (Bloch, 1790)	x	x	x	x	x	x
<i>Serranus tortugarum</i> Longley, 1935	x		x			
Familia Scorpaenidae						
<i>Ectreposebastes imus</i> Garman, 1899	R				x	
<i>Pontinus castor</i> Poey, 1860	x				x	
<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x
<i>Scorpaena agassizi</i> Goode y Bean, 1896	R	x				
<i>Scorpaena albifimbria</i> Evermann y Marsh, 1900	x	x	x			
<i>Scorpaena brachyptera</i> Eschmeyer, 1965	R	x				
<i>Scorpaena inermis</i> Cuvier, 1829	x			x		
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	x	x	x	x	x	x
<i>Scorpaenodes caribbaeus</i> Meek y Hildebrand, 1928	x	x	x	x		

Continuación, Anexo 1.

Familias y especies	Fuente	Sur	SAI	Pro	Norte	Remotos
<i>Scorpaenodes tredecimspinosus</i> (Metzelaar, 1919)	x		x	x		
<i>Setarches guentheri</i> Johnson, 1862	R	x		x	x	
Familia Peristediidae						
<i>Peristedion brevirostre</i> (Günther, 1860)	x				x	
<i>Peristedion ecuadorensis</i> Teague, 1961	R	x	x	x		
<i>Peristedion greysae</i> Miller, 1967	R	x	x	x	x	
<i>Peristedion longispatha</i> Goode y Bean, 1896	R		x		x	
<i>Peristedion truncatum</i> (Günther, 1880)	R	x	x	x	x	
Familia Triglidae						
<i>Bellator brachyichir</i> (Regan, 1914)	R	x			x	
<i>Bellator egretta</i> (Goode y Bean, 1896)	R	x	x			
<i>Bellator militaris</i> (Goode y Bean, 1896)	R				x	

NERÉIDIDOS (NEREIDIDAE, POLYCHAETA, ANNELIDA) ASOCIADOS A RAÍCES DE MANGLE ROJO, *RHIZOPHORA MANGLE*, EN ISLAS SAN ANDRÉS Y PROVIDENCIA, CARIBE COLOMBIANO

Catalina Arteaga-Flórez y Mario H. Londoño-Mesa

Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Biología, Grupo de Limnología Básica y Experimental y Biología y Taxonomía Marina (LimnoBasE y Biotamar). Apartado 1226, Medellín, 05001000, Colombia. takalina85@gmail.com, mariolon@gmail.com, hernan.londono@udea.edu.co

RESUMEN

Nereididae Blainville, 1818, es una de las familias de gusanos poliquetos errantes más representativas, con cerca de 535 especies descritas en 43 géneros, y de gran importancia biológica y económica. El objetivo de esta investigación fue realizar un análisis taxonómico de los neréididos asociados a las raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. El archipiélago forma parte de la Reserva de Biosfera Seaflower. San Andrés es la isla más importante en el archipiélago, con 27 km² de área emergida, mientras que isla Providencia, localizada a 95 km al norte de San Andrés, posee 17 km²; ambas islas tienen buen desarrollo de bosque de manglar, compuesto principalmente por *R. mangle*. Los neréididos, depositados en la Colección de Invertebrados Marinos de la Universidad de Antioquia (CEMUA), fueron identificados con la ayuda de claves actualizadas, mediante disección y extracción de estructuras con valor taxonómico. Se encontraron cuatro especies de poliquetos de la familia Nereididae: *Neanthes acuminata*, *Neanthes succinea*, *Neanthes* sp., y *Platynereis mucronata*. De las especies identificadas, *N. succinea* y *N. acuminata* habían sido registradas para el Caribe colombiano, y solo *N. succinea* había sido registrada para el archipiélago. Consideraciones sistemáticas, ecológicas y biogeográficas fueron adicionadas para cada especie.

PALABRAS CLAVES: Gran Caribe, Distribución, Estuarios, Manglar, Sistemática.

ABSTRACT

Nereidids (Nereididae, Polychaeta, Annelida) associated to red mangrove roots, *Rhizophora mangle*, in San Andrés and Old Providence islands, Colombian Caribbean. The family Nereididae Blainville, 1818, is one of the most representative group of errant polychaete worms, with about 535 described species in 43 genera, with great biological and ecological importance. The aim of this research was to make a taxonomic analysis of the nereidids associated to red mangrove roots, *Rhizophora mangle*, in the San Andrés, Old Providence and Santa Catalina Archipelago. This archipelago is part of the Seaflower Biosphere Reserve. San Andrés is the largest island, having 27 km² of landmass area, while Old Providence Island, located 95 km to the north of San Andrés, has 17 km²; both islands have well



developed mangrove forests, composed mainly by *R. mangle*. The nereidids, deposited in the Colección Estuarina y Marina de la Universidad de Antioquia (CEMUA), were identified with updated keys, by performing dissections and extracting parts with taxonomic value. Four species of polychaetes from the family Nereididae were found: *Neanthes acuminata*, *Neanthes succinea*, *Neanthes* sp., and *Platynereis mucronata*. Only *N. succinea* and *N. acuminata* had been reported from the Colombian Caribbean, being *N. succinea* the only species previously reported from the archipelago. In addition, systematic, ecological and biogeographical considerations were added for each species.

KEY WORDS: Grand Caribbean, Distribution, Estuaries, Mangroves, Systematics.

INTRODUCCIÓN

Los anélidos son un gran grupo de animales conocidos como gusanos segmentados. La clase Polychaeta comprende la mayor parte de la diversidad de los anélidos, encontrándose en casi todos los hábitats marinos, desde zonas intermareales hasta el mar profundo (Rouse y Pleijel, 2001). Sin embargo, también se pueden encontrar especies de agua dulce, e incluso terrestres, asociadas a localidades con alta humedad en el suelo.

El cuerpo de los poliquetos está dividido en prostomio, peristomio, metastomio (tronco) y pigidio. La región anterior o cefálica está conformada por prostomio y peristomio. En el prostomio se pueden encontrar estructuras sensoriales como ojos, palpos y antenas, mientras que en el peristomio se encuentra la boca y, en algunos casos, cirros tentaculares sensoriales o largos palpos tentaculares con función alimentaria. El metastomio es la región segmentada del cuerpo de los poliquetos que porta, casi siempre, parápodos y setas; en algunos grupos, esta región se encuentra dividida en tórax y abdomen, mientras que en otros es indiferenciada, llamándose sólo tórax. El pigidio es la parte posterior del cuerpo de los poliquetos, en donde se encuentra el ano.

Dentro de la clase Polychaeta, la familia Nereididae Blainville, 1818, incluye los poliquetos errantes más representativos del grupo, con cerca de 535 especies descritas en 43 géneros (Glasby y Fauchald, 2000). Los neréididos se caracterizan morfológicamente por tener cirros tentaculares, faringe eversible, posición ventral de los palpos, antenas anteriores y setas compuestas (Rouse y Fauchald, 1997). Ecológicamente, por ser un grupo caracterizado por vivir en la superficie de diferentes sustratos, se alimentan de otros invertebrados y de algas; además, tienen gran importancia en estudios ambientales debido a que son excelentes indicadores del grado de conservación y/o contaminación en ecosistemas particulares, siendo de gran utilidad para programas de monitoreo ambiental (Cañete *et al.*, 2000).

Es importante resaltar su función trófica, ya que son fuente primordial de alimento para otros animales, como crustáceos y peces, lo cual da pie a que sean utilizados y cultivados económicamente como carnada para pesca artesanal o deportiva, así como alimento de camarón. Adicionalmente, al ser uno de los grupos más abundantes y diversos en los ambientes marinos, los neréididos y en general los poliquetos, son considerados importantes para caracterizar los distintos hábitats bentónicos, ayudan a la deposición, descomposición, incorporación y recambio de materia orgánica en el lecho marino, contribuyendo al reciclaje de nutrientes en la columna de agua (Liñero-Arana y Díaz-Díaz, 2011).

Según de León-González (2009), los caracteres taxonómicos más importantes para determinar géneros o especies de neréididos son: (i) estructuras asociadas al prostomio y peristomio (antenas, ojos, palpos, cirros tentaculares); (ii) forma, número y disposición de paragnatos y papilas en las diferentes áreas de la faringe; y (iii) estructuras parapodiales (lóbulos, lígulas, cirros dorsal y ventral, tipos y distribución de setas) en parapodios anteriores, medios y posteriores. El estudio en Colombia de los neréididos, y en general de los poliquetos, aún es escaso, por lo cual, las investigaciones taxonómicas en los diferentes ecosistemas marinos y estuarinos son indispensables para incrementar el conocimiento de este grupo. El objetivo de esta investigación fue realizar un análisis taxonómico de los neréididos asociados a las raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, mediante una revisión de material depositado en la Colección Estuarina y Marina de la Universidad de Antioquia (CEMUA)

ÁREA DE ESTUDIO

El archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se encuentra al noroeste del Caribe colombiano, en la frontera con Nicaragua. Junto con los cayos de Albuquerque, bajo Nuevo, Bolívar, Quitasueño, Roncador, Serrana y Serranilla y el bajo Alicia, forman la Reserva de la Biósfera Seaflower, con gran importancia en recursos marinos pesqueros para la región. La reserva fue establecida en el año 2000 por la Unesco y reconocida por el país como área marina protegida (AMP), con una extensión de 65000 km². Esto significó para el país, pasar de tener cerca de 4% a un 9.6% de su área marina protegida. No obstante, pese a esta área de mar considerable, Seaflower es una de las 6000 AMP en el mundo, siendo la más grande Isla Chagos, con 545000 km² (Gómez-López *et al.*, 2012).

La isla más importante tanto en el archipiélago como en la reserva, es San Andrés, con 27 km² de área emergida, posee el Parque Regional (PR) Old Point, al noreste de la isla, en el que se encuentran las bahías Honda y Hooker. Bahía Honda,



en el extremo norte del PR, posee cerca de 34.4 ha de bosque de manglar, mientras que bahía Hooker, al sur, posee 15.1 ha de manglar (Figura 1). Ambos bosques son formados por manglar de borde, compuesto principalmente por el mangle rojo, *R. mangle*. Ambas bahías son cuerpos semiabiertos, con una influencia directa de la marea. Igualmente, al situarse junto al área más poblada de la isla, todo el PR presenta una gran cantidad de descargas. Adicionalmente, debido a las constantes labores de dragado en el pasado, cuando allí se encontraba la planta eléctrica, bahía Hooker es ahora un cuerpo semicerrado (Londoño-Mesa *et al.*, 2002).

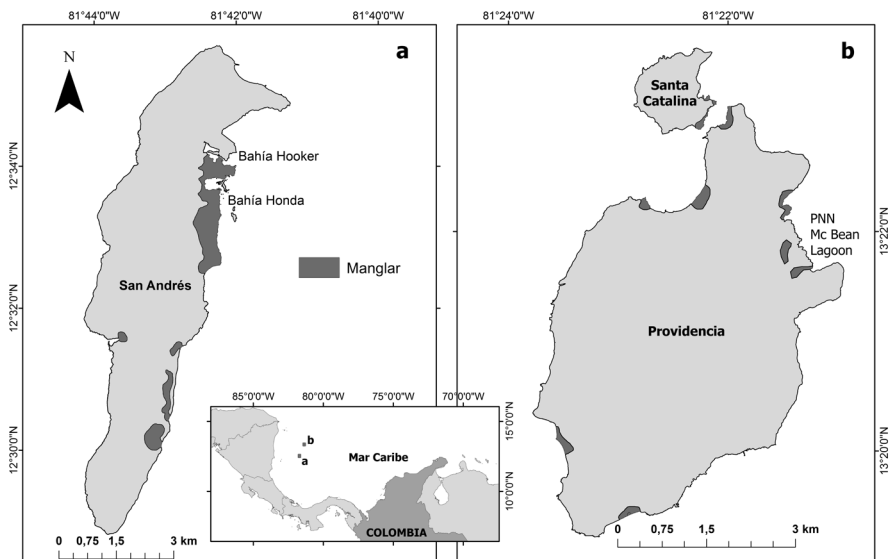


Figura 1. Área de estudio: a) isla de San Andrés, b) isla de Providencia, Caribe colombiano.

La isla Providencia está localizada a 95 km al norte de San Andrés. Es una isla pequeña, con 17 km² de área emergida. Sobre el costado este se encuentra el Parque Nacional Old Providence McBean Lagoon (PNOPML), con un bosque de manglar de borde de 27 ha. El bosque de manglar, compuesto principalmente por mangle rojo, *R. mangle*, tiene una dependencia directa del sedimento que llega por el drenaje natural, pero es independiente y libre de impacto humano directo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación es un producto posterior, no comprometido, de un proyecto mayor realizado durante 1998, llamado Evaluación preliminar de la biodiversidad

marina asociada a los manglares del Parque McBean Lagoon en Providencia y bahías Honda y Hooker en San Andrés, Caribe colombiano (Santos-Martínez *et al.*, 1998).

Se muestrearon 17 raíces de mangle rojo en tres diferentes localidades, cinco raíces en las bahías Honda y Hooker y siete en McBean Lagoon. Dicho material fue fijado y almacenado en formalina al 10%, en bolsas debidamente rotuladas. Los poliquetos fueron extraídos de las raíces en el laboratorio y preservados en etanol al 70%. Mayores detalles de los métodos de colecta se describen ampliamente en Londoño-Mesa *et al.* (2002).

El material estudiado, depositado en la CEMUA, se identificó taxonómicamente mediante el uso de microscopio compuesto y de disección. Se tomaron fotografías digitales con el microscopio de disección, de los lados dorsales, ventrales y laterales de los extremos anteriores de los organismos, debido a que en dicha región se concentra la mayoría de los caracteres con valor taxonómico. Igualmente, se realizaron montajes semipermanentes en placas, usando glicerol y sellando con barniz, de estructuras como parápodos y setas, con el fin de realizar ilustraciones usando un microscopio compuesto con cámara lúcida. Se usó literatura actualizada, siguiendo las claves e información de León-González *et al.* (1999), Bakken y Wilson (2005), y de León-González (2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Familia Nereididae Blainville, 1818
Subfamilia Nereidinae Blainville, 1818
***Neanthes* Kinberg, 1866**
***Neanthes acuminata* (Ehlers, 1868)**

Figuras 2a-1

Nereis acuminata Ehlers, 1868: 552.

Neanthes caudata, Renaud, 1956: 16-17, Figura 11.

Nereis (Neanthes) acuminata, Gardiner, 1976: 149, Figuras 15e-f.

Neanthes acuminata, Taylor, 1984: 31.15, Figuras 31.11, 31.12a-2. Laverde-Castillo y Rodríguez-Gómez, 1987: 101. Salazar-Vallejo, 1996: 21. Salazar-Vallejo y Jiménez-Cueto, 1997: 465, Figuras 6, 22, 23, 45. De León-González *et al.*, 1999: 668-669. Santos, 2007: 372-373; Figura 3.

Nereis (Neanthioides) bolivari Rioja, 1918.

Nereis riisei non Grube, Londoño-Mesa *et al.*, 2002: 229.

Material examinado. CEMUA-POLY-NERE-0402 (3), PNNOPML, isla Providencia, Caribe colombiano, Estación MBJ2 (13°21'46.43"N 81°21'16.71"W), julio/1998.



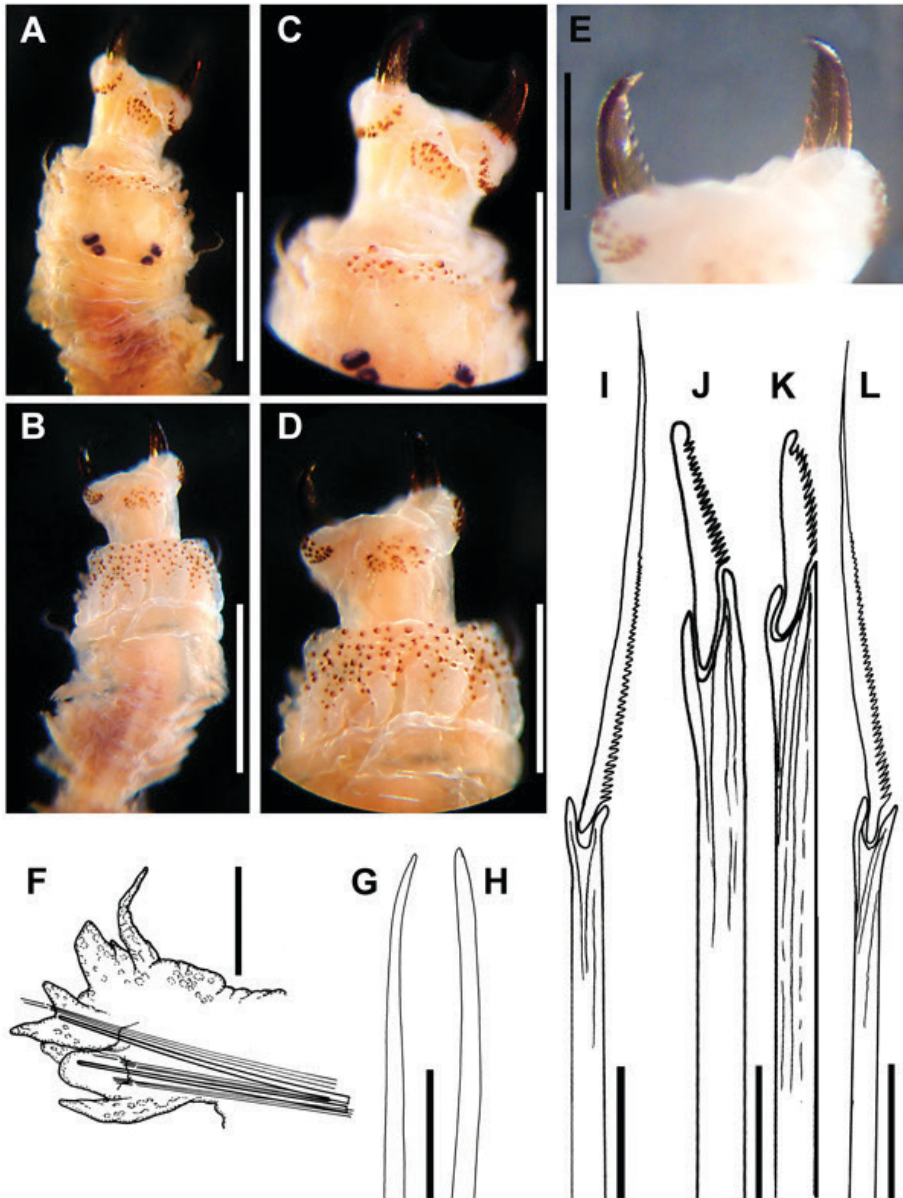


Figura 2. *Neanthes acuminata*. a. Vista dorsal. b. Vista ventral. c. Vista dorsal faringe. d. Vista ventral faringe. e. Mandíbulas. f. Parápodo anterior. g. Notoacícula. h. Neuroacícula. i. Espinígero homogonfo notopodial. j. Falcígero heterogonfo supracicular neuropodial. k. Falcígero heterogonfo infracicular neuropodial. l. Espinígero homogonfo neuropodial. Escala: a, b: 1 mm. c, c: 0.5 mm. e, f: 0.2 mm. g, h: 0.2 mm. i-l. 0.05 mm.

Descripción. Organismo incompleto, deteriorado, color beige (Figuras 2a, b). Con 8 mm de largo, 1 mm de ancho, 20 setígeros. Prostomio más largo que ancho, sin hendidura distal, con un par de cicatrices de antenas. Dos pares de ojos alineados longitudinalmente, negros, los anteriores en media luna y de mayor tamaño, los posteriores redondos. Palpos sub-trianguulares, con palpostilo digitiforme, tan largos como el prostomio. Peristomio tan ancho como el setígero 1, con cuatro pares de cirros tentaculares, el dorsal posterior más largo, alcanzando el setígero 9. Faringe evertida, con paragnatos en ambos anillos faríngeos (Figuras 2c, d). Área I: 21 conos en triángulo; área II: 19-22 conos en diagonal; área III: 36 conos agrupados pentagonalmente; área IV: 37 conos triangulares; áreas V, VI, VII y VIII con una banda continua de conos grandes y pequeños. Mandíbulas ámbar, con 7-9 dientes (Figura 2e). Parápodos birrámeos, deteriorados, con lóbulos, lígulas y cirros (Figura 2f). Acícula notopodial puntiaguda (Figura 2g) y neuropodial de punta roma (Figura 2h). Parápodos anteriores con tres lóbulos sub-trianguulares notopodiales y dos neuropodiales, de igual tamaño, cirros cirriformes noto y neuropodiales, insertos basalmente. Parápodos posteriores con tres lóbulos subtrianguulares notopodiales, el dorsal de mayor tamaño, y tres lóbulos subtrianguulares neuropodiales, el medio de mayor tamaño; cirros cirriformes insertos basalmente, el dorsal de mayor tamaño. Notópodos de parápodos anteriores y posteriores con espinígeros homogonfos espinulados (Figura 2i); neurópodos en parápodos anteriores y posteriores con falcígeros heterogonfos supra (Figura 2j) e infraculares (Figura 2k), espinulados con lámina larga, superando la longitud de la base de la misma, y espinígeros homogonfos espinulados (Figura 2l). Pigidio ausente.

Variaciones. Los organismos tienen 4-8 mm de largo, 0.7-1 mm de ancho y 20-22 setígeros. Los demás caracteres no variaron en los organismos observados.

Observaciones. *Neanthes acuminata* es encontrada en aguas poco profundas, en la zona intermareal, asociada a diferentes sustratos como roca coralina y raíces de mangle. Londoño-Mesa *et al.* (2002) identificaron inicialmente este material como *Nereis riisei* Grube, 1857, asociada a las raíces sumergidas de *R. mangle* en la zona intermareal. No obstante, una revisión taxonómica más exhaustiva del material, usando literatura actualizada, ayudó a identificar este material como *N. acuminata*. Según de León-González (2009), *N. riisei* posee falcígeros homogonfos notopodiales en parápodos posteriores, con lámina larga, espinulada y con el diente apical dirigido hacia abajo, mientras que *N. acuminata* carece de falcígeros homogonfos notopodiales en parápodos posteriores. Adicionalmente, el número y posición de paragnatos en la faringe difiere entre estas dos especies ya que *N. riisei* posee en el área I 4 paragnatos en línea y el área VI con 10 paragnatos en disposición circular; mientras que *N. acuminata* posee 21 paragnatos en disposición triangular



en el área I y las áreas V, VI, VII y VIII poseen una banda continua de paragnatos grandes y pequeños. Dueñas (1999) presenta un registro de *N. caudata* para isla Providencia, pero posiblemente, un análisis más detallado de dicho material podría confirmar que realmente se trata de *N. acuminata*, debido a que al parecer son sinónimas.

Los organismos identificados como *N. acuminata* fueron comparados con la descripción original, coincidiendo en los caracteres morfológicos evaluados. Estos individuos se diferencian del material identificado como *N. succinea* y *Neanthes* sp., descritos en el presente documento, en la cantidad y distribución de los conos y paragnatos en la faringe. Mientras *N. acuminata* presenta una banda continua de conos grandes y pequeños en las áreas V-VIII, *N. succinea* presenta dos conos en línea vertical en el área V, y 5-6 conos en grupo circular en el área VI; *Neanthes* sp., presenta cinco conos en organización de dado en el área V y seis a nueve conos en grupo circular en el área VI. Áreas VII-VIII: dos a tres líneas de conos. Las tres especies presentan similitud con lo presentado en las áreas VII y VIII.

Según de León-González (1999, 2009), *N. acuminata* y *N. caudata* (Delle Chiaje, 1827) (Mediterráneo) son especies que no presentan ninguna diferencia morfológica aunque, de acuerdo con Weinberg *et al.* (1990), están aisladas reproductivamente debido a que *N. acuminata* posee 11 pares de cromosomas, mientras que *N. caudata* tiene 9 pares. De esta forma, pese a una ausencia de cariotipo para este material, pero de acuerdo con la distribución en el Caribe, se considera que el material examinado corresponde a *N. acuminata*.

Neanthes acuminata es diferente a *N. brandti* (Malmgren, 1866) (Siberia), la especie más cercana en el Caribe, en cuanto a la forma, distribución y número de conos y paragnatos en la faringe. Mientras *N. acuminata* presenta una banda continua de conos grandes y pequeños en las áreas V-VIII, de León-González (2009) menciona que *N. brandti* presenta una mancha difusa de numerosos paragnatos pequeños en el área V, 4-5 conos en línea en el área VI, y una banda ancha de numerosos conos pequeños en las áreas VII-VIII. No obstante, *N. brandti* es aceptada como *Alitta brandti* [World Register of Marine Species (Worms, 2013)], mientras que *N. acuminata* permanece en el género. Un análisis con otras especies cercanas y/o sinónimas a *N. acuminata*, como *N. caudata*, *N. operta* Simpson, 1856, *N. arenaceodentata* Moore, 1903 y *N. arenaceodonta* Moore, 1903, es considerado en Santos (2007).

Por último, de acuerdo con Londoño-Mesa *et al.* (2002), estos organismos fueron encontrados asociados a las raíces del mangle rojo en aguas limpias, con mucha influencia de agua marina, y pocas descargas de agua dulce, en el

PNNOPML. En el mismo estudio, se analizaron las muestras de raíces del mangle rojo en bosques de manglar de dos bahías en isla San Andrés, las cuales poseen contaminación por hidrocarburos y por descargas antrópicas, y no se encontraron ejemplares de esta especie. Por lo tanto, se concluye que *N. acuminata* podría ser una especie bioindicadora de aguas limpias, oxigenadas y sin contaminación. Londoño-Mesa *et al.* (2002) presentan las condiciones fisicoquímicas encontradas en el estudio para cada una de las estaciones.

Localidad tipo y distribución. *Neanthes acuminata* fue descrita originalmente para Nápoles (mar Mediterráneo); sin embargo, según Taylor (1984), es cosmopolita en mares templados y subtropicales. Para el Gran Caribe, Salazar-Vallejo (1996) menciona que ha sido identificada en Florida, Golfo de México, Caribe mexicano y colombiano y Cuba. Santos (2007) la identifica en el noreste de Brasil. De León-González (2009) menciona que la especie se presenta tanto en el Pacífico como Caribe mexicanos. Para Colombia, Laverde-Castillo y Rodríguez-Gómez (1987) la identifican para la bahía de Cartagena e isla Barú (islas del Rosario), por lo tanto, este registro expande la distribución en Colombia hacia el archipiélago de San Andrés y Providencia.

***Neanthes succinea* (Frey y Leuckart, 1847)**

Figuras 3a-k

Nereis succinea Frey y Leuckart, 1847:154.

Nereis glandulosa Ehlers, 1908:74, pl.8 Figuras 1-6.

Neanthes succinea, Hartman, 1945:17, Figuras 1, 2; 1951:45. Rioja, 1946: 205, pl. 1, Figuras 1, 2. Imajima, 1972: 108, Figura 32a-k. Laverde-Castillo y Rodríguez-Gómez, 1987: 101. Salazar-Vallejo, 1996: 21. Dueñas, 1999: 12. Londoño-Mesa *et al.*, 2002: 229. De León-González, 2009: 340, Figura 8B-C.

Nereis (Neanthes) succinea, Pettibone, 1963: 165, Figuras 44a-e, 45a-d. Day, 1973:41. Gardiner, 1976: 149, Figuras 15a-d.

Alitta succinea, Bakken y Wilson, 2005: 516–517; Glasby *et al.* 2009: 6; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2013: 91.

Material examinado. CEMUA-POLY-NERE-0399 (50), bahía Hooker, isla San Andrés, Caribe colombiano, Estación BHKJ1 (12°34'7.76"N 81°42'22.24"W), Julio/1998.

Descripción. Organismo incompleto (Figuras 3a-d), color café oscuro dorso-anteriormente, degradando a beige en setíferos posteriores; beige ventralmente. Con 30 mm de largo, 2 mm de ancho, 26 setíferos. Prostomio más largo que ancho, con un par de antenas cirriformes casi tan largas como los palpos. Dos pares de ojos en arreglo trapecoidal invertido, los anteriores más alejados uno del otro, negros, difusos y amorfos. Palpos subglobosos, de una y media vez el largo del prostomio; palpostilo no evidente. Peristomio



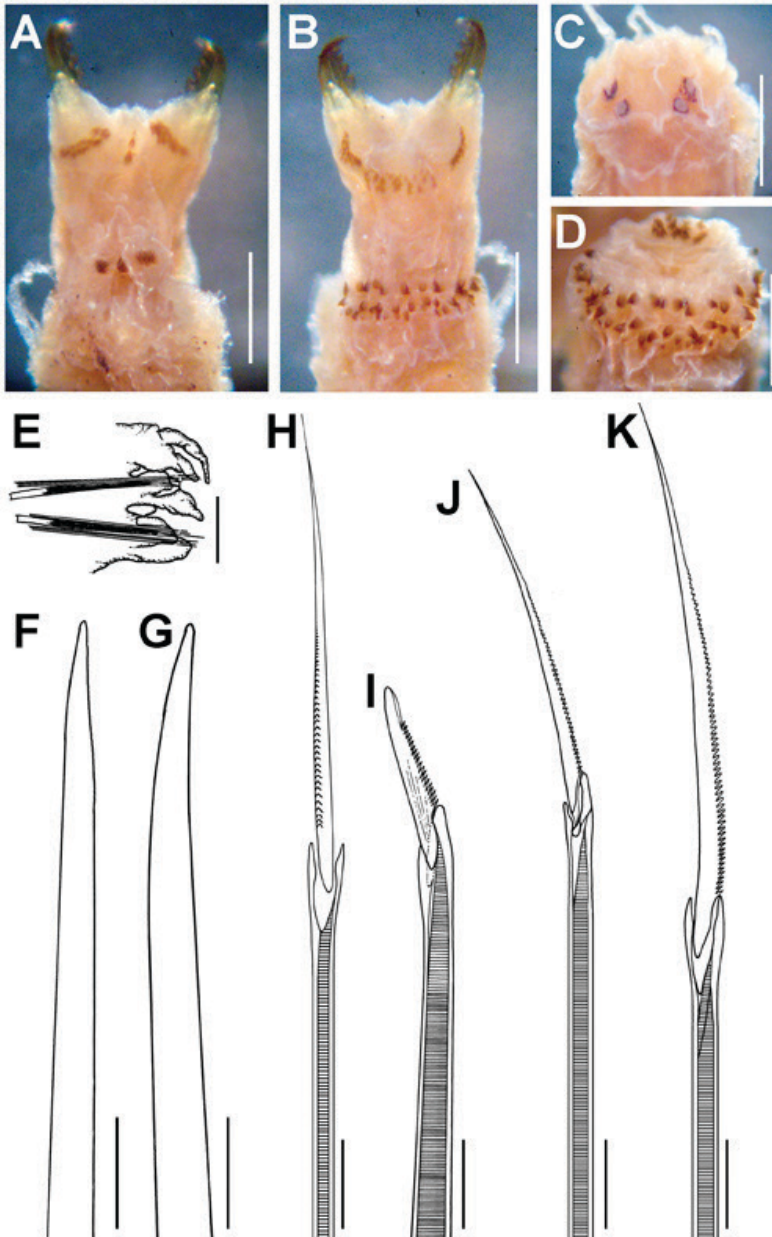


Figura 3. *Neanthes succinea*. Espécimen 1: a. Extremo anterior vista dorsal. b. Extremo anterior vista ventral. Espécimen 2: c. Extremo anterior vista dorsal. d. Extremo anterior vista ventral. e. Parápodo anterior. f. Notoacícula. g. Neuroacícula. h. Espínifero homogonfo supra-acicular, parápodo anterior. i. Falcígero heterogonfo supra-acicular, parápodo anterior. j. Espínifero heterogonfo supra-acicular, parápodo posterior. k. Espínifero homogonfo supra-acicular, parápodo posterior. Escalas: a, b: 1.5 mm. c, d: 1 mm. e: 0.3 mm. f, g: 0.05 mm. h-k: 0.02 mm.

tan ancho como el setígero 1, con cuatro pares de cirros tentaculares, el dorsal posterior más largo, alcanzando el setígero 6. Faringe evertida con paragnatos en ambos anillos faríngeos. Área I: 3 conos en línea longitudinal; área II: 18 conos en diagonal; área III: 23 conos agrupados cuadrangulamente; área IV: 25 conos en media luna; área V: 2 conos en línea vertical; área VI: 5-6 conos agrupados circularmente; áreas VII-VIII: 68 conos grandes y pequeños, dispuestos en 2-3 líneas transversales. Mandíbulas ámbar, con siete a nueve dientes. Parápodos birrámeos deteriorados con lóbulos, lígulas y cirros (Figura 3e). Acículas noto (Figura 3f) y neuropodiales (Figura 3g) puntiagudas. Notópodos y neuropódos anteriores con dos lóbulos semiglobosos y lígula media, cirros cirriformes, el dorsal más grande que el ventral, insertos basalmente. Parápodos posteriores del fragmento similares a los anteriores. Notópodos con espiníferos homogonfos espinulados (Figura 3h) supra-aciculares en parápodos anteriores y posteriores; neuropódos con falcíferos heterogonfos espinulados con lámina larga (Figura 3i), que supera la longitud de la base de la misma, supra e infra-aciculares en parápodos anteriores y posteriores; espiníferos heterogonfos espinulados en parápodos posteriores (Figura 3j) y espiníferos homogonfos espinulados en parápodos anteriores y posteriores (Figura 3k). Pigidio ausente.

Variaciones. Los organismos varían en tamaño, 7-15 mm de largo, 0.8-2 mm de ancho y 22-26 setígeros. Un organismo posee una elongación tan larga como la faringe en la región media de la faringe, en dirección distal, entre las mandíbulas. Otro espécimen posee dos paragnatos arreglados horizontalmente en el área V.

Observaciones. Una comparación con las demás especies registradas en el presente documento, se presentó arriba en las observaciones de *N. acuminata*. *Neanthes succinea* fue inicialmente descrita en el género *Nereis*, por lo que es común encontrarla como *Nereis (Neanthes) succinea* (Pettibone, 1963; Day, 1973). No obstante, recientemente fue considerada dentro del género *Alitta* (Bakken y Wilson, 2005; Bakken *et al.*, 2009; Glasby *et al.*, 2009; Quirós-Rodríguez *et al.*, 2013); sin embargo, esta investigación considera el género *Neanthes* ya que fue resucitado por Sato (2013), quién refuta la transferencia de *N. succinea* al género *Alitta*, basado en que la especie sí posee notoacículas en los setígeros 1 y 2, contrario a la afirmación de Bakken y Wilson (2005), quienes consideran este carácter como ausente. Por lo tanto, aún hay una falta de claridad sistemática acerca de cuál es el género al que pertenece la especie. Por otro lado, de acuerdo con Uebelacker y Johnson (1984), *N. succinea* es similar a *Nereis lamellosa*, diferenciándose sólo por la ausencia de falcíferos notopodiales en parápodos posteriores, el cual es un carácter estable en el género *Nereis*. No obstante, debido a esto, cuando se tienen especímenes incompletos, a menudo es difícil definir a qué género pertenecen.

Neanthes succinea es diferente a *N. brandti* (Siberia), una de las especies similares morfológicamente del Caribe, debido a que presenta dos paragnatos en línea en el área V, seis conos en distribución circular en el área VI y dos a tres líneas irregulares de conos



grandes y pequeños en las áreas VII-VIII, mientras que *N. brandti* presenta una mancha difusa de numerables paragnatos pequeños en el área V, 4-5 conos en línea en el área VI y una banda ancha de numerosos conos pequeños en las áreas VII-VIII (de León-González, 2009). Adicionalmente, tanto *N. succinea* como *N. brandti* son aceptados perteneciendo al género *Alitta* (Worms, 2013); no obstante, esto es aún propuesto y se necesita mayor discusión y análisis por los expertos. Por lo tanto, en este documento, se sigue teniendo en cuenta la especie como *Neanthes*.

Neanthes succinea tiene una distribución en estuarios y ambientes cerca de la costa, siendo ampliamente registrada en comunidades bentónicas (Pardo y Dauer, 2003). De acuerdo con Londoño-Mesa *et al.* (2002), estos organismos fueron encontrados asociados a las raíces sumergidas del mangle rojo en aguas con relativa influencia de agua marina, altas descargas antrópicas y un gran impacto por hidrocarburos en bahía Hooker. En el mismo estudio se analizaron las muestras de raíces del mangle rojo de bahía Honda, la cual está cerca (Figura 1), pero con condiciones intermedias en cuanto a influencia y descargas. En dicha bahía, esta especie igualmente fue encontrada, pero los especímenes no fueron tenidos en cuenta para este estudio, debido al mal estado de conservación en que se encontraron. Por lo tanto, en concordancia con Pardo y Dauer (2003), esta especie es euritópica, resistiendo y tolerando condiciones extremas, que otras especies no tolerarían. Se concluye que *N. succinea* podría ser una especie bioindicadora de aguas perturbadas, posiblemente con niveles cambiantes de oxígeno y de hidrocarburos, así como con descargas antrópicas variables. Londoño-Mesa *et al.* (2002) presentan las condiciones fisicoquímicas encontradas en el estudio para cada una de las estaciones.

Localidad tipo y distribución. *Neanthes succinea* fue descrita para el Mar del Norte. No obstante, se considera que tiene una amplia distribución en aguas templadas y tropicales (Uebelacker y Johnson, 1984). En el Gran Caribe, Salazar-Vallejo (1996) menciona que la especie ha sido registrada en la costa este de Estados Unidos, Florida, Golfo de México, Caribe mexicano, Panamá, Colombia, Venezuela e isla Trinidad. En Colombia, Dueñas (1999) y Báez y Ardila (2003) hicieron una recopilación de los registros hechos en el Caribe y mencionan que *N. succinea* ha sido registrada principalmente al norte del litoral continental, en el Parque Nacional Natural Tayrona, en la Ciénaga Grande de Santa Marta, en la bahía de Cartagena, en la bahía Cispatá y en Puerto Rey. Estudios recientes han encontrado la especie en el golfo de Urabá (Arteaga-Flórez, 2010) y al sur del litoral colombiano, en isla Fuerte (Molina-Acevedo, 2012). En el área insular oceánica del Caribe colombiano, sólo ha sido registrada por Londoño-Mesa *et al.* (2002) con el material usado en el presente documento.

Neanthes sp.

Figuras 4a-i

Nereis (Neanthes) succinea non Frey y Leuckart, Londoño-Mesa *et al.*, 2002: 229.

Material examinado. CEMUA-POLY-NERE-0400 (4), Bahía Honda, isla San Andrés, Caribe colombiano, Estación BHNJ2 (12°34'7.76"N 81°42'22.24"W), julio/1998.

Descripción. Organismo incompleto, color café dorsal y ventralmente (Figuras 4a-d). Con 19 mm de largo, 1.2 mm de ancho y 56 setígeros. Prostomio más largo que ancho sin hendidura distal, con un par de antenas cirrifórmes, de la mitad del largo de los palpos. Dos pares de ojos negros en arreglo trapezoidal invertido, los anteriores más alejados uno del otro y en media luna, los posteriores redondos. Palpos subcónicos con palpostilo cilíndrico. Peristomio del ancho del primer setígero, con cuatro pares de cirros tentaculares, el dorsal posterior de mayor tamaño, alcanzando el setígero 5. Faringe evertida con paragnatos en ambos anillos faríngeos: Área I: 3 conos en línea; área II: 17-19 conos en diagonal; área III: 30 conos agrupados cuadrangularmente; área IV: 18 conos en tres líneas transversales; área V: 5 conos en organización de dado; área VI: 6-9 conos agrupados circularmente; áreas VII-VIII: dos a tres líneas de muchos conos. Mandíbulas ámbar con siete a nueve dientes. Parápodos birrámeos, deteriorados en el espécimen, con lóbulos, lígulas y cirros poco distinguibles. Acículas negras noto y neuropodiales (Figura 4e). Notópodos de parápodos anteriores con tres lóbulos, el superior sub-cónico con cirro dorsal inserto basalmente, y los demás digitiformes; lígula media; neuropodos de parápodos anteriores con dos lóbulos, el inferior subcónico, con cirro ventral inserto basalmente. Notópodo de parápodos posteriores con dos lóbulos, el superior expandido y con el cirro inserto subdistalmente; neuropodo de parápodos posteriores con dos lóbulos digitiformes, el inferior de mayor tamaño con cirro inserto basalmente. Notópodos anteriores con espiníferos homogonfos supraciculares espinulados en el margen interno (Figura 4f); neuropodos anteriores con espiníferos homogonfos espinulados supra e infra-aciculares y falcíferos heterogonfos supra e infraaciculares de lámina mediana. Notópodos medios con espiníferos homogonfos notopodiales y espiníferos homogonfos neuropodiales supraciculares y heterogonfos infraciculares (Figura 4g), falcíferos heterogonfos neuropodiales de lámina larga, superando la longitud de la base de la misma (Figura 4h). Notópodos posteriores con espiníferos homogonfos; neuropodos posteriores con espiníferos homo y sesquigonfos (Figura 4i) y falcíferos heterogonfos de lámina larga supraciculares, e infraciculaes. Pigidio ausente.

Variaciones. Organismos de 12-17 mm de largo, 0.6-1.1 mm de ancho y 34-70 setígeros. El individuo más pequeño posee palpos sub-globosos. Los demás caracteres no variaron.

Observaciones. Londoño-Mesa *et al.* (2002) identificaron inicialmente este material como *Neanthes succinea*, asociados a las raíces sumergidas de



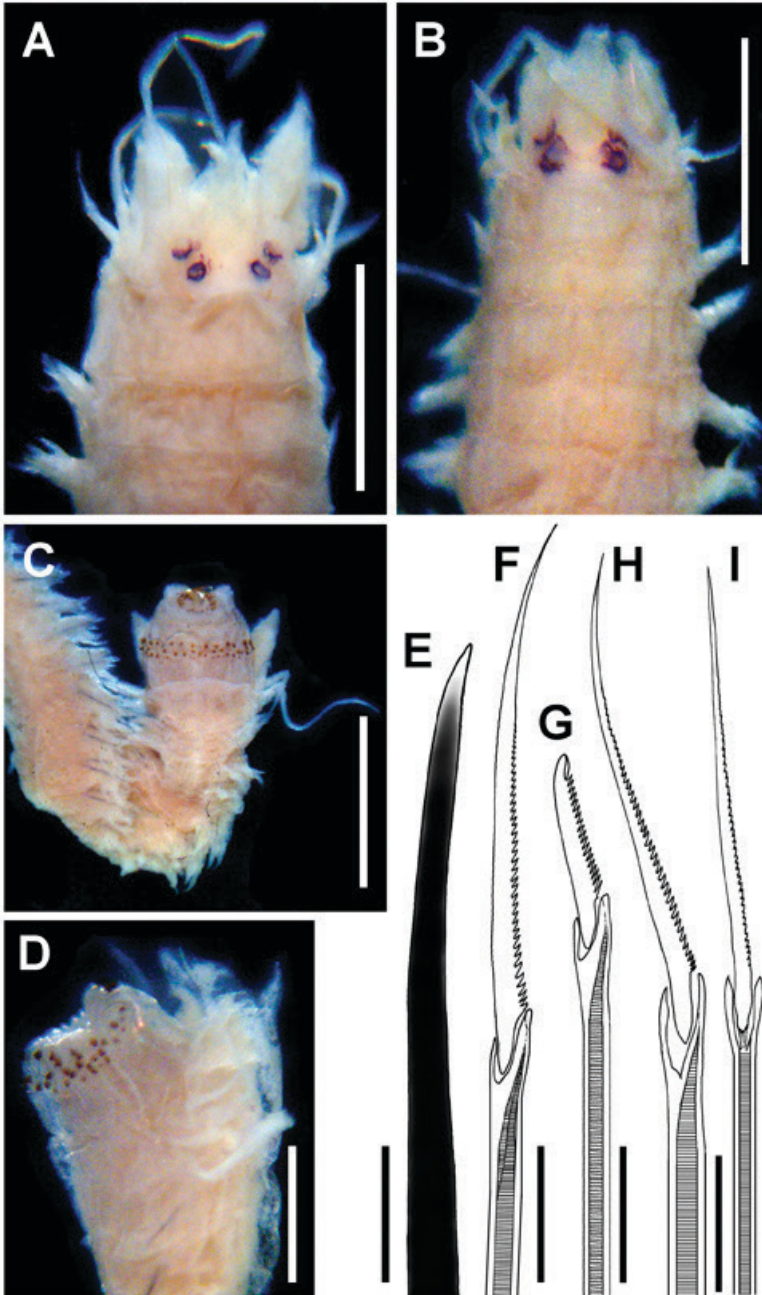


Figura 4. *Neanthes* sp.: a. Vista dorsal organismo 4. b. Vista dorsal organismo 3. c. Vista ventral organismo 1. d. Vista lateral organismo 2. e. Acícula. f. Espinífero homogonfo. g. Espinífero heterogonfo. h. Falcífero heterogonfo. i. Espinífero sesquigonfo. Escala: a, b: 1.2 mm. c. 0.8 mm. d. 0.6 mm. e. 0.06 mm. f-i. 0.05 mm.

R. mangle en la zona intermareal. No obstante, una revisión taxonómica más exhaustiva del material, usando literatura actualizada, ayudó a identificar este material sólo como *Neanthes* sp., debido a que no se encuentra en óptimas condiciones, pero conserva las características de la faringe, las cuales poseen un alto valor taxonómico. Este material es muy similar a aquel identificado como *N. succinea*, aunque difiere en el número y arreglo de paragnatos en la faringe ya que *N. succinea* posee en el área IV 25 conos en arreglo de media luna y en el área V dos conos en línea vertical, mientras que *Neanthes* sp. tiene en el área IV 18 conos arreglados en tres líneas transversales y en el área V cinco conos en organización de dado (dos anteriores, dos posteriores y uno central). Adicionalmente, *Neanthes* sp., presenta espiníferos heterogonfos en parápodos medios, mientras que *N. succinea* carece de los mismos. Es importante aclarar que al correr la clave taxonómica de León-González (2009) no hay concordancia con los caracteres mostrados allí debido a que *Neanthes* sp. posee parápodos con lígula dorsal y media, falcíferos de lámina larga, pero al seguir la clave los organismos con esos caracteres debían tener en el área I un paragnato o carecer de ellos, mientras que *Neanthes* sp., tiene tres paragnatos. Realizando la comparación con *Neanthes mexicana* Fauchald, 1972, la especie más cercana al correr la clave taxonómica mencionada, *Neanthes* sp. tiene varias diferencias marcadas con dicha especie, principalmente en el arreglo y número de paragnatos en la faringe: *N. mexicana* tiene un paragnato cónico en el área I, el área V no tiene paragnatos, el área VI posee un paragnato cónico y las áreas VII-VIII poseen cinco paragnatos en una línea; mientras que *Neanthes* sp. posee tres paragnatos cónicos en el área I, cinco paragnatos en el área V, seis a nueve paragnatos en arreglo circular en el área VI y las áreas VII-VIII dos a tres líneas de conos. Una comparación con las demás especies registradas en el presente documento es encontrada en las observaciones de *N. acuminata*.

Distribución. Bahía Honda, noreste de isla San Andrés, Caribe colombiano insular oceánico.

Platynereis Kinberg, 1866

Platynereis mucronata de León-González, Solís-Weiss y Valadez-Rocha, 2001

Figuras 5a-e

Platynereis mucronata de León-González, Solís-Weiss y Valadez-Rocha, 2001: 391-394, Figuras 2A-H.

Tylorrhynchus bahamensis, Londoño-Mesa *et al.*, 2002: 229.

Material examinado. CEMUA-POLY-NERE-0401 (1), PNNOPL, Caribe colombiano, Estación MBJ (13°21'46.43"N 81°21'16.71"W), julio/1998.



Descripción. Organismo incompleto, color beige. Con 10 mm de largo, 0.9 mm de ancho y 20 setígeros. Prostomio más largo que ancho, con un par de cicatrices antenales. Ojos negros en arreglo trapezoidal, los anteriores más alejados uno del otro. Palpos tan largos como el ancho del prostomio; palpostilo no evidente. Peristomio cercanamente tan ancho como el setígero 1, con cuatro cicatrices de cirros peristomiales. Faringe evertida con pectinas en ambos anillos faríngeos. Áreas I y II: sin paragnatos o pectinas; área III: tres líneas de pectinas; área IV: tres líneas diagonales de pectinas; área VI: una línea transversal de pectinas; áreas VII-VIII: tres líneas transversales de pectinas. Mandíbulas café con ocho dientes. Parápodos birrámeos deteriorados, con lóbulos, ligulas y cirros poco distinguibles (Figura 5a). Acículas negras (Figura 5b); parápodos anteriores con tres lóbulos cilíndricos de igual tamaño, el ventral tan ancho como el doble de los superiores. Cirros cirriiformes, insertos basalmente. Parápodos posteriores con lóbulos indiferenciados. Notópodos anteriores y posteriores con espinígeros homogonfos espinulados supra (Figura 5c) y sub-aciculares (Figura 5d); neurópodos anteriores y posteriores con falcígeros de lámina mediana (Figura 5e), tan larga como la base de la misma, y espinígeros heterogonfos espinulados. Pigidio ausente.

Observaciones. Londoño-Mesa *et al.* (2002) identificaron inicialmente este material como *Tylorrhynchus bahamensis*, asociados a raíces sumergidas de *R. mangle*. *Platynereis mucronata* es similar a *P. hutchingsae* de León-González, Solís-Weiss y Valadez-Rocha, 2001. Se diferencian en que *P. hutchingsae* no presenta pectinas en las áreas I, III, IV y V de la faringe, mientras que *P. mucronata* presenta pectinas en las áreas III y IV; adicionalmente, *P. mucronata* presenta falcígeros heterogonfos neuropodiales con terminación en gancho, ausentes en *P. hutchingsae* (de León-González *et al.*, 2001).

De acuerdo con las descripciones originales, *P. hutchingsae* y *P. mucronata* presentan falcígeros homogonfos notopodiales, por lo que al seguir la clave taxonómica de León-González (2009), es fácil confundir dichas especies; además, el material revisado en esta investigación carecía de falcígeros homogonfos notopodiales, aunque al leer la descripción original de ambas especies, todos los caracteres concordaban con *P. mucronata*, por lo cual se puede inferir que dichos falcígeros pudieron haberse perdido o dañado junto con algunas carnosidades de los parápodos. *Platynereis mucronata* también se diferencia de *P. dumerilii* (Audouin y Milne-Edwards, 1933) en que esta última presenta falcígeros homogonfos notopodiales redondeados distalmente y la faringe posee seis pectinas en el área III, nueve pectinas en arreglo creciente en el área IV y cinco grupos de pectinas dobles en las áreas VII-VIII.

Por último, esta especie no había sido identificada en Colombia, debido a que es muy reciente, y todos los registros de neréididos para el país son anteriores al

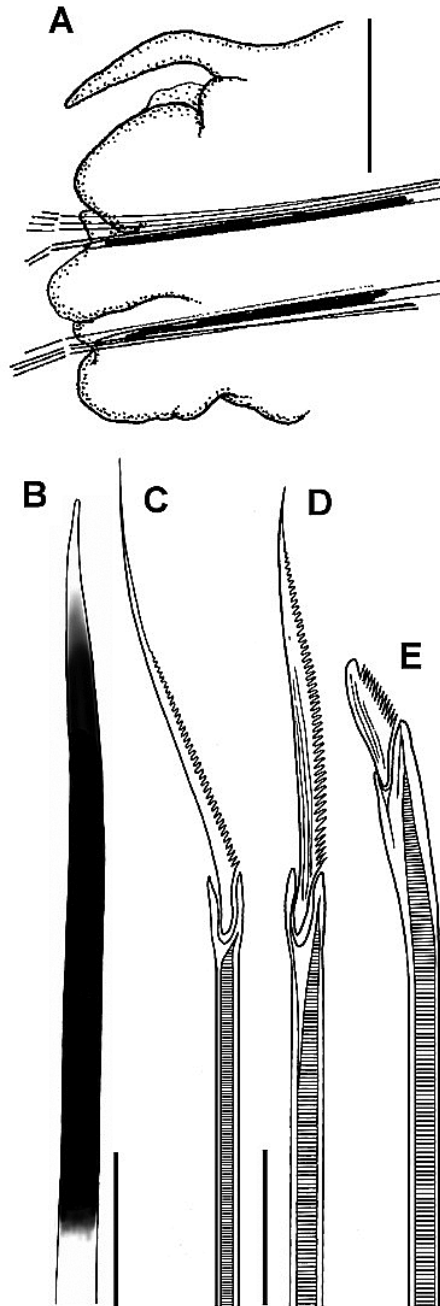


Figura 5. *Platynereis mucronata*. a. Parápodo anterior. b. Notoacícula. c. Espinígero homogonfo supra-aciculares, parápodo anterior. d. Espinígero homogonfo sub-acicular, parápodo anterior. e. Falcígero heterogonfo sub-acicular, parápodo anterior. Escalas: a: 0.4 mm. B: 0.05 mm. c-e: 0.02 mm.

año 2001. Posiblemente, una revisión exhaustiva del material comentado por Dueñas (1999) y Báez y Ardila (2003) resulte en el hallazgo de esta especie, erróneamente identificada bajo otro nombre, tal como ocurrió con el material identificado en el presente documento.

De acuerdo con Londoño-Mesa *et al.* (2002), este individuo fue identificado como *T. bahamensis*, una especie perteneciente a la subfamilia Gymnonereidinae. No obstante, esa subfamilia se caracteriza por poseer algunos parápodos con cirros neuropodiales dobles, lo cual no se presentan en el material identificado como *P. mucronata*. De acuerdo con la descripción original, *T. bahamensis* posee falcíferos notopodiales homogonfos sin serración pero con dos dientes prominentes al final de la lámina, mientras que *P. mucronata* posee falcíferos homogonfos notopodiales en parápodos anteriores sin serración, pero con un diente apical dirigido hacia abajo. Igualmente, ambas especies difieren en el tipo y disposición de los elementos en las áreas de los anillos faríngeos. *Tylorrhynchus bahamensis* presenta un paragnato en el área VI, y una serie de siete paragnatos de diferentes tamaños en las áreas VII y VIII, mientras que *P. mucronata* tiene pectinas en las áreas III, IV, VI, VII y VIII. Adicionalmente, *T. bahamensis* tiene una distribución en el litoral continental colombiano, pues ha sido registrada por Laverde-Castillo y Rodríguez-Gómez (1987) y Dueñas (1999) para bahía de Cartagena, mientras que *P. mucronata* tiene una distribución insular colombiana, presentándose en el archipiélago de San Andrés y Providencia, según la presente investigación, y en isla Fuerte, Bolívar, según Molina-Acevedo (2012), y continental recientemente encontrada por Arteaga-Flórez (2010), en el Caribe chocono y antioqueño del golfo de Urabá.

Localidad tipo y distribución. *Platynereis mucronata* fue descrita para el sur del golfo de México. De acuerdo con de León-González (2009), la especie se distribuye también hacia el Caribe mexicano. También en el Caribe colombiano en el golfo de Urabá (Arteaga-Flórez, 2010) e isla Fuerte (Molina-Acevedo, 2012). Este registro expande la distribución de la especie hacia el Caribe colombiano insular oceánico, en isla Providencia.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar), por proveer fondos para el desarrollo de la presente investigación, a través del convenio de cooperación académica y científica 019-12 del Programa de Biodiversidad y Ecosistemas Marinos (BEM), la cual hace parte del trabajo de investigación de maestría “Análisis taxonómico y biogeográfico de los neréididos (Annelida, Polychaeta, Nereididae) del Caribe colombiano”. Adriana Santos-Martínez

permitió realizar la investigación con las muestras de poliquetos en el desarrollo del proyecto “Evaluación preliminar de la biodiversidad marina asociada a los manglares del Parque McBean Lagoon en Providencia, y bahías Honda y Hooker en San Andrés, Caribe colombiano”, Instituto de Estudios Caribeños, Universidad Nacional de Colombia. Edgar Andrés Estrada Urrea ayudó con la elaboración del mapa. Finalmente, se agradece a los evaluadores anónimos, cuyos aportes fueron importantes para mejorar este documento.

BIBLIOGRAFÍA

- Arteaga-Flórez, C. 2010. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en el golfo de Urabá, Caribe colombiano. Tesis Biol., Universidad de Antioquia, Medellín. 111 p.
- Báez, D.P. y N.E. Ardilla. 2003. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del mar Caribe colombiano. *Biota Colomb.*, 4(1): 89-109.
- Bakken, T. y R. Wilson. 2005. Phylogeny of nereidids (Polychaeta, Nereididae) with paragnaths. *Zool. Scripta*, 34: 507-547.
- Bakken, T., C.J. Glasby y R.S. Wilson. 2009. A review of paragnath morphology in Nereididae (Polychaeta). *Zoosymposia*, 2: 305-316.
- Cañete, J.I., G.L. Leighton y E.H. Soto. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 35: 185-194.
- Day, J.H. 1973. New Polychaeta from Beaufort with a key to all species recorded from North Carolina. NOAA Tech. Rep. NMFS Circ., 375, 140 p.
- De León-González, J.A. 1999. Nereididae (Annelida: Polychaeta) de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. H011, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey. 289 p.
- De León-González, J.A. 2009. Nereididae Lamarck, 1818. Tomo II. 325-354. En: De León-González, J.A., J.R. Bastida-Zavala, L.F. Carrera-Parra, M.E. García-Garza, A. Peña-Rivera, S.I. Salazar-Vallejo y V. Solís-Weiss. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América Tropical. Tomos I, II y III. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey. 737 p.
- De León-González, J.A., V. Solís-Weiss y V. Valadez Rocha. 2001. Two new species of *Platynereis* (Polychaeta: Nereididae) from eastern Mexican shores. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 114(2): 389-395.
- Dueñas, P.R. 1999. Algunos poliquetos (Annelida) del Caribe colombiano. Milenio, *Rev. Fac. Cien. Bas. Univ. Córdoba*, 1: 9-18.
- Ehlers, E. 1868. Die Borstenwürmer nach systematischen und anatomischen Untersuchungen dargestellt. Wilhelm Engelmann, Leipzig, Alemania. 748 p.
- Ehlers, E. 1908. Die bodensässigen Anneliden aus den Sammlungen der deutschen Tiefsee-Expedition. *Wiss. Ergebn. deutsch. Tiefsee-Exped. Valdivia, 1898-99*, 16(1): 1-168.
- Frey, H. y R.S. Leuckart. 1847. Beitrage zur Kenntniss wirbelloser Thiere mit besonderer Berücksichtigung der Fauna des norddeutschen Meeres. Friedrich Vieweg, Braunschweig, Alemania. 170 p.



- Gardiner, S.L. 1976. Errant polychaete annelids from North Carolina. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.*, 91: 77-220.
- Glasby, C.J. y K. Fauchald. 2000. Key to the families of Polychaeta. 53-61. En: Beesley, P. L., G. J. B. Ross y C. J. Glasby (Eds.). *Polychaetes & allies: The Southern synthesis. Fauna of Australia, 4A. Polychaeta, Myzostomida, Pogonophora, Echiura, Sipuncula.* CSIRO Publishing, Melbourne. 465 p.
- Glasby, C.J., T. Timm, A.I. Muir y J. Gil. 2009. Catalogue of non-marine Polychaeta (Annelida) of the World. *Zootaxa*, 2070: 1-52.
- Gómez-López, D.I., C. Segura-Quintero, P.C. Sierra-Correa y J. Garay-Tinoco (Eds.). 2012. Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Serie de Publicaciones Especiales No. 28, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras; Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Santa Marta. 180 p.
- Hartman, O. 1945. The marine annelids of North Carolina. *Bull. Duke Univ. Mar. Sta.*, 2, 54 p.
- Imajima, M. 1972. Review of the annelid worms of the family Nereidae of Japan, with description of five new species or subspecies. *Bull. Nat. Sci. Mus. Tokyo*, 15: 37-153.
- Laverde-Castillo, J.J. y H. Rodríguez-Gómez. 1987. Lista de los poliquetos registrados para el Caribe colombiano, incluyendo comentarios sobre su zoogeografía. *An. Inst. Inv. Mar. Punta Betín*, 17: 95-112.
- Liñero-Arana, I. y O. Díaz-Díaz. 2011. Poliquetos bénticos de Venezuela: Aspectos morfológicos de los poliquetos bénticos y diagnosis y datos biológicos de las familias presentes en la costa venezolana. Editorial Universitaria. 147 p.
- Londoño-Mesa, M.H., J. Polanía e I. Vélez. 2002. Polychaetes of the mangrove-fouling community at the Colombian Archipelago of San Andrés and Old Providence, Western Caribbean. *Wet. Ecol. Man.*, 10: 227-232.
- Molina-Acevedo, I.C. 2012. Poliquetos (Polychaeta: Annelida) de isla Fuerte, Caribe colombiano. Tesis Biol., Universidad de Antioquia, Medellín. 187 p.
- Pardo, E.V. y D.M. Dauer. 2003. Particle size selection in individuals from epifaunal versus infaunal populations of the nereidid polychaete *Neanthes succinea* (Polychaeta: Nereididae). *Hidrobiología*, 496: 355-360.
- Pettibone, M.H. 1963. Marine polychaete worms of the New England Region. 1. Aphroditidae through Trochochaetidae. *Bull. U.S. Nat. Mus.*, 227, 356 p.
- Quirós-Rodríguez, J., P. Dueñas-Ramírez y N.H. Campos. 2013. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a algas rojas intermareales de Córdoba, Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 48(1): 87-98.
- Renaud, J.C. 1956. A report on some polychaetous annelids from the Miami-Bimini area. *Am. Mus. Novit.*, 1812: 1-40.
- Rioja, E. 1918. Datos para el conocimiento de la fauna de anélidos poliquetos del Cantábrico. *Trab. Mus. Nal. Cienc. Nat., Ser. Zool.* 29, 111 p.
- Rioja, E. 1946. Estudios Anelidológicos XV. Neréidos de agua salobre de los esteros del litoral del golfo de México. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. México*, 17: 205-214.
- Rouse, G.W. y K. Fauchald. 1997. Cladistic and polychaetes. *Zool. Scripta*, 26(2): 139-204.
- Rouse, G.W. y F. Pleijel. 2001. *Polychaetes.* Oxford University Press, Oxford. 354 p.

- Salazar-Vallejo, S.I. 1996. Lista de especies y bibliografía de poliquetos (Polychaeta) del Gran Caribe. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Aut. Mex., Ser. Zool., 67(1): 11-50.
- Salazar-Vallejo, S.I. y M.S. Jiménez-Cueto. 1997. Neréididos (Polychaeta) del Caribe mexicano con una clave para las especies del Gran Caribe. Rev. Biol. Trop., 44(3)/45(1): 361-377.
- Santos, C.S.G. 2007. Nereididae from Rocas Atoll (North-East, Brazil). Arch. Mus. Nac. Rio Jan., 65(3): 369-380.
- Santos-Martínez, A., J. Polanía y J. Medina. 1998. Evaluación preliminar de la biodiversidad marina asociada a los manglares del Parque McBean Lagoon en Providencia y Bahías Honda y Hooker en San Andrés, Caribe colombiano. Informe de investigación, Instituto de Estudios Caribeños, Universidad Nacional de Colombia, San Andrés. 16 p.
- Sato, M. 2013. Resurrection of the genus *Nectoneanthes* Imajima, 1972 (Nereididae: Polychaeta), with redescription of *Nectoneanthes oxypoda* (Marenzeller, 1879) and description of a new species, comparing them to *Neanthes succinea* (Leuckart, 1847). J. Nat. Hist., 47(1-2), 50 p.
- Taylor, J. 1984. Nereididae Johnston. 1845. Chapter 31. 31-1 a 31-42. En: Uebelacker, J.M y P.G. Johnson (Eds.). Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of Mexico. Final report to the Mineral Management Service, contract 14-152-29091. 7 Vols, Barry A. Vittor and Associates, Inc., Mobile, EE.UU. 1499 p.
- Uebelacker, J.M. y M.L. Johnson (Eds.). 1984. Taxonomic guide to the polychaetes of the northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. 7 Vols. Barry A. Vittor and Associates. Inc., Mobile, EE.UU. 1499 p.
- Weinberg, J.R., V.R. Starezak, C. Mueller, G.G. Pesch y S.M. Lindsay. 1990. Divergence between populations of a monogamous polychaete with male parental care: premating isolation and chromosome variation. Mar. Biol., 107: 205-213.
- Worms. 2013. World register of marine species. Editorial Board. <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. 09/11/2013.

RECIBIDO: 13/12/2013

ACEPTADO: 22/04/2015



ESTADO ACTUAL DE LA POBLACIÓN ADULTA DEL CANGREJO SEMITERRESTRE *CARDISOMA GUANHUMI* (LATREILLE) EN LA ISLA DE SAN ANDRÉS, CARIBE COLOMBIANO

Annelis Hernández-Maldonado¹ y Néstor Hernando Campos Campos²

¹ Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Campus Tuxpan, Veracruz, México. E-mail: silena1087@hotmail.com

² CECIMAR, Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, El Rodadero, Santa Marta, Colombia, E-mail: nhcamposc@unal.edu.co

RESUMEN

San Andrés es la isla mayor del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, ubicado en el Caribe colombiano. En ella están presentes los ecosistemas característicos de la regiones costeras tropicales, que le proporcionan hábitat al cangrejo semiterrestre *Cardisoma guanhumi*. Este estudio se realizó durante los meses de marzo y abril de 2012, teniendo como objetivo principal la evaluación preliminar de las poblaciones presentes en la isla. Se colectaron manualmente 101 individuos adultos y se registraron las determinaciones morfométricas (longitud y ancho del caparazón y peso) y sexo. Los machos mostraron un mayor tamaño en términos de peso y ancho del caparazón, así como en número de individuos, pues la proporción de sexos (machos: hembras) fue 3:1. *Cardisoma guanhumi* no tiene depredadores importantes en la isla, ya que no se le considera especie económicamente valiosa en el área, permitiéndole alcanzar mayores dimensiones en comparación con otras a lo largo de su distribución geográfica. Esto ha dado pie a que San Andrés pueda ser considerada como refugio natural para la especie, ya que en otras regiones de Colombia está categorizada como vulnerable.

PALABRAS CLAVE: San Andrés, *Cardisoma guanhumi*, Morfometría, Cangrejo semiterrestre, Caribe colombiano.

ABSTRACT

Present status of the adult population of the semiterrestrial crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille) in San Andrés, Colombian Caribbean. San Andrés, the largest island in the Colombian Caribbean, Archipelago of San Andrés, Providence and Santa Catalina, include characteristic tropical coastal ecosystems, which provide habitat for the semiterrestrial crab *Cardisoma guanhumi*. Between March and April 2012 a study was conducted aiming to make a preliminary evaluation of the crab population on the island. 101 adults crabs were collected manually and their main morphometric measurements were taken (carapace length and width and weight), as well as sex information. Males

were more numerous (male: female sex ratio 3:1) and grew larger in terms of body weight and carapace. The species does not have any significant predators on the island and they are not considered by the islanders an economically important resource in this area; this may allow crabs to reach larger sizes compared to other localities along their geographical distribution. This is why the island of San Andrés should be considered as a natural refuge for the species, since in other Colombian regions it is considered a vulnerable species.

KEY WORDS: San Andrés, *Cardisoma guanhumí*, Morphometry, Semiterrestrial crab, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

La isla de San Andrés, con un área total de 27 km² (Santos-Martínez *et al.*, 2009) y como parte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, fue declarada como Reserva de Biosfera Seaflower en noviembre de 2000 por el Programa Hombre y la Biosfera, de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Unesco (Baine *et al.*, 2007). En la isla se encuentran asentadas poblaciones de varias especies de cangrejos terrestres, entre estos *Cardisoma guanhumí* (Latreille), el cual presenta un ámbito de distribución amplio que va desde el sureste de Florida hasta Brasil (Powers, 1977; Burggren y McMahon, 1988) y es conocido comúnmente como cangrejo blanco, mulato, juey, pollo de tierra o cangrejo paisano (Rejane y Oshiro, 2002; Barrios, 2008). El cangrejo cava una madriguera que desciende hasta el nivel freático en donde permanecen la mayor parte del tiempo; durante la estación seca sella la entrada de su madriguera con barro, dando lugar al proceso de muda, el cual disminuye con la edad (Hill, 2001); durante la temporada de lluvias y principalmente al anochecer son más activos (Rodríguez-Fourquet y Sabat, 2009). A lo largo de su ciclo de vida su coloración varía; individuos juveniles presentan color marrón oscuro, en etapa de transición es de color púrpura oscuro y naranja, mientras que los adultos tienen un color azul lavanda; en el caso de las hembras cambian a color blanco o amarillo apagado en el momento de la ovulación (Taissoun, 1974; Tavares, 2003). Su ciclo reproductivo depende de los patrones climáticos y las fases lunares, presentando migraciones masivas anuales durante la luna llena de los meses de mayor precipitación, al comienzo de la época de lluvias (Hill, 2001). El periodo de desove se extiende desde junio o principios de julio a diciembre, aunque existen pequeñas variaciones de acuerdo con la región y cambios en las temporadas de lluvias (Gifford, 1962; Hill, 2001). *Cardisoma guanhumí* tiene una función clave en la cadena alimentaria, son depredados por otros animales como aves y mamíferos (Gifford, 1962), participa en el reciclaje de nutrientes al ingerir hojas, semillas y material en descomposición, además de ser una fuente importante de proteínas e ingresos para las comunidades (Taissoun, 1974; Capistrán y Utrera, 2006; Takahashi, 2008). Una de las poblaciones más

explotadas en el Caribe ha sido la de Puerto Rico, en donde es un foco importante en la pesquería artesanal, se explota también en Cuba, Brasil, México y Venezuela (Carmona-Suárez, 2011) y en el Caribe continental de Colombia, en donde ha sido aprovechada ampliamente, registrándose valores máximos de captura en Semana Santa, lo que ha conducido a que sea categorizada como especie vulnerable (VU) en el libro de especies amenazadas de Colombia (Santodomingo-Aguilar y Rueda, 2002; Rojas y Sierra-Correa, 2010). Específicamente para la isla de San Andrés las capturas son muy esporádicas; comercializándose solo en algunos restaurantes y utilizándolo como carnada para la pesca, ya que se tiene la creencia de ser un cangrejo “sucio” por sus hábitos alimentarios y los hábitats en los que se encuentra (Hernández-Maldonado, 2012).

Cardisoma guanhumí ha sido el centro de estudio de diversos trabajos, como Burggren y McMahon (1988) y Gifford (1962), que han sido la base para conocer sobre su distribución, relaciones, hábitat, hábitos alimentarios, reproducción y patrones de coloración; otros se han enfocado en la estimación de la densidad poblacional, métodos de captura, conocimiento etnoecológico y filogeográfico, desde Powers (1977) hasta Firmo *et al.* (2012). El objetivo de este trabajo fue evaluar preliminarmente las poblaciones de *Cardisoma guanhumí* presentes en la isla de San Andrés, Colombia, mediante la caracterización de las variables morfométricas principales de los individuos adultos, ya que no existe un estudio precedente para la especie en la región.

ÁREA DE ESTUDIO

San Andrés es la isla mayor del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, localizada a 800 km de la costa continental colombiana (Figura 1). Su clima es seco tropical y su temperatura media anual es de $27.4^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ (Campos *et al.*, 2005). El departamento tiene una extensión de línea de costa de 72 km aproximadamente y un área terrestre de 44 km² (52.5 km², incluyendo los cayos) (Posada *et al.*, 2009), sus ecosistemas son representativos de regiones tropicales, encontrando arrecifes de coral, praderas de pastos marinos, manglares y bosques secos que albergan puntos de alto endemismo (Santos-Martínez *et al.*, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fase de Campo

Se recolectaron individuos al azar, durante los meses de marzo y abril de 2012, considerando sólo los que se encontraban fuera de sus madrigueras, para evitar un muestreo invasivo. Cada individuo fue medido en la región dorsal del caparazón: longitud (CTL) y ancho (CTW) en mm, con un vernier digital marca AutoTEC de 0.02



mm de precisión, pesado con un dinamómetro plástico de 1000 g de capacidad (TW) y sexado. En el caso de las hembras, se registró adicionalmente ovadas y no ovadas. A cada individuo se le asignó un número que fue plasmado en la región cardiaca con un marcador permanente, para evitar la sobreestimación contando al individuo varias veces, posteriormente se procedió a su liberación. Los individuos fueron recolectados en las zonas de manglar, en sus inmediaciones y en los sitios en donde los isleños mencionaban haber detectado ejemplares de *C. guanhumí*.

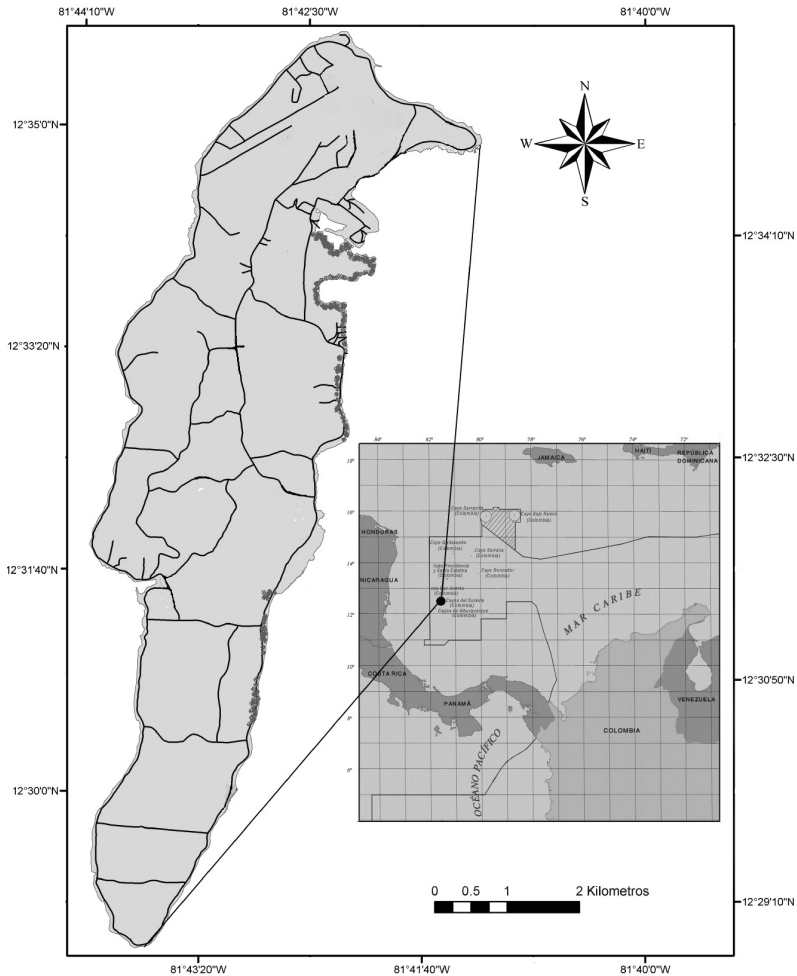


Figura 1. Área de estudio, isla de San Andrés (12°28'44"-35'36" N, 81°41'13"-44'47" W) y ubicación de los sitios de manglar (modificada de Tobar *et al.*, 2013).

Análisis Estadístico

Todas las pruebas estadísticas se realizaron con el programa Statgraphics Plus, Versión 5.1 con $\alpha = 0.05$, 1 gl. Los datos tomados de los individuos capturados (longitud y ancho del caparazón y peso) fueron previamente sometidos a una prueba de normalidad; los datos se evaluaron con estadística descriptiva, realizándose una prueba *t-Student* para la variable CTW para machos y hembras. Las variables CTL, CTW y TW se sometieron a un análisis de regresión de tipo lineal para machos y hembras, al igual para las medidas longitud: ancho y peso: ancho:

$$CTL = a + b * CTW$$

$$TW = a + b * CTW$$

Una prueba de χ^2 se realizó para determinar la relación de sexos en la localidad de estudio, en esta prueba se contrasta la frecuencia observada, respecto a la esperada 1:1 para la relación machos: hembras y se evalúa mediante la fórmula:

$$\chi^2 = \sum (O_i - E_i)^2 / E_i$$

Se estableció una frecuencia de sexos por intervalo de talla con base en la ecuación propuesta por Creasey *et al.* (2000) (donde el valor de cero indica igual número de machos que de hembras, valores positivos indican mayor número de machos que de hembras y valores negativos indican mayor número de hembras que de machos), estableciendo así la dominancia de machos respecto a hembras en cada intervalo, cero corresponde a la relación 1:1, determinándose bajo la siguiente fórmula:

$$SO = (M - H) / (M + H)$$

Dónde: M= Número de machos en la muestra y H= Número de hembras en la muestra.

Aplicándose de igual forma para obtener la proporción de hembras ovadas respecto a las no ovadas (el valor de cero indica igual número de hembras no ovadas que de ovadas, valores positivos indican mayor número de hembras no ovadas y valores negativos indican mayor número de ovadas):

$$SO = (H - Hov) / (H + Hov)$$

Dónde: H = número de hembras no ovadas (incluyendo juveniles y adultas) y Hov = número de hembras ovadas.



RESULTADOS

Estructura de la población

Se recolectó un total de 101 individuos durante los dos meses de estudio, determinándose 79 individuos machos (78.2%) y 22 hembras (21.9%), de las cuales 15 estaban ovadas (14.85%). La proporción de sexos de las poblaciones de *C. guanhumi* en la temporada de estudio, a diferencia del esperado 1:1, mostró una relación 3:1 en la que los machos tuvieron mayor representatividad.

De las observaciones realizadas durante la temporada de estudio, se determinó que el ancho promedio del caparazón para los individuos fue de 87.51 mm, manteniéndose alrededor de 82.00 ± 9.36 mm en hembras (incluyendo no ovadas y ovadas), incrementándose esta talla en machos (88.87 ± 12.71 mm). Las medidas de dispersión muestran que los datos se alejan de la distribución normal; sin embargo, el valor estandarizado de curtosis está dentro del ámbito esperado para los datos de una distribución normal (Tabla 1). La prueba *t-Student* muestra claramente que los machos alcanzan tallas más grandes ($t = 2.544, p = 0.007$). El valor promedio de la longitud del caparazón (CTL) en machos fue de 73.85 ± 10.36 y 68.67 ± 7.23 para hembras; con un peso total (TW) de 347.21 ± 114.06 g en machos y 270 ± 80.65 en hembras (Figuras 2 y 3).

Solo se recolectaron individuos adultos de ambos sexos (Tabla 2), ya que todas las capturas fueron manuales (sin la utilización de trampas) y los individuos capturados estaban fuera de sus madrigueras. Aunque durante los recorridos se observó la presencia de individuos juveniles y transicionales, de acuerdo con la coloración de los caparazones.

Tabla 1. Medidas de dispersión y prueba de normalidad para cada categoría de sexo.

	Ámbito	Desviación típica	Coefficiente de variación	Varianza	Curtosis estandarizado	Kolmogorov-Smirnov
Machos	68.28	12.71	14.30%	161.62	1.05	$p < 0.10$
Hembras	14.58	5.49	6.69%	30.24	-0.74	$p > 0.10$
Hembras ovadas	34.13	10.88	13.14%	118.51	-1.01	$p > 0.10$

Tabla 2. Clasificación de los individuos adultos de *Cardisoma guanhumi* con base en el peso.

Peso (g)	Machos	Hembras (Total)	Hembras ovadas
90- 190.9	6	2	1
200- 290.9	21	10	6
>300	52	10	8

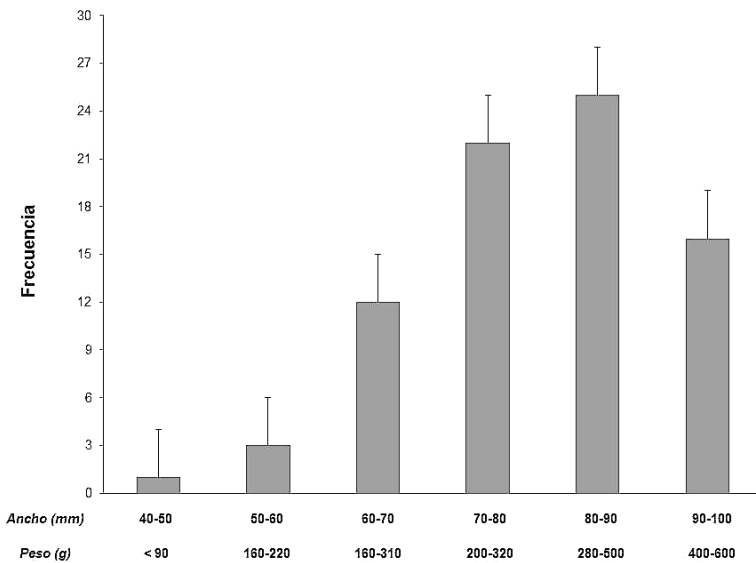


Figura 2. Intervalos de talla para el ancho de caparazón en individuos de *Cardisoma guanhumii* colectados en la isla de San Andrés (M= machos, H= hembras, Hov= hembras ovadas).

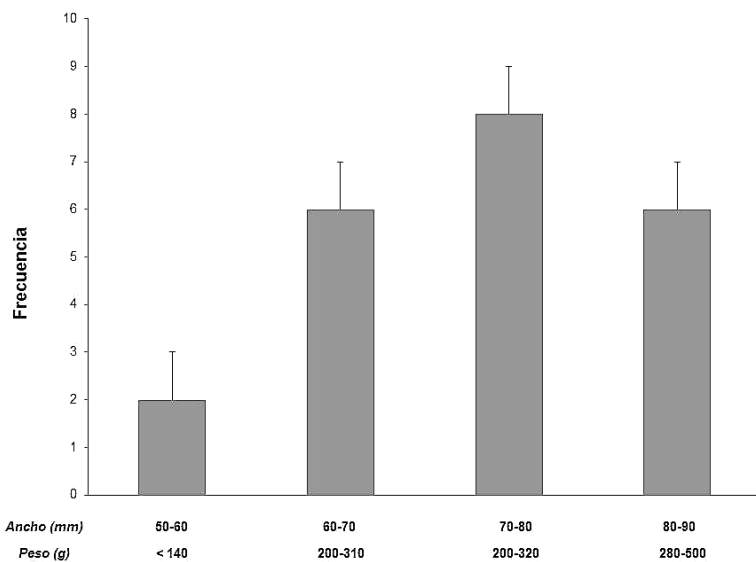


Figura 3. Frecuencia del ancho del caparazón y peso de los ejemplares machos de *Cardisoma guanhumii*.

Frecuencia de sexos por intervalo de talla

Para todos los intervalos de talla establecidos para machos y hembras, los machos son notablemente más abundantes que las hembras. Por otro lado, la relación 1:1 para hembras: hembras ovadas se cumple en la mitad de los intervalos de talla, en tres de los intervalos remanentes hay una tendencia al incremento de hembras ovadas y en sólo un intervalo (82.97-85.71 mm) las hembras no ovadas son predominantes (Figura 4).

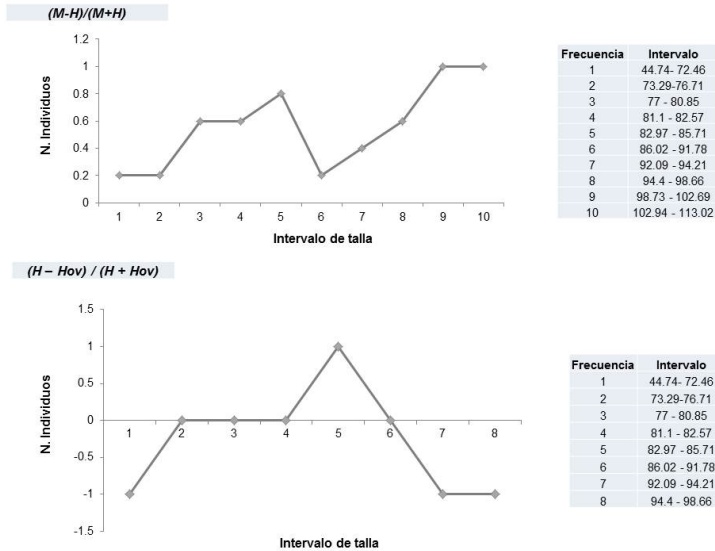


Figura 4. Frecuencia del ancho del caparazón y peso de los ejemplares hembras de *Cardisoma guanhumii*.

Relaciones morfométricas

Los contrastes en las categorías de sexos se realizaron con base en una sola variable (CTW), ya que el análisis de correlación de tipo lineal entre longitud y ancho del caparazón muestra una relación significativa (coeficiente de correlación: 0.95, $R^2=90.33\%$) (Figura 5). Se observa que en los contrastes de las categorías de sexos para hembras: hembras ovadas el coeficiente de correlación es de 0.95 ($R^2=88.41\%$), para hembras ovadas: machos coeficiente de correlación: 0.85 ($R^2=71.05\%$), para hembras: machos coeficiente de correlación: 0.85 ($R^2=67.28\%$), indicando la existencia de una correlación en los tres contrastes. El análisis de regresión lineal para las medidas longitud: ancho y peso, ancho determinó que tanto para machos como para hembras existe relación estadísticamente significativa con un nivel de confianza del 99%. Se observa para ambos sexos la presencia de un crecimiento alométrico positivo (Figura 6).

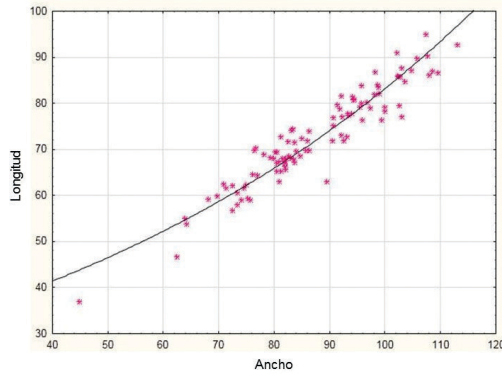


Figura 5. Regresión exponencial para la variable longitud y ancho (mm) del caparazón de *Cardisoma guanhumí*.

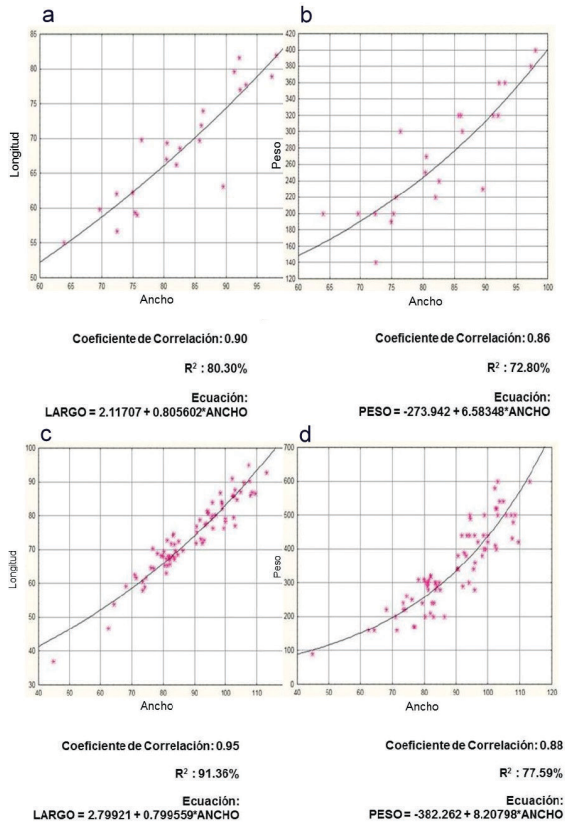


Figura 6. a. Regresión exponencial de la longitud y el ancho para los individuos hembras; b. Relación ancho: peso para los individuos hembras; c. Relación longitud: ancho para los individuos machos; d. Relación ancho: peso para los individuos machos de *Cardisoma guanhumí*.

DISCUSIÓN

El presente estudio aporta información relevante para al conocimiento de la población de *C. guanhumí* presente en la isla San Andrés. En esta región del Caribe colombiano no es una especie económicamente importante; sin embargo, el impacto ecológico que tiene en los ecosistemas donde habita es fundamental, pues la excavación de sus madrigueras permite la aireación del suelo y el fraccionamiento de hojas y desechos, facilitando la rápida circulación de nutrientes. Diversos trabajos se han enfocado en el estudio de *C. guanhumí* en áreas diferentes del conocimiento, se ha observado que su exoesqueleto puede proporcionar una rica fuente de información biológica, estableciendo así qué determinaciones morfométricas como el ancho total de caparazón puede ser utilizada como una herramienta práctica en el monitoreo ambiental (Duarte *et al.*, 2008); en este trabajo el promedio de CTW muestra que, en general, los individuos son de gran tamaño, en comparación con la mayoría de la información que se tiene de otras áreas geográficas (Tabla 3).

Tabla 3. Comparación de los datos obtenidos respecto a la literatura para datos de CTW, TW y proporción de sexos (ne= no se especifica, h=Hembras, m=Machos).

Autor	Año de estudio	Área de estudio	Promedio de CTW (mm)	Promedio de TW (g)	Proporción de sexos
Presente estudio	2012	San Andrés	82h-87m	270-347	3:1
Gifford	1962	Sur de Florida	100h-110m	500	ne
Oliveira <i>et al.</i>	2001	Pernambuco, Brasil	62	ne	1:1
Rejane y Oshiro	2002	Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro	83h-85m	ne	1:1
Takahashi	2008	Litoral Paraíba, Brasil	58h-59m	ne	1,7:1
Govender y Rodríguez-Fourquet	2008	Puerto Rico	56,4	117	ne
Barrios	2008	Bahía de Cispatá, Caribe colombiano	64	116	1:1
Shinozaki	2008	Región de Aracati, Brasil	92	ne	1:1,02
Rodríguez-Fourquet y Sabat	2009	Puerto Rico	57,6	ne	ne
Oliva	2009	Caribe mexicano	90h-105m	250-450	ne
Carmona-Suárez	2011	Venezuela	48,08	ne	ne
Carmona-Suárez y Guerra-Castro	2012	Venezuela	58h,79m	ne	ne
Hernández-Maldonado	2012	Norte del Golfo de México	70	100-150	1:3,6 1:1,7 (Dos áreas de estudio)

Se observa que las poblaciones de *C. guanhumí*, así como el tamaño del exoesqueleto de los individuos, pueden variar de acuerdo con su distribución geográfica, disponibilidad de alimento, refugio o intensidad de captura (Burggren y McMahon, 1988; Carmona-Suárez, 2011). Durante el trabajo de campo se observó que los factores antes mencionados no tienen una influencia negativa en la población de cangrejo azul en la isla, basado esto en que los individuos colectados presentaron pesos elevados, con promedios cercanos a los publicados por Gifford (1962) y Posada (2009) (Tabla 3).

La diferencia en la proporción de sexos en diferentes poblaciones ha estado mínimamente alejada de las proporciones esperadas (1:1), en la mayor parte de la literatura la proporción de sexos fue 1:1. Por otro lado, Shinozaki (2008) y Takahashi (2008) registraron proporciones diferentes para hembras y machos. En este trabajo se observa una proporción que dista mucho de la segregación esperada, siendo mucho mayor el número de machos con una relación 3:1, probablemente debido a la época de estudio (Tabla 3), ya que al ser temporada de prereproducción las hembras pasan la mayor parte del tiempo en sus madrigueras alimentándose, ganando peso y guardando así reservas energéticas para la fase migratoria. Por el contrario, los machos, al contar con sólo una quela funcional y una hipertrofiada, se ven en la necesidad de salir constantemente de sus madrigueras para conseguir alimento (Duarte *et al.*, 2008). La temporada de estudio también muestra un empalme con el periodo de mayor actividad del macho (Taisoun, 1974).

El tamaño del caparazón de *C. guanhumí*, así como el de sus congéneres, se da en respuesta a la función y frecuencia de la muda; por esta razón, la relación entre la longitud y el ancho del caparazón es constante durante toda su vida. En este trabajo, el análisis de regresión lineal entre estas dos variables arrojó correlación significativa, observándose también en las publicaciones de Shinozaki (2008), Carmona-Suárez y Guerra-Castro (2012) y en el norte del Golfo de México (Hernández-Maldonado, 2012). Se observa también una relación positiva entre el ancho del caparazón y el peso, este comportamiento es generalizado en Gecarcinidae; sin embargo, los machos son de mayor tamaño y peso que las hembras, atribuido a que el ritmo de crecimiento en hembras es menor por la mayor cantidad de energía invertida en el proceso reproductivo (Turner *et al.*, 2011) o, como en muchas especies de cangrejos, las hembras detienen el crecimiento después del primer desove. Las observaciones realizadas en este estudio muestran que los individuos de *C. guanhumí* en la isla logran alcanzar grandes dimensiones debido a su escasa depredación, ello puede dar paso a un aprovechamiento sustentable y/o a que San Andrés pueda ser considerada como refugio natural para la especie.



CONCLUSIONES

En San Andrés los individuos de *Cardisoma guanhumi* muestran un crecimiento positivo, a mayor ancho de caparazón mayor peso, con pesos máximos de 600 g, indicando que el hecho de no contar con fuertes depredadores le da a la especie la oportunidad de alcanzar mayores tallas y muy probablemente ser más longevos en comparación con otras áreas a lo largo de su distribución geográfica donde es considerada económicamente importante y su depredación desemboca en individuos más pequeños.

Se hace necesario contar con datos a través del tiempo y no solo en una temporada, así como la recolecta de individuos en sus diferentes etapas de desarrollo. Sin duda, este trabajo podrá ser introductorio a nuevas investigaciones de la especie en esta zona.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la sede Caribe de la Universidad Nacional de Colombia por el apoyo brindado a uno de los autores (AH) para la realización de la pasantía. A cada uno de los investigadores de la sede que de una u otra manera colaboraron con la recolecta de información. Contribución No. 413 del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR, Sede Caribe, Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Baine, M., M. Howard, S. Kerr, G. Edgard y V. Torale. 2007. Coastal and marine resource management in the Galapagos Islands and the Archipelago of San Andrés: Issues, problems and opportunities. *Ocean Coastal Manag.*, 50: 148–173.
- Barrios, L. 2008. Aspectos biológicos y ecológicos del cangrejo azul (*Cardisoma guanhumi*, Latreille, 1825) en la Bahía de Cispatá, Caribe colombiano. Tesis Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá. 138 p.
- Burggren, W. y R. McMahon. 1988. *Biology of the land crabs*. Cambridge University Press, Cambridge, 477 p.
- Campos C., N.H., G. Navas, A. Bermúdez T. y N. Cruz C. 2005. Los crustáceos decápodos de la franja superior del talud continental (300-500 m) del mar Caribe colombiano. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá. 272 p.
- Capistrán, B. y L. Utrera 2006. Los cangrejos semiterrestres. Entornos Veracruzanos: La Costa de la Mancha: 461- 476. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México. 539 p.
- Carmona-Suárez, C. 2011. Present status of *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Crustacea: Brachyura: Gecarcinidae) populations in Venezuela. *Interciencia*, 36(12): 908-913.

- Carmona-Suárez, C. y E. Guerra-Castro. 2012. Comparison of three quick methods to estimate crab size in the land crabs *Cardisoma guanhumi* and *Ucides cordatus* (Crustacea: Brachyura: Gecarcinidae and Ucidae). *Rev. Biol. Trop.* 60(Suppl. 1): 139-149.
- Creasey, S., A. Rogers, P. Tyler, J. Gage y D. Jollivet. 2000. Genetic and morphometric comparisons of squat lobster, *Munidopsis scobina* (Decapoda: Anomura: Galatheidae) population with notes on the phylogeny of the genus *Munidopsis*. *Deep Sea Res.* 47(2): 87-118.
- Duarte, M., A. Francisco y F. Wagner. 2008. Interpopulational morphological analyses and fluctuating asymmetry in the brackish crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille) (Decapoda, Gecarcinidae), on the Brazilian northeast coastline. *Pan-Amer. J. Aq. Sci.*, 3(3): 294-303.
- Firmo, A., M. Tognella, S. Silva, R. Barboza y R. Alves. 2012. Capture and commercialization of blue land crabs (“guaiamum”) *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) along the coast of Bahia State, Brazil: an ethnoecological approach. *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, 8: 12 p.
- Gifford, C. 1962. Some observations on the general biology of the land crab, *Cardisoma guanhumi* (Latreille) in south Florida. *Biol. Bull.*, 123: 207-223.
- Govender, Y. y C. Rodríguez-Fourquet. 2008. Techniques for rapid assessment of population density and body size of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) in Puerto Rico. *Trop. Est.*, 1: 9-15.
- Hernández- Maldonado, A. 2012. Aspectos biológicos y poblacionales de *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), en la Laguna de Tampamachoco y Majahual en Tuxpan, Veracruz. Tesis Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Tuxpan, México. 87 p.
- Hill, K. 2001. “*Cardisoma guanhumi*” Disponible en: <http://www.sms.si.edu/IRLSpec/Cardis_guanhu.htm>. 20/10/2007.
- Oliva, J. 2009. El cangrejo terrestre *Cardisoma guanhumi* ¿un recurso pesquero? *ECOfronteras.* 25: 15-17
- Oliveira, B., S. Ferrão y S. de Botelho. 2001. Aspectos populacionais do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille , 1825, do estuário do Rio Una (Pernambuco – Brasil). *Bol. Técn. Cient. CEPENE, Tamandaré*, 9(1): 123-146.
- Posada, B., M. Roza, J. Bolaños y A. Zamora. 2009. 1 Marco geográfico. 19- 26 p. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia: 2008. Serie de Publicaciones Periódicas Invermar No. 8. Santa Marta, 244 p.
- Powers, W. 1977. Crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico. University of Texas Marine Science Institute, Port Aransas, EE.UU. 190 p.
- Rejane, S. e Y. Oshiro. 2002. Aspectos da reprodução do caranguejo guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille (Crustacea, Decapoda, Gecarcinidae) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 19(Supl. 1): 71 – 78.
- Rodríguez, E., G. Ardila y J. Páramo. 2012. Relaciones morfométricas de crustáceos de profundidad de importancia comercial en el mar Caribe Colombiano. Morfometría crustáceos de profundidad. *Bol. Cient. Cent. Mus. Hist. Nat.*, 16(2): 236-245
- Rodríguez-Fourquet, C. y A. Sabat. 2009. Effect of harvesting, vegetation structure and composition on the abundance and demography of the land crab *Cardisoma guanhumi* in Puerto Rico. *Wetlands Ecol. Manag.*, 17: 627–640.

- Rojas, X. y P. Sierra-Correa. 2010. Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispatá – La Balsa- Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Serie de Publicaciones Especiales No. 18 Invepar. Santa Marta. 141 p.
- Santodomingo-Aguilar, N. y M. Rueda. 2002. Diversidad de especies marinas en Colombia: 217-236. En: Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Serie Publicaciones Periódicas 8 de INVEMAR. Santa Marta. 208-225.
- Santos-Martínez, A., S. Hinojosa y O. Sierra. 2009. Proceso y avance hacia la sostenibilidad ambiental: la Reserva de la Biosfera Seaflower, en el Caribe Colombiano. Cuad. Carib.,13: 7-23.
- Shinozaki, A. 2008. Biología reproductiva do guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828 (Decapoda: Gecarcinidae) na região de Aracati/Ce. Tesis Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, Brasil. 91 p.
- Taissoun, E.N. 1974. El cangrejo de tierra *Cardisoma guanhumi* (Latreille) en Venezuela: distribución, ecología biología y evaluación poblacional. Bol. Centro Invest. Biol., Univ. Zulia, 10: 8-50 p.
- Takahashi, M. 2008. Conhecimentos locais e a cadeia produtiva do goiamum (*Cardisoma guanhumi*, Latreille, 1825) no litoral paraibano. Tesis Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba. João Pessoa, Brasil. 76 p.
- Tavares, M. 2003. True crabs. En: Fischer, W. (Ed.). FAO species identification sheets for fishery purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31). FAO, Roma. 327-352 p.
- Tobar-Vargas, A., B. Gavio y J.L. Fernández. 2013. New records of plants for San Andres and Old Providence islands (International Biosphere Reserve Seaflower), Caribbean Colombia. Check List, 9(6): 1361–1366.
- Turner, L., J.P. Hallas y S. Morris. 2011. Population structure of the Christmas Island blue crab, *Discoplax hirtipes* (Decapoda: Brachyura: Gecarcinidae) on Christmas Island, Indian Ocean. J. Crust. Biol., 31(3): 450-457.

RECIBIDO: 12/08/2013

ACEPTADO: 22/04/2015

BIODIVERSIDAD MARINA EN BAJO NUEVO, BAJO ALICIA Y BANCO SERRANILLA, RESERVA DE BIOSFERA SEAFLOWER

Johanna Vega-Sequeda, Christian M. Díaz-Sánchez, Kelly Gómez-Campo, Tomás López-Londoño, Martha Díaz-Ruiz y Diana Isabel Gómez-López

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR). Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. johavega@gmail.com, christian.diaz@invemar.org.co, kellygomezcampo@gmail.com, tolopez@gmail.com, mardiazr@gmail.com, diana.gomez@invemar.org.co

RESUMEN

En 2011 se evaluaron los ecosistemas marinos someros (0-30 m de profundidad) en los complejos arrecifales oceánicos del extremo norte del Caribe colombiano: bajo Nuevo, bajo Alicia (Área de Régimen Común entre Colombia y Jamaica) y banco Serranilla, en la Reserva de Biosfera Seaflower. Mediante análisis visuales de imágenes satelitales se definieron *a priori* estaciones de muestreo en las que se realizaron evaluaciones ecológicas rápidas para registrar la composición y abundancia relativa de las especies y grupos más representativos de la biota marina existente en cada banco oceánico (corales duros, esponjas, octocorales, macroinvertebrados, peces, macroalgas y pastos marinos). Se registraron 341 especies en banco Serranilla, 242 en bajo Nuevo y 122 en bajo Alicia, siendo los peces el grupo más representativo con un total de 135 especies registradas. Se encontraron siete especies exclusivas en bajo Alicia, 42 en bajo Nuevo y 128 en banco Serranilla. En las tres áreas se registraron 18 especies con alguna categoría de amenaza a nivel mundial y nacional; tres de ellas, *Gorgonia ventalina*, *Ginglymostoma cirratum* y *Balistes vetula*, se encontraron en importantes proporciones en todos los bajos. Los resultados indican que estas áreas remotas poseen una importante riqueza de especies y variedad de ambientes marinos que resaltan su importancia como posibles reservorios de la biodiversidad en el Caribe colombiano.

PALABRAS CLAVES: Ecosistemas marinos someros, Inventarios biológicos, Especies amenazadas, Cayos del norte, Caribe colombiano.



ABSTRACT

Marine biodiversity in remote areas in the Colombian Caribbean: New Shoal, Alice Shoal and Serranilla Bank. In 2011, shallow marine ecosystems were evaluated (0-30 m depth) in the oceanic reef complexes in the northern Colombian Caribbean, including New Shoal, Alice Shoal (Colombia-Jamaica Joint Regime Area) and Serranilla Bank, in the Seaflower Biosphere Reserve. Sampling stations were defined *a priori* through visual analysis of satellite images. Ecological Rapid Assessments were conducted to record the composition and relative abundance of the most representative species and groups existing in each oceanic shoal (hard corals, macroalgae, sponges, octocorals, macroinvertebrates, seagrass beds, and fishes). The greatest number of species was registered in Serranilla Bank (341), followed by New Shoal (242) and Alice Shoal (122). Fishes were the most representative group with 135 species. Seven exclusive species were found in Alice Shoal, 42 in New Shoal and 128 in Serranilla Bank. 18 species were registered with endangered categories at a global and national level, three of which (*Gorgonia ventalina*, *Ginglymostoma cirratum* and *Balistes vetula*) were found in important proportions. Species richness and the diversity of marine ecosystems found in this study highlight the importance of these remote areas as reserves of biodiversity in the Colombian Caribbean.

KEY WORDS: Shallow marine ecosystems, Biological inventories, Threatened species, Northern Cays, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

El mar Caribe es una cuenca semicerrada del océano Atlántico occidental, rodeado por las costas de sur y centro América, la península de Yucatán y la cadena de las Antillas. Hace parte de la Provincia del Atlántico Noroccidental Tropical, la cual incluye nueve ecorregiones (Spalding *et al.*, 2007). De acuerdo con los últimos estimativos de la biodiversidad marina en el Caribe, se han registrado 12046 especies (Miloslavich *et al.*, 2010). En el Caribe colombiano se han registrado cerca de 4945 especies de flora y fauna marina, aproximadamente 41% de las conocidas para todo el Caribe (Gracia *et al.*, 2011), aunque se espera, con la realización de futuras investigaciones, que aumente el número de especies registradas para la mayoría de los grupos taxonómicos. En el archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina se conoce la existencia de ecosistemas diversos y de importante riqueza de especies, representada principalmente por los grupos de peces, corales y octocorales (Sánchez *et al.*, 1997, 2005; Mejía y Garzón-Ferreira, 2000; Linton y Fisher, 2004; Navas-Camacho *et al.*, 2010a, 2010b; Rodríguez-Ramírez

et al., 2010), esponjas (Zea, 2001), pastos marinos (Díaz *et al.*, 2003) y macroalgas (Díaz-Pulido y Díaz, 1997; Gavio y Wynne, 2013). Sin embargo, debido a la lejanía de centros urbanos, los complejos arrecifales oceánicos bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla han sido menos estudiados (Díaz *et al.*, 1996, 2000; Geister y Díaz, 1996, 2007; Dimar-CIOH, 2009; Abril-Howard *et al.*, 2010; Bent *et al.*, 2012; Bruckner, 2012).

En la actualidad, los espacios oceánicos despiertan especial interés por el potencial de sus recursos marinos y del subsuelo, siendo una alternativa de explotación; sin embargo, es poco lo que se conoce del estado de las poblaciones naturales, su valor ecológico, socioeconómico y político. Estos intereses por la búsqueda de recursos convierten a los espacios marinos en áreas vulnerables. Por tal motivo es importante consolidar el conocimiento para cubrir vacíos de información especialmente en áreas remotas y poder diseñar e implementar lineamientos de manejo responsables que incluyan la conservación del ambiente y los actores locales y regionales (gobierno, industria, población humana, entre otros).

En este estudio se presentan los resultados de los inventarios biológicos de fondos someros realizados durante la expedición científica del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras 'José Benito Vives de Andreis' (Invemar) durante 2011. Las áreas estudiadas incluyen los complejos arrecifales oceánicos bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla entre 0 y 30 m de profundidad. Se describe la composición y abundancia relativa de las especies en los diferentes grupos de organismos más representativos (corales, macroalgas, esponjas, octocorales, macroinvertebrados, pastos marinos y peces) y la presencia de especies bajo alguna categoría de amenaza y que son prioritarias para la conservación (MAVDT, 2010; IUCN, 2012). Esta información hace parte del documento Invemar y ANH (2012) en el que adicionalmente se realizó una caracterización general de los ecosistemas marinos someros y profundos en el área de estudio.

ÁREA DE ESTUDIO

Bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla se encuentran en el mar Caribe, al norte del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, donde limitan con Nicaragua, Honduras y Jamaica. Desde el 2000, el Archipiélago fue declarado como Reserva de Biósfera Seaflower y una porción de 65018 km² como Área Marina Protegida (AMP) en 2005. Las áreas del norte de la Reserva se incluyen entre las que han sido objeto de la mayor explotación pesquera e influenciadas por las decisiones políticas y por el diferendo limítrofe que persiste con Nicaragua (INAP, 2011). Estos complejos oceánicos de aguas someras están conformados por plataformas carbonatadas, barreras arrecifales con aspecto de semiatolones y lagunas arrecifales con diversas geomorfologías (Geister y Díaz, 2007; DIMAR-CIOH, 2009).



Bajo Nuevo

Se encuentra entre los puntos geográficos 15°48'-54' N y 78°32'-47' W. Es un área con una formación arrecifal tipo atolón localizada al sureste de bajo Alicia y aproximadamente a 120 km al este del banco Serranilla (DIMAR-CIOH, 2009). Presenta una barrera periférica en los flancos este y sur, segmentada por un canal de aproximadamente 1.4 km de ancho (Abril-Howard *et al.*, 2010) que también divide el bajo en dos elevaciones principales para un área total de aproximadamente 100 km² (Figura 1).

Bajo Alicia

Está localizado entre banco Serranilla y bajo Nuevo, entre los puntos geográficos 16°03'-05' N y 79°17'-28' W y corresponde al “Área de Régimen Común (ARC)” entre Colombia y Jamaica de acuerdo al “Tratado binacional de delimitación marítima Sanín-Robertson de 1993”, que estableció que esta área sea administrada en conjunto por ambos países, así como su soberanía. El Bajo presenta una forma circular, con un área aproximada de 200 km² (Abril-Howard *et al.*, 2010). Es un atolón totalmente sumergido (Figura 1), el cual no evidencia claramente una barrera arrecifal periférica, sin embargo, en el extremo oriental se encuentra una estructura similar a una barrera poco desarrollada con una profundidad cercana a 12 m.

Banco Serranilla

Se encuentra localizado entre los puntos geográficos 15°47'-52' N y 79°45'-80°03' W. El banco tiene forma casi circular ocupando un área aproximada de 1100 km² y está clasificado geomorfológicamente como un semiatolón con una barrera arrecifal periférica discontinua ubicada al costado sureste. La barrera contiene una serie de cayos y elevaciones que pueden emerger parcialmente durante las mareas bajas, siendo Serranilla el más grande de los cayos (Geister y Díaz, 2007; Figura 1). Esta isla posee una vegetación dispersa entre la que se encuentran la palma de coco (*Cocos nucifera*), uva de mar (*Coccoloba uvifera*) y lavanda (*Tournefortia gnaphalodes*), además es una zona de anidación de las tortugas caguama (*Careta careta*), verde (*Chelonia mydas*) y carey (*Eretmochelys imbricata*). Asimismo, hace presencia jurisdiccional una instalación militar de la Infantería de Marina de la Armada Nacional de Colombia.

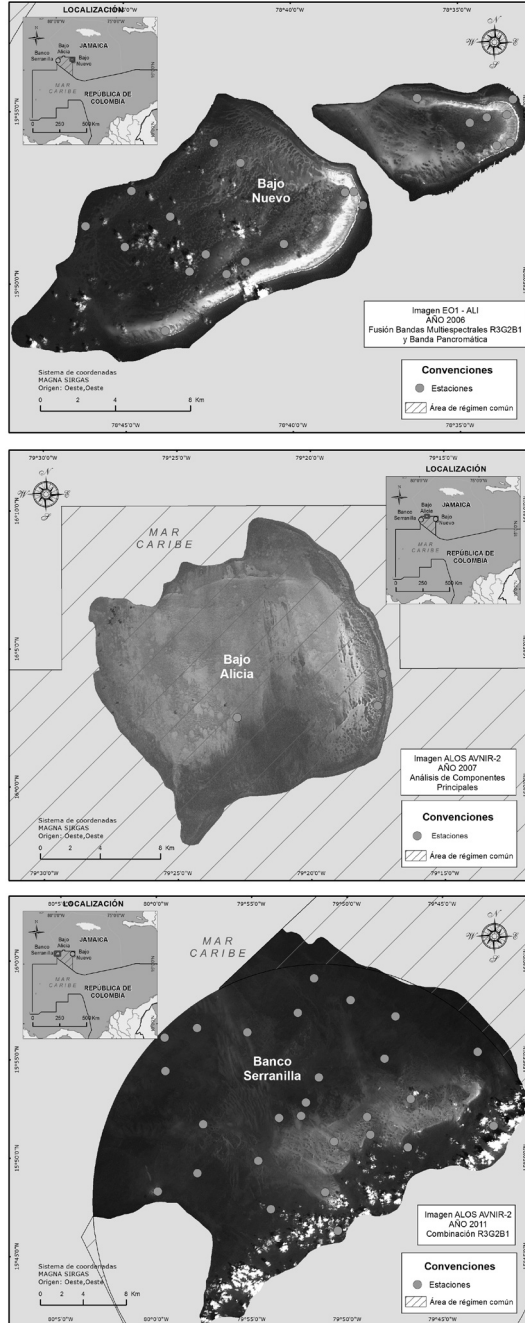


Figura 1. Mapas de bajo Nuevo, bajo Alicia y banco de Serranilla con la ubicación de las estaciones evaluadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño de muestreo

Se interpretaron a partir de análisis visuales una serie de imágenes satelitales previamente procesadas con el fin de obtener una aproximación general a los tipos de fondo encontrados en las zonas someras (<30 m) del área de estudio. Las diferencias observadas en los valores digitales de los píxeles de las imágenes de satélite permitieron asumir la presencia de diferentes tipos de fondo en las áreas de muestreo. Con el fin de facilitar la organización del trabajo en campo, se sectorizaron las tres áreas de acuerdo con su extensión y se georreferenciaron una serie de posibles estaciones de muestreo procurando abarcar la mayor cantidad de tipos de fondo. De esta forma, banco Serranilla, el área más extensa, contó con 12 sectores, seguida de bajo Nuevo con cinco y bajo Alicia con cuatro (Figura 1).

Se realizaron evaluaciones rápidas *Fast Surveys* en parcelas de 400 m² (20 x 20 m) aproximadamente, donde se estimaron las coberturas (%) de los principales componentes del sustrato, se realizaron inventarios de grupos taxonómicos (corales, algas, esponjas, moluscos, crustáceos y peces) y se les dio una categoría de abundancia (1: escaso, 2: común, 3: abundante), se colectaron organismos que no se pudieron identificar en campo para su posterior análisis en laboratorio y se realizaron registros fotográficos. Todos los individuos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Los datos registrados en campo se complementaron con los registros fotográficos de organismos y se verificó la información con material bibliográfico de otros estudios.

La expedición se realizó en agosto de 2011; en total se evaluaron 53 estaciones, entre 0 y 30 m de profundidad, distribuidas así: 23 en bajo Nuevo, 3 en bajo Alicia y 27 en banco Serranilla. En cada estación se anotó información básica (coordenadas geográficas, profundidad, observaciones generales, unidad ecológica y geomorfológica).

Análisis de información

Se estimó la riqueza específica (S = número de especies) y frecuencia de observación de los organismos de cada área evaluada. Se tuvo en cuenta las especies de peces e invertebrados de importancia comercial teniendo en cuenta los criterios de Cervigón *et al.* (1993), Garzón-Ferrera *et al.* (2002), Coralina-Invemar (2012), lista ASFIS (FAO, 2014) y Jackson *et al.* (2014). Adicionalmente, con el fin de identificar especies prioritarias para la conservación en el área de estudio, se seleccionaron aquellos organismos que por tener un riesgo potencial de desaparición en próximos años, son reconocidos como “especies amenazadas” a nivel mundial y nacional o

con base en las categorías y lineamientos empleados por la IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources; IUCN, 2012), los libros rojos de especies amenazadas de Colombia y la normativa legal vigente (Ardila *et al.*, 2002; Castaño-Mora, 2002; Mejía y Acero, 2002; MAVDT, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A nivel general, las macroalgas fueron el grupo dominante del sustrato en cada una de las tres áreas. Las algas pardas (Heterokontophyta, 16 especies), representadas por los géneros *Dictyota*, *Turbinaria*, *Lobophora*, *Styopodium* y *Sargassum* fueron las más frecuentes, así como las algas verdes (Chlorophyta, 22 especies), que incluyeron géneros conspicuos como *Caulerpa*, *Penicillus*, *Rhypocephalus* y *Udotea* (Tabla 1). También se identificaron algas rojas (Rhodophyta, 23 especies) y una interesante riqueza de cianobacterias, entre las cuales se identificaron algunas morfoespecies.

Tabla 1. Especies de algas registradas en los inventarios realizados en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS), con un total de 19, 34 y 84 taxones, respectivamente.

Macroalgas	BA	BN	BS	Macroalgas	BA	BN	BS
<i>Amphiroa fragilissima</i>			+	Corallinales morfotipo 2			+
<i>Amphiroa</i> spp.		+	+	Cianobacteria morfotipo 1		+	+
<i>Anadyomene stellata</i>	+		+	Cianobacteria morfotipo 2			+
<i>Avrainvillea</i> spp.	+		+	Cianobacteria morfotipo 3		+	+
<i>Bryopsis pennata</i>			+	Cianobacteria morfotipo 4			+
<i>Caulerpa cupressoides</i>		+	+	Cianobacteria morfotipo 5			+
<i>Caulerpa lanuginosa</i>		+	+	Cianobacteria morfotipo 6			+
<i>Caulerpa mexicana</i>	+		+	Cianobacteria morfotipo 7			+
<i>Caulerpa paspaloides</i> var. <i>Laxa</i>	+		+	Cianobacteria morfotipo 8		+	
<i>Caulerpa prolifera</i>			+	Cianobacteria morfotipo 9		+	
<i>Caulerpa racemosa</i> var. <i>Peltata</i>			+	Cianobacteria morfotipo 10	+	+	+
<i>Caulerpa racemosa</i>	+		+	<i>Dasya</i> sp. 1			+
<i>Caulerpa verticillata</i>		+	+	<i>Dasya</i> sp. 2			+
<i>Centroceras clavulatum</i>			+	<i>Dasya</i> spp.			+
<i>Centroceras</i> sp. 1			+	<i>Dictyota</i> sp. 1	+	+	+
Ceramiales morfotipo 1			+	<i>Dictyota</i> sp. 2		+	+
<i>Ceramium</i> cf. <i>Cimbricum</i>			+	<i>Dictyota</i> sp. 3	+		+
<i>Ceramium</i> sp. 1			+	<i>Dictyota</i> sp. 4		+	+
<i>Ceramium</i> sp. 2			+	<i>Dictyota</i> spp.	+	+	+
<i>Chamaedoris peniculum</i>	+		+	<i>Dictyopteris</i> sp. 1			+
Chlorophyta morfotipo 1		+		<i>Dictyosphaeria cavernosa</i>			+

Continuación de Tabla 1.

Chlorophyta morfotipo 2		+	Ectocarpaceae morfotipo 1			+
<i>Cladophora prolifera</i>			+	<i>Fosliella chamaedoris</i>		+
<i>Codium isthmocladum</i>			+	<i>Griffithsia globulifera</i>		+
Coralinacea	+	+	+	<i>Gracilaria cf. caudata</i>		+
Corallinales morfotipo 1		+	+	<i>Halimeda opuntia</i>		+
<i>Halimeda</i> spp.	+	+	+	<i>Peyssonnelia</i> spp.		+
<i>Herposiphonia</i> sp. 1			+	<i>Polysiphonia</i> sp. 1		+
<i>Hydropuntia cornea</i>			+	<i>Rhipocephalus phoenix</i>		+
<i>Hypnea spinella</i>			+	<i>R. phoenix</i> cf. <i>brevifolius</i>		+
<i>Jania capillacea</i>			+	Rhodomelaceae morfotipo 1		+
<i>Jania cubensis</i>			+	Rhodomelaceae morfotipo 2		+
<i>Jania</i> sp 1			+	<i>Sargassum hystrix</i>	+	+
<i>Jania</i> spp.		+	+	<i>Sargassum</i> sp. 1		+
<i>Laurencia</i> spp.		+		<i>Sargassum</i> sp. 2		+
<i>Liagora</i> sp. 1		+		<i>Sargassum</i> sp. 3	+	+
<i>Lobophora variegata</i>	+	+	+	<i>Sargassum</i> spp.		+
<i>Lyngbya</i> sp. 1			+	<i>Spermothamnion</i> sp. 1		+
<i>Martensia fragilis</i>			+	<i>Styopodium zonale</i>	+	+
<i>Neomeris</i> sp. 1			+	<i>Tricleocarpa</i> sp. 1		+
<i>Padina gymnospora</i>			+	<i>Turbinaria</i> spp.		+
<i>Padina</i> sp. 1		+	+	<i>Turbinaria turbinata</i>		+
<i>Padina</i> spp.			+	<i>Udotea cyathiformis</i>	+	+
<i>Penicillus dumetosus</i>	+		+	<i>Udotea</i> spp.	+	+
<i>Penicillus pyriformis</i>		+	+	Ulvaceae morfotipo 1		+
<i>Penicillus</i> spp.	+		+	<i>Ventricaria ventricosa</i>		+
<i>Peyssonnelia cf. simulans</i>			+			+

Respecto a la representatividad de la riqueza de algas, fueron identificados 83 taxones en los tres complejos arrecifales. Este valor fue bajo en relación con los 202 taxones mencionados por Díaz-Pulido y Díaz-Ruiz (2003) para el archipiélago de San Andrés y Providencia. Sin embargo, esta diversidad podría ser mayor de acuerdo con lo expuesto por Gavio y Wynne (2013), quienes registraron 161 taxones, de los cuales 65 fueron nuevos para el archipiélago.

La abundancia de estos organismos fotosintéticos puede deberse a que existen condiciones ambientales favorables para su proliferación (e.g. disponibilidad de luz, corrientes, una posible reducción en su pastoreo, sustrato estable y apropiado, entre otros). Esto, sumado a otros factores de amplia distribución como sobrepesca, sedimentación, cambio climático, puede contribuir al desarrollo algal en la competencia con otros organismos bentónicos (Carpenter, 1986; Hollock *et al.*, 1993; McCook, 1999). No obstante, la dominancia algal favorece en cierta medida a

la riqueza de especies, ya que algunas praderas de algas pueden servir como hábitats de cría de peces de arrecife e invertebrados (Díaz-Pulido *et al.*, 2007).

Por su parte, los corales duros no fueron tan abundantes como en otras áreas arrecifales oceánicas del Caribe colombiano (Díaz *et al.*, 1996, 2000). Se registraron 39 especies de corales duros distribuidas en 13 familias y 3 órdenes (Scleractinia, Milleporida y Stylasterida), valor que es cercano al documentado por Bruckner (2012) para el área de estudio (38 especies, 11 familias) pero menor al registrado por Díaz *et al.* (2000) para el archipiélago de San Andrés y Providencia (49 especies, 14 familias). A nivel general, las especies más abundantes fueron: *Agaricia agaricites*, *Pseudodiploria strigosa*, *Orbicella annularis*, *O. faveolata*, *Millepora alcicornis*, *Porites astreoides*, *P. porites* y *Siderastrea siderea* (Tabla 2)

Tabla 2. Especies de corales duros con sus abundancias relativas (+ = escaso, ++ = común) registradas en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS).

Especie de coral	BA	BN	BS	Especie de coral	BA	BN	BS
<i>Acropora cervicornis</i>		+	+	<i>Montastraea cavernosa</i>	+	+	+
<i>Acropora palmata</i>		+	+	<i>Mycetophyllia aliciae</i>		+	
<i>Agaricia agaricites</i>	+	++	++	<i>Mycetophyllia ferox</i>			+
<i>Agaricia fragilis</i>		+		<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>		+	+
<i>Agaricia lamarcki</i>		+		<i>Orbicella annularis</i>		++	+
<i>Agaricia tenuifolia</i>	+	+	+	<i>Orbicella faveolata</i>	+	++	+
<i>Colpophyllia natans</i>		+	+	<i>Orbicella franksi</i>		+	+
<i>Dendrogyra cylindricus</i>		+		<i>Porites astreoides</i>	+	++	+
<i>Dichocoenia stokesi</i>	+	+	+	<i>Porites divaricata</i>		+	+
<i>Diploria labyrinthiformis</i>	+	+	+	<i>Porites porites</i>	+	++	+
<i>Eusmilia fastigiata</i>		+	+	<i>Pseudodiploria clivosa</i>		+	+
<i>Favia fragum</i>		+		<i>Pseudodiploria strigosa</i>	+	++	+
<i>Helioseris cucullata</i>	+	+	+	<i>Scolymia</i> sp.		+	+
<i>Isophyllastrea rigida</i>		+	+	<i>Siderastrea radians</i>	+	+	+
<i>Isophyllia sinuosa</i>		+	+	<i>Siderastrea siderea</i>	+	++	++
<i>Madracis decactis</i>	+	+	+	<i>Solenastrea bournoni</i>			+
<i>Manicina areolata</i>		+	+	<i>Stephanocoenia intersepta</i>	+	+	+
<i>Meandrina meandrites</i>	+	+	+	<i>Stylaster roseus</i>	+	+	+
<i>Millepora alcicornis</i>	+	++	++	<i>Tubastraea coccinea</i>		+	
<i>Millepora complanata</i>	+	+	+				

Fueron identificados en total 19 taxones de octocorales. Sin embargo, la riqueza de este grupo de organismos es potencialmente mayor considerando que la similitud morfológica de algunas especies dificulta su diferenciación en campo (Sánchez *et al.*, 2005). Entre las especies más abundantes se destacaron *Eunicea* sp.,

Gorgonia ventalina, *Plexaurella nutans*, *Pseudoterogorgia americana* y *P. bipinnata* (Tabla 3). El mayor número de especies se registró en bajo Nuevo (17), seguido de banco Serranilla (15) y bajo Alicia (12) (Figura 2; Tabla 3). Las importantes abundancias relativas registradas en los tres complejos oceánicos para los octocorales pueden estar asociadas con la presencia de numerosas terrazas calcáreas. Otras condiciones comunes en estos bajos oceánicos, como la fuerte energía del oleaje y la posibilidad de encontrar fondos duros con diferentes gradientes de profundidad, favorecen el asentamiento y crecimiento de poblaciones de octocorales (Birkeland, 1974; Muzik, 1982; Yoshioka y Yoshioka, 1989; Sánchez *et al.*, 1998).

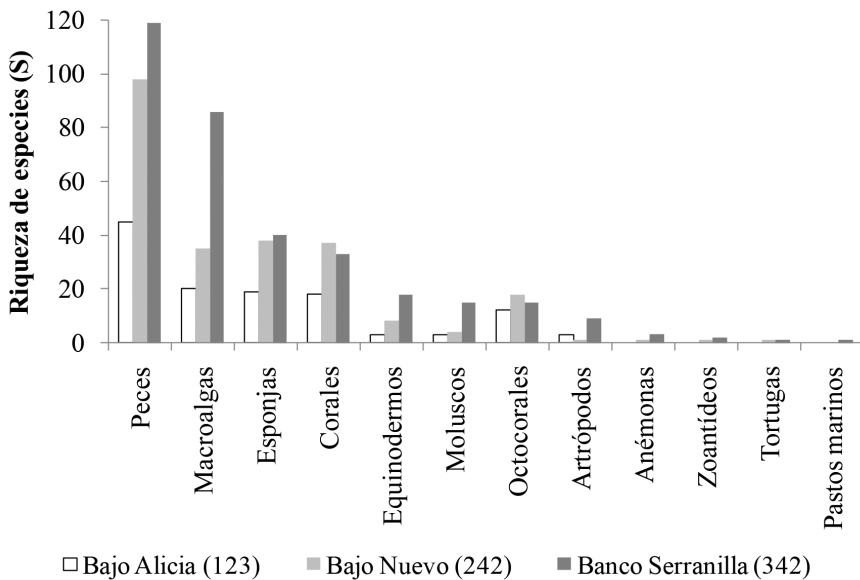


Figura 2. Riqueza de especies de los diferentes grupos evaluados en bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla.

Se identificaron 45 especies de esponjas, de las cuales 37 se registraron en banco Serranilla, 34 en bajo Nuevo y 19 en bajo Alicia. Se destacaron por su abundancia *Xestospongia muta*, *Aplysina cauliformis*, *A. fulva*, *Aiolochoxia crassa*, *Agelas* spp., *Cliona Ct-complex* (*C. caribbaea*, *C. tenuis*, *C. aprica*, *C. varians*), *C. delitrix*, *Ircinia strobilina* y *Verongula gigantea* (Tabla 4). Zea (2001) encontró 61 especies de esponjas en Serrana, Albuquerque y Roncador, dentro del archipiélago de San Andrés y Providencia, lo que indica que en el área de estudio la riqueza de especies es importante y merece un análisis taxonómico más detallado para completar los inventarios de esponjas

Tabla 3. Géneros y especies de octocorales con sus abundancias relativas (+ = escaso, ++ = común, +++ = abundante) registrados en los inventarios realizados en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS).

Octocoral	BA	BN	BS
<i>Briareum asbestinum</i>		++	++
<i>Erythropodium caribaeorum</i>		+	+
<i>Eunicea</i> sp.	+	+++	++
<i>Gorgonia</i> spp.	+	++	+
<i>Gorgonia ventalina</i>	+	+++	+++
<i>Muricea</i> sp.	+	+	+
<i>Muriceopsis</i> sp.		+	+
<i>Plexaura flexuosa</i>		++	
<i>Plexaura homomalla</i>		+	
<i>Plexaura</i> spp.	+	++	++
<i>Plexaurella nutans</i>	+	++	+++
<i>Plexaurella</i> sp.	+	+++	+
<i>Pseudoplexaura</i> spp.	+	+++	+
<i>Pseudopterogorgia americana</i>		+++	
<i>Pseudopterogorgia bipinnata</i>	+	+++	+++
<i>Pseudopterogorgia</i> sp.	++	++	+
<i>Pterogorgia anceps</i>	+		
<i>Pterogorgia citrina</i>		+	++
<i>Pterogorgia</i> spp.	+		+

para la reserva Seaflower. Actualmente, se considera que en algunos arrecifes del Caribe las esponjas pueden estar dominando las comunidades de la macrofauna sésil, principalmente en términos de biomasa. Asimismo, la composición de las comunidades puede reflejar las relaciones biogeográficas con otras áreas de la región (Pawlink *et al.*, 2013). Se destacó la abundancia de la esponja barril *X. muta* en los tres complejos arrecifales y la presencia de la especie incrustante-excavadora *C. delitrix* con individuos que frecuentemente se encontraron colonizando colonias de corales, principalmente de las especies *Siderastrea* spp., *Montastraea cavernosa* y *Orbicella* spp. se ha demostrado que esta especie de esponja excavadora es un fuerte competidor por espacio en arrecifes de la Reserva Seaflower, encontrando que algunas especies/morfologías de corales son más vulnerables a ser colonizadas (Chaves-Fonnegra y Zea, 2011). Se presume que la actividad selectiva de la esponja sobre ciertas especies de corales puede modificar la estructura y composición coralina a largo plazo en los arrecifes de la Reserva Seaflower.

Los peces arrecifales fue el grupo más abundante y rico en especies. Asimismo, constituyen uno de los componentes bióticos más importantes de los sistemas arrecifales, modifican la estructura del sustrato bentónico y se convierten

en el principal conducto del flujo de materia y energía (Wainwright y Bellwood, 2002). Se registraron 136 especies pertenecientes a 39 familias de las clases Actinopterygii y Chondrichthyes. Este valor es inferior al mencionado por Bruckner (2012) de 165 especies para el área de estudio. Las especies más abundantes fueron: *Acanthurus bahianus*, *A. coeruleus*, *Balistes vetula*, *Chromis cyanea*, *Ginglymostoma cirratum*, *Halichoeres bivittatus*, *H. garnoti*, *Melichthys niger* y *Thalassoma bifasciatum* (Tabla 5). Los peces de importancia comercial fueron en su mayoría escasos; sólo se registró una alta abundancia del tiburón (*G. cirratum*) y se registraron algunas especies de chernas (principalmente *Cephalopholis fulva*) y jureles (principalmente *Caranx ruber*) con una abundancia intermedia, mientras que los pargos (*Lutjanus* spp.), el pargo pluma (*Lachnolaimus maximus*) y las barracudas (*Sphyaena barracuda*) obtuvieron bajas abundancias. Es probable que la escasez de recursos pesqueros de importancia comercial sea un indicador de sobreexplotación y falta de regulación en las actividades de pesca extractiva, teniendo en cuenta que la baja abundancia de estas especies es una característica de áreas con elevada intensidad pesquera (Chiappone *et al.*, 2000). El pez león *Pterois volitans*, especie invasora con reconocidos efectos en el Gran Caribe, se registró en bajas proporciones. También se registró el coral *Tubastrea coccinea*, dentro de las especies invasoras (Tablas 2 y 5).

Tabla 4. Especies de esponjas con sus abundancias relativas (+ = escasa, ++ = común) registradas en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS).

Esponjas	BA	BN	BS	Esponjas	BA	BN	BS
<i>Agelas clathrodes</i>			+	<i>Hymeniacidon caerulea</i>			+
<i>Agelas confera</i>	+		+	<i>Iotrochota birotulata</i>		+	+
<i>Agelas</i> sp.	+	+	+	<i>Ircinia campana</i>	+	+	+
<i>Aiolochroia crassa</i>	++	+	+	<i>Ircinia felix</i>			+
<i>Aka coralliphaga</i>		+		<i>Ircinia</i> sp.		+	
<i>Amphimedon compressa</i>		+		<i>Ircinia strobilina</i>	+	+	+
<i>Amphimedon viridis</i>			+	<i>Monanchora arbuscula</i>		+	+
<i>Aplysina cauliformis</i>	+	++	+	<i>Mycale laevis</i>	+	+	+
<i>Aplysina fistularis</i>	+	++	+	<i>Neofibularia nolitangera</i>		+	
<i>Aplysina fulva</i>	+	++	+	<i>Niphates digitalis</i>	+	+	+
<i>Aplysina lacunosa</i>		+		<i>Niphates erecta</i>		+	+
<i>Aplysina</i> sp.		+	+	<i>Niphates</i> sp.		+	+
<i>Callyspongia plicifera</i>		+	+	<i>Pandaros acanthifolium</i>	+		+
<i>Callyspongia</i> sp.			+	<i>Plakortis</i> sp.	+		+
<i>Callyspongia vaginalis</i>	+	+	+	<i>Scopalina rutzleri</i>		+	+
<i>Chondrilla caribensis</i>		+		<i>Simodops neptuni</i>		+	+
<i>Cinachyrella kuekenthali</i>	+	+		<i>Svenzea zeai</i>		+	+

Continuación de Tabla 4.

Esponjas	BA	BN	BS	Esponjas	BA	BN	BS
<i>Clathria</i> sp.		+	+	<i>Tectitethya crypta</i>			+
<i>Cliona Ct-complex</i>	+	+	+	<i>Verongula gigantea</i>	+	+	+
<i>Cliona delitrix</i>	+	+	+	<i>Verongula rigida</i>		+	+
<i>Cribrochalina vasculum</i>		+		<i>Verongula</i> sp.			+
<i>Desmapsamma anchorata</i>			+	<i>Xestospongia muta</i>	++	+	++
<i>Ectyoplasia ferox</i>	+	+	+				

Tabla 5. Especies de peces con sus abundancias relativas (+ = escasa, ++ = común, +++ = abundante) registradas en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS). * = especies de importancia comercial.

Esponjas	BA	BN	BS	Esponjas	BA	BN	BS
<i>Abudedefduf saxatilis</i>	+	+	+	<i>Chaetodon striatus</i>	+	+	++
<i>Abudedefduf taurus</i>		+		<i>Chromis cyanea</i>	++	++	++
<i>Acanthostracion polygonius</i>		+	+	<i>Chromis insolata</i>			+
<i>Acanthostracion quadricornis</i>		+	+	<i>Chromis multilineata</i>	+	+	+
<i>Acanthurus bahianus</i>	++	++	+++	<i>Clepticus parrae</i>		+	+
<i>Acanthurus chirurgus</i>	+	++	++	<i>Coryphopterus dicrus</i>			+
<i>Acanthurus coeruleus</i>	++	++	+++	<i>Coryphopterus eidolon</i>		+	+
<i>Aluterus scriptus</i>		+		<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>		+	+
<i>Apogon maculatus</i>			+	<i>Coryphopterus personatus</i>		+	+
<i>Aulostomus maculatus</i>		+	+	<i>Dasyatis americana</i>		+	+
<i>Balistes vetula</i> *	+++	++	++	<i>Diodon holocanthus</i>		+	+
<i>Bodianus rufus</i>	+	+	+	<i>Diodon hystrix</i>			+
<i>Calamus calamus</i> *			+	<i>Elacatinus evelynae</i>			+
<i>Calamus</i> sp.*		+	+	<i>Elacatinus illecebrosus</i>		+	+
<i>Cantherhines macrocerus</i>			+	<i>Elacatinus</i> sp.	++		
<i>Cantherhines pullus</i>		+	+	<i>Elagatis bipinnulata</i> *		+	
<i>Canthidermis sufflamen</i> *		+	+	<i>Epinephelus guttatus</i> *		+	+
<i>Canthigaster rostrata</i>		+	++	<i>Equetus lanceolatus</i>			+
<i>Caranx crysos</i> *	+			<i>Equetus</i> sp.		+	+
<i>Caranx latus</i> *		+		<i>Ginglymostoma cirratum</i> *	++	++	+
<i>Caranx ruber</i> *	++	++	++	<i>Gnatholepis thompsoni</i>		+	+
<i>Centropyge argi</i>			+	<i>Gramma loreto</i>		++	+
<i>Cephalopholis cruentata</i> *	+	+	+	<i>Gymnothorax miliaris</i>			+
<i>Cephalopholis fulva</i> *	++	+	++	<i>Gymnothorax moringa</i>		+	+
<i>Chaetodon capistratus</i>	+	++	+	<i>Haemulon album</i> *		+	
<i>Chaetodon ocellatus</i>		+	+	<i>Haemulon aurolineatum</i>			+
<i>Chaetodon sedentarius</i>			+	<i>Haemulon carbonarium</i>		+	+
<i>Haemulon chrysargyreum</i>		+	+	<i>Lutjanus apodus</i> *			+
<i>Haemulon flavolineatum</i> *	+	++	++	<i>Lutjanus griseus</i> *			+
<i>Haemulon macrostomum</i> *		+	+	<i>Lutjanus synagris</i> *			+
<i>Haemulon melanurum</i> *	+	+	+	<i>Malacanthus plumieri</i>	+	+	+



Continuación de Tabla 5.

Esponjas	BA	BN	BS	Esponjas	BA	BN	BS
<i>Haemulon parra</i> *	+		++	<i>Malacoctenus triangulatus</i>		+	+
<i>Haemulon plumieri</i> *			++	<i>Microspathodon chrysurus</i>	+	+	+
<i>Haemulon sciurus</i> *			+	<i>Melichthys niger</i>	+++	++	+
<i>Haemulon striatum</i>			+	<i>Monacanthus tuckeri</i>			+
<i>Halichoeres bivittatus</i>	+++	+	+++	<i>Mulloidichthys martinicus</i>	++	+	+
<i>Halichoeres garnoti</i>	+++	++	++	<i>Mycteroperca bonaci</i> *		+	
<i>Halichoeres maculipinna</i>		+	+	<i>Mycteroperca interstitialis</i> *	+	+	
<i>Halichoeres pictus</i>			+	<i>Myrichthys breviceps</i>		+	
<i>Halichoeres poeyi</i>			+	<i>Myripristis jacobus</i>	++		+
<i>Halichoeres radiatus</i>	+	+	+	<i>Neoniphon marianus</i>	+	+	+
<i>Holacanthus ciliaris</i>		+	+	<i>Ocyurus chrysurus</i> *		+	+
<i>Holacanthus tricolor</i>	++	+	++	<i>Odontoscion dentex</i>		+	+
<i>Holocentrus adscensionis</i>	++	+	++	<i>Ophioblennius macclurei</i>			+
<i>Holocentrus rufus</i>	++	+	+	<i>Opistognathus aurifrons</i>	+		+
<i>Hypoplectrus guttavarius</i>			+	<i>Opsanus</i> sp.			+
<i>Hypoplectrus indigo</i>		+	+	<i>Pareques acuminatus</i>			+
<i>Hypoplectrus nigricans</i>		+		<i>Pempheris schomburgkii</i>			+
<i>Hypoplectrus providencianus</i>		+	+	<i>Pomacanthus arcuatus</i>			+
<i>Hypoplectrus puella</i>		+	+	<i>Pomacanthus paru</i>	+	+	+
<i>Hypoplectrus unicolor</i>		+	+	<i>Prognathodes aculeatus</i>		+	
<i>Kyphosus</i> sp.	+	+	+	<i>Pseudupeneus maculatus</i>		+	+
<i>Lachnolaimus maximus</i>			+	<i>Pterois volitans</i>	+	+	+
<i>Lactophrys bicaudalis</i>		+		<i>Rhinobatos</i> sp.*			+
<i>Lactophrys triqueter</i>		+	+	<i>Rypticus saponaceus</i>			+
<i>Sargocentron vexillarium</i>	+	+		<i>Sphoeroides spengleri</i>			+
<i>Scarus coelestinus</i>		+	+	<i>Sphyræna barracuda</i> *	+	+	+
<i>Scarus iseri</i> *		+		<i>Stegastes adustus</i>		+	+
<i>Scarus</i> sp.		+	+	<i>Stegastes diencaeus</i>		+	+
<i>Scarus taeniopterus</i> *	+	+	+	<i>Stegastes leucostictus</i>		+	++
<i>Scarus vetula</i> *		+	+	<i>Stegastes partitus</i>	++	+	++
<i>Scorpaena plumieri</i>	+	+	+	<i>Stegastes planifrons</i>		+	+
<i>Serranus tigrinus</i>		+	+	<i>Stegastes variabilis</i>		+	+
<i>Sparisoma atomarium</i>		+	++	<i>Synodus intermedius</i>	+	+	+
<i>Sparisoma aurofrenatum</i> *		++	+	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	+++	++	+++
<i>Sparisoma chrysopterus</i> *		+	+	<i>Urobatis jamaicensis</i>		+	+
<i>Sparisoma rubripinne</i> *	++	+	++	<i>Xanthichthys ringens</i>	+	+	
<i>Sparisoma viride</i>		++		<i>Xyrichthys</i> sp.			+

Respecto a otros organismos, se registraron un total de 53 especies, de los cuales 3 corresponden a anémonas, 2 a zoantideos, 10 a artrópodos, 19 a equinodermos, 18 a moluscos y una tortuga (Tabla 6). Se encontraron especies de importancia comercial como la langosta espinosa (*Panulirus argus*), el caracol pala

Tabla 6. Especies de anémonas, artrópodos, equinodermos y moluscos registradas en bajo Alicia (BA), bajo Nuevo (BN) y banco Serranilla (BS). * = especies de importancia comercial.

Grupo	Especie	BA	BN	BS
Anémonas	<i>Bartholomea annulata</i>			+
	<i>Condylactis gigantea</i>		+	+
	<i>Stichodactyla helianthus</i>			+
Artrópodos	<i>Ancylomenes pedersoni</i>			+
	<i>Calappa flammea</i>			+
	<i>Mithrax spinosissimus*</i>	+		
	<i>Paguristes</i> sp.			+
	<i>Panulirus argus*</i>	+	+	+
	<i>Percnon gibbesi</i>			+
	<i>Periclimenes yucatanicus</i>			+
	<i>Scyllarides aequinoctialis</i>			+
	<i>Stenopus hispidus</i>			+
	<i>Stenorhynchus</i> spp.	+		+
Equinodermos	<i>Astichopus multifidus</i>			+
	<i>Astrophyton muricatum</i>			+
	<i>Clypeaster rosaceus</i>			+
	<i>Clypeaster</i> sp.			+
	<i>Diadema antillarum</i>	+	+	+
	<i>Echinometra lucunter</i>		+	+
	<i>Echinometra viridis</i>		+	+
	<i>Euapta lappa</i>			+
	<i>Eucidaris tribuloides</i>		+	+
	<i>Holothuria mexicana*</i>		+	+
	<i>Isostichopus badionotus*</i>	+		+
	<i>Meoma ventricosa</i>			+
	<i>Ophiocoma pumila</i>			+
	<i>Ophionereis reticulata</i>		+	
	<i>Ophiothrix lineate</i>			+
	<i>Ophiothrix oerstedii</i>		+	+
	<i>Ophiothrix</i> sp.	+		+
	<i>Ophiothrix suenisoni</i>		+	+
<i>Oreaster reticulatus</i>			+	
Moluscos	<i>Aliger costatus</i>			+
	<i>Astraea</i> sp.	+		
	<i>Cassis</i> sp.	+		
	<i>Cerithium eburneum</i>			+
	<i>Cerithium litteratum</i>		+	+
	<i>Cyphoma gibbosum</i>		+	+
	<i>Eustrombus gigas*</i>	+	+	+
	<i>Fasciolaria tulipa</i>			+
	<i>Lima scabra</i>			+
	<i>Lobatus raninus</i>			+
	<i>Pinna carnea</i>			+

Continuación de Tabla 6.

Grupo	Especie	BA	BN	BS
	<i>Pinna</i> sp.			+
	<i>Sepioteuthis sepioidea</i>			+
	<i>Spondylus</i> sp.			+
	<i>Strombus gallus</i>			+
	<i>Fasciolaridae</i> sp.			+
	<i>Triplofusus giganteus</i>			+
	<i>Vasum muricatum</i>		+	+
Tortugas	<i>Eretmochelys imbricata</i>		+	+
Zoanfideos	<i>Palythoa caribaeorum</i>		+	+
	<i>Zoanthus</i> sp.			+

(*Eustrombus gigas*), la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y los pepinos de mar (*Holothuria mexicana* e *Isostichopus badionotus*).

Por otro lado, se registró la presencia de 18 especies que se encuentran bajo algún grado de amenaza (Tabla 7) según las categorías de la IUCN (2012) y los Libros Rojos de Especies Amenazadas en Colombia (Ardila *et al.*, 2002; Castaño-Mora, 2002; Mejía y Acero, 2002) debido a las notables reducciones en sus poblaciones en las últimas décadas por factores como la sobreexplotación de recursos y mortalidades masivas asociadas a enfermedades (Lessios *et al.*, 1984; Brown, 1997; Díaz *et al.*, 2000; Steiner y Williams, 2006; Burke *et al.*, 2011). Se destacaron por su frecuencia de observación el octocoral *G. ventalina*, el pez *B. vetula*, el tiburón *G. cirratum* y el coral *O. faveolata* (Figura 3). Se observaron parches

Tabla 7. Especies marinas amenazadas según las categorías de la lista roja de la IUCN y los libros rojos de Colombia registradas en el área de estudio.

Grupo	Especie	IUCN	Libro rojo de Colombia
Corales	<i>Acropora palmata</i>	En Peligro Crítico	En Peligro
	<i>Acropora cervicornis</i>	En Peligro Crítico	En Peligro Crítico
	<i>Orbicella</i> (antes <i>Montastraea</i>) <i>annularis</i>	En Peligro	-
	<i>Orbicella</i> (antes <i>Montastraea</i>) <i>faveolata</i>	En Peligro	-
	<i>Eusmilia fastigiata</i>	-	Vulnerable
	<i>Stephanocoenia intercepta</i>	-	Vulnerable
	<i>Orbicella</i> (antes <i>Montastraea</i>) <i>franksi</i>	Vulnerable	-
	<i>Mycetophyllia ferox</i>	Vulnerable	-
	Peces	<i>Balistes vetula</i>	Vulnerable
<i>Ginglymostoma cirratum</i>		Vulnerable	Vulnerable
<i>Hypoplectrus providencianus</i>		Vulnerable	Vulnerable

Continuación de Tabla 7.

Grupo	Especie	IUCN	Libro rojo de Colombia
	<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Vulnerable	-
Artrópodos	<i>Panulirus argus</i>	-	Vulnerable
	<i>Mithrax spinosissimus</i>	-	Vulnerable
Octocorales	<i>Gorgonia ventalina</i>	Vulnerable	Vulnerable
Moluscos	<i>Eustrombus gigas</i>	-	Vulnerable
Tortugas	<i>Eretmochelys imbricata</i>	En Peligro Crítico	En Peligro Crítico
Equinodermos	<i>Diadema antillarum</i>	-	Datos insuficientes

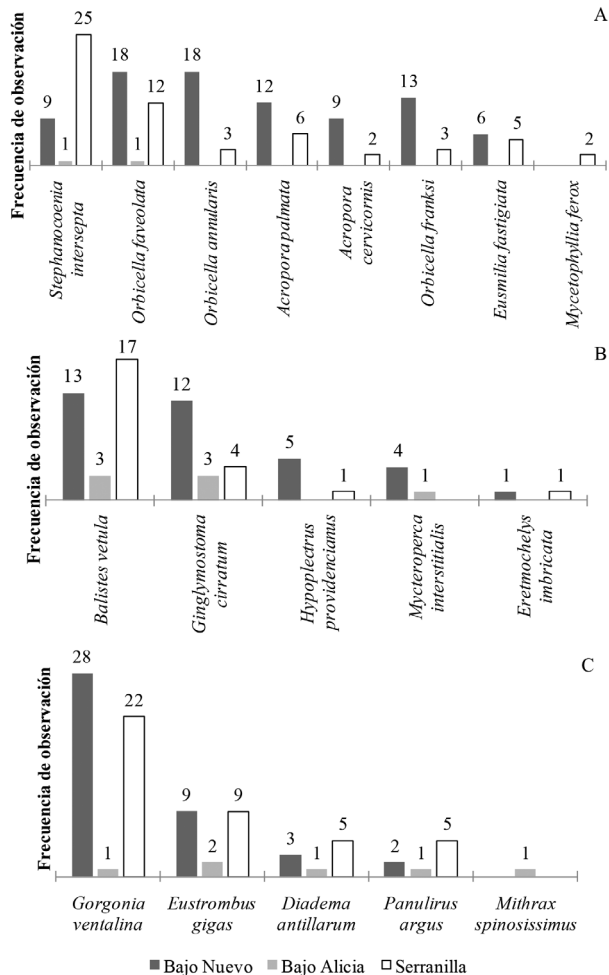


Figura 3. Frecuencia de observación de especies amenazadas en bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla. A. Especies de coral. B. Especies de vertebrados. C. Especies de octocoral, caracol, cangrejo, langosta y erizo.



de los corales *Acropora palmata* y *A. cervicornis*, especies catalogadas “En peligro crítico” debido a su drástica reducción en las últimas décadas, que excede 80% en el Gran Caribe como consecuencia de la enfermedad de banda blanca (Garzón-Ferreira y Díaz, 2003; Sutherland *et al.*, 2004; IUCN, 2012). La abundancia de colonias del coral *A. palmata* en algunas zonas arrecifales puede indicar que estos bajos han funcionado como reservorio y/o puede ser señal de un proceso de recuperación de la especie. En respuesta a su estado crítico, estas dos especies de coral han despertado la atención internacional, reconociendo que su estudio, monitoreo y conservación son una prioridad esencial.

Bajo Nuevo

Los principales componentes del sustrato son las algas (37.8%), la arena (27.6%), los octocorales (13.5%), los corales duros (12.1%) y las esponjas (6.7%), igualmente, se identificaron nueve unidades ecológicas según Invemar y ANH (2012) (Tabla 8). Presentó una riqueza de 242 especies, donde los peces (98 especies), corales (37 especies) y esponjas (34 especies) fueron los principales representantes.

Tabla 8. Extensión (ha) de las unidades ecológicas identificadas en bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla. Tomado de Invemar y ANH (2012).

Unidad Ecológica	Extensión (ha)		
	Bajo Nuevo	Bajo Alicia	Banco Serranilla
<i>Acropora palmata</i> -Octocorales	50.25	-	17.13
Alga Incrustante-Esponja Incrustante-Octocoral	1368.84	-	1052.17
Algas Frondosas sobre Escombros	1762.65	-	577.61
Corales Mixtos	2878.99	-	1295.42
<i>Montastraea-Orbicella</i> spp.	1310.48	-	49.20
Pradera de Fanerógamas	-	-	49.20
Octocorales – Esponjas	6365.29	22599.51	19002.49
Sedimentos Bioturbados - Algas Calcáreas			
Pradera de Macroalgas	6018.33	5132.74	62042.70
Pradera de Macroalgas - Octocorales – Esponjas			

En esta área se encuentran formaciones coralinas significativas que posiblemente dan lugar a refugios y asociaciones de organismos.

Se registraron 41 especies exclusivas en esta área, entre las que se encuentran los corales *Dendrogyra cylindricus*, *Favia fragum* y *T. coccinea*, la esponja *Aka coraliphaga*, el equinodermo *Ophionereis reticulata*, los peces *Abudefduf taurus*, *Elagatis bipinnulata*, *Hypoplectrus indigo*, *Mycteroperca bonaci* y 34 taxones de

macroalgas, entre los que se encuentran los géneros de Chlorophyta *Laurencia*, *Liagora*, y la familia Ulvaceae. Se registraron 37 especies de corales, siendo abundantes: *A. agaricites*, *M. alcicornis*, *O. annularis*, *O. faveolata* y *P. strigosa* (Tabla 3). Teniendo en cuenta la cobertura coralina encontrada en bajo Nuevo (12%), con respecto a bajo Alicia (3%) y banco Serranilla (5%), es evidente que hay un mayor desarrollo coralino en esta área. Se registraron 37 especies de esponjas, siendo *Aplysina cauliformis*, *A. fistularis* y *A. fulva* las más abundantes (Tabla 4).

En cuanto a los peces se registraron 98 especies, encontrándose a *C. ruber*, *Haemulon aurolineatum* y *Sparisoma viride* entre las más abundantes (Tabla 5). Aunque el tiburón nodriza *G. cirratum* fue común en las tres áreas, se destacó por su elevada abundancia en bajo Nuevo, también registrada por Bent *et al.* (2012) y Bruckner (2012). Este hecho es de gran relevancia ecológica debido a que los cambios que han ocurrido en los ecosistemas marinos han incluido la extracción intensa de estos depredadores, vulnerables sobre todo a la pesca local (Compagno, 2001).

Respecto a otros organismos, se registraron 16 especies, entre las que se encuentran *P. argus*, *Diadema antillarum* y *E. imbricata* (Tabla 6). En cuanto a las especies amenazadas, este bajo registró la mayor frecuencia de especies (16), entre las que se encuentran *G. ventalina*, *G. cirratum* y *O. annularis* (Figura 3), lo cual puede estar asociado a la heterogeneidad del fondo, a la mayor cobertura coralina y a la cantidad de unidades ecológicas (INVEMAR y ANH, 2012).

Bajo Alicia

Los principales componentes vivos en el fondo fueron las algas (40.1%), los octocorales (10.4%), las esponjas (8.1%) y los corales duros (3.1%); asimismo, se registraron tres unidades ecológicas según Invemar y ANH (2012) (Tabla 8). En este bajo se registraron 122 especies, característica que coincide con la menor cantidad de ambientes encontrados a una profundidad menor a 30 m, siendo los peces el grupo con mayor riqueza (45 especies; Figura 2).

Por otro lado, en bajo Alicia se observaron seis especies exclusivas, entre las que se destacan el cangrejo *Mithrax spinosissimus* y el octocoral *Pterogorgia anceps*. Se registraron 19 taxones de macroalgas marinas entre las que se encuentran los géneros *Avrainvillea*, *Dictyota* y *Penicillus* (Tabla 1). Se registraron 18 especies de corales todos con bajas abundancias, entre los observados están *Agaricia tenuifolia*, *O. faveolata* y *P. porites* (Tabla 2). Se registraron 19 especies de esponjas siendo *Aiolochoiria crassa* y *X. muta* las más abundantes (Tabla 4). Se registraron 45 especies de peces, destacando la alta abundancia de *B. vetula* y *M. niger* (Tabla 5), lo que contrasta con la escasez de estos peces en otras áreas del Caribe colombiano (Navas Camacho y Rodríguez-

Ramírez, 2008). Respecto a otros organismos asociados al sustrato, se identificaron nueve especies, entre los que se encuentran los invertebrados comerciales *E. gigas*, *P. argus* e *I. badiotus* (Tabla 6). En cuanto a las 10 especies amenazadas identificadas, su frecuencia de observación fue relativamente baja, observándose individuos de las especies *B. vetula*, *G. cirratum* y *M. spinosissimus* (Figura 3).

Serranilla

Se identificaron nueve unidades ecológicas según Invemar y ANH (2012), en las que los principales componentes vivos del sustrato en términos de cobertura fueron las algas (43.8%), los octocorales (11.8%), las esponjas (8.1%) y los corales duros (5.0%; Tabla 8). Se registró una riqueza de 341 especies, a la cual contribuyeron en mayor medida los peces (117 especies) y las macroalgas (84 especies), incluyendo cianobacterias.

En el banco Serranilla se registraron 128 especies exclusivas, entre las que se destacan el coral *Solenastrea bournoni*, los equinodermos *Astichopus multifidus*, *Clypeaster rosaceus*, *Meoma ventricosa*, el molusco *Strombus gallus*, los peces *Centropyge argi*, *Chaetodon sedentarius*, *Opsanus* sp., *Rhinobatos* sp. y *Xyrichtys* sp., el pasto marino *Syringodium filiforme* y 50 especies de macroalgas (Tablas 1-6).

Se registró un total de 84 taxones de algas marinas, entre las que se encuentran *Amphiroa fragilissima*, cianobacterias, *Halimeda* spp. y *Turbinaria* spp. (Tabla 1). Se registraron 33 especies de corales duros, siendo *A. agaricites*, *M. alcornis* y *S. siderea* las más abundantes (Tabla 2). Se registraron 37 especies de esponjas, entre las que se encuentran *Amphimedon viridis*, *Callyspongia* sp y *Tectitethya cripta* (Tabla 4). Se registraron 117 especies de peces, siendo las más abundantes *Acanthurus* spp., *Halichoeres bivittatus* y *Thalassoma bifasciatum* (Tabla 5).

Respecto a otros organismos, se registraron 49 especies (Tabla 6), donde también se agrupó la mayor parte de especies de importancia comercial: langosta espinosa (*P. argus*), caracol pala (*E. gigas*), tortuga carey (*E. imbricata*) y pepinos de mar (*H. mexicana*, *I. badiotus*). En cuanto a las organismos amenazados, esta área registró el mayor número de especies (16), siendo más frecuente la observación de *B. vetula*, *D. antillarum*, *P. argus* y *Stephanocoenia intersepta* (Figura 3).

La ubicación remota de bajo Nuevo, bajo Alicia y banco Serranilla, pero principalmente la presencia de diferentes ambientes o unidades ecológicas, posiblemente han permitido que el área de estudio posea una gran riqueza de especies marinas, que indica que estas áreas son reservorios importantes de biodiversidad del país. Además, la observación de especies clave para la conservación, evidencia que en el área se concentran poblaciones que merecen especial atención para fortalecer las estrategias de manejo de zonas marino costeras y aplicar medidas de protección de las especies de importancia pesquera.

CONCLUSIONES

Se encontraron importantes valores de riqueza en las áreas estudiadas, asociadas principalmente a formaciones coralinas y a la extensión de ciertas unidades ecológicas. El mayor valor de riqueza de especies se registró en banco Serranilla, especialmente para la biota de peces y macroalgas. Bajo Nuevo presentó una alta riqueza siendo los peces, los corales y las esponjas los grupos más conspicuos, debido posiblemente a la mayor cobertura de coral y extensión de las unidades de corales mixtos y *Montastraea-Orbicella* spp., que brindan una mayor disponibilidad de hábitats para las especies.

A partir de los inventarios biológicos realizados, se evidenció una notable relación entre paisajes en términos de la diversidad de ambientes o unidades ecológicas y la riqueza de especies que puede ser encontrada en el área de estudio. Tal relación resalta la importancia de estas áreas como reservorios de biodiversidad en medio de ambientes oceánicos de aguas someras que han sido pocas veces caracterizados biológicamente.

AGRADECIMIENTOS

Estas actividades se desarrollaron en el marco del convenio 016-2010 entre Invemar, la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH) y el Ministerio de Relaciones Exteriores y Comercio Exterior de Jamaica. Los autores agradecen especialmente al Ministerio de Relaciones Exteriores de Colombia, Gobernación de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Alcaldía de Providencia, DIMAR, a las directivas de Invemar, particularmente a los coordinadores del proyecto Francisco Arias Isaza, David Alonso Carvajal y Milena Benavides y a la ANH por todo su apoyo en la gestión y realización de este proyecto. Igualmente por su colaboración en la parte cartográfica al grupo del Laboratorio de Sistemas de Información (LabSIS) del Invemar y por las labores de campo a toda la tripulación de la embarcación Captain "S" y a Nathalia Prada (Fundación Omacha). Contribución de Invemar No. CTRB-1144.

BIBLIOGRAFÍA

Abril-Howard, A., C. Sánchez-García, H. Bent, N. Bolaños y E. Jay. 2010. Estimación de la cobertura coralina del banco Serranilla, bajo Alicia y bajo Nuevo. Primera aproximación al conocimiento del ecosistema. 249-253. En: Invemar y Acimar (Eds.). Libro de resúmenes extendidos XIV Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar (Senalmar). Serie de Publicaciones Especiales del Invemar. No 21, Santa Marta. 578 p.



- Alcolado, P. 1999. Comunidades de esponjas de los arrecifes del archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 28: 95-124.
- Appeltans, W., P. Bouchet, G. A. Boxshall, K. Fauchald, D. P. Gordon, B. W. Hoeksema, G. C. Poore, R. Van Soest, S. Stöhr, T. C. Walter y M. J. Costello (Eds.). 2011. World register of marine species. <http://www.marinespecies.org>. 18/02/12.
- Ardila, N., G. Navas y J. Reyes (Eds.). 2002. Libro rojo de invertebrados marinos de Colombia. La serie de libros rojos de especies amenazadas de Colombia, Invemar y Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá. 179 p.
- Bent, H., A. Abril-Howard, N. Bolaños y E. Taylor. 2012. Abundancia de peces en los complejos arrecifales de Serranilla, Bajo Alicia y Bajo Nuevo, Reserva de Biósfera Seaflower de Colombia. *Rev. Mar. Cost.*, 4: 33-49.
- Birkeland, C. 1974. The effect of wave action on the population dynamics of *Gorgonia ventalina* Linnaeus. *Stud Trop Oceanogr.*, 12: 115-126.
- Brown, B.E. 1997. Disturbances to reefs in recent times. 354-379. En: Birkeland, C. (Ed). Life and death of corals reefs. Chapman and Hall, Nueva York. 536 p.
- Bruckner, A. 2012. Global reef expedition: San Andrés Archipelago, Colombia. Field Report. April 9-24, 2012. Khaled bin Sultan Living Oceans Foundation, Landover, EE.UU. 52 p.
- Buddemeier, R., J. Kleypas y R. Aronson. 2004. Coral reefs and global climate change: Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, EE.UU. 44 p.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding y A. Perry. 2011. Reefs at risk: revisited. World Resources Institute. Washington. 114 p.
- Carpenter, R. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reefs algal communities. *Ecol. Monogr.*, 56(4): 345-363.
- Case, J.E., T.L. Holcombe y R. G. Martin. 1984. Map of geologic provinces in the Caribbean region. 1-30. En: Bonini, W.E., R.B. Hargraves y R. Shangan (Eds.). The Caribbean South America plate boundary and regional tectonics. *Mem. Geol. Soc. Am.*, 162: 421 p.
- Castaño-Mora, O.V. 2002. Libro rojo de reptiles de Colombia. Libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente y Conservación Internacional-Colombia, Bogotá. 160 p.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina y B. Rodríguez. 1993. FAO species identification sheets for fishery purposes. Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America. FAO. Roma. 513 p. + anexos.
- Chaves-Fonnegra, A. y S. Zea. 2011. Coral colonization by the encrusting excavating Caribbean sponge *Cliona delitrix*. *Mar. Ecol.*, 32: 162-173.
- Chiappone, M., R. Sluka y K. Sullivan-Sealey. 2000. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 198: 261-272.
- Compagno, L.J.V. 2001. Sharks of the world: An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date; bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). FAO Spec. Cat. Fish. Purp., Roma, 2(1): 1-269.

- Coralina e Invemar (Eds.). 2012. Atlas de la Reserva de Biósfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Invemar) y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Coralina), Serie de Publicaciones Especiales del Invemar No. 28, Santa Marta. 179 p.
- Díaz, J.M., G. Díaz-Pulido, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, J. Sánchez y S. Zea. 1996. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe colombiano: I. Complejos arrecifales oceánicos. Serie de Publicaciones Especiales del Invemar No. 2, Santa Marta. 83 p.
- Díaz, J.M., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Serie de Publicaciones Especiales del Invemar No. 5, Santa Marta. 175 p.
- Díaz, J.M., L.M. Barrios y D.I. Gómez-López. 2003. Las praderas de pastos marinos en Colombia: estructura y distribución de un ecosistema estratégico. Serie de Publicaciones Especiales del Invemar No. 10, Santa Marta. 160 p.
- Díaz-Pulido, G. y J.M. Díaz. 1997. Algal assemblages in lagoonal reefs of Caribbean oceanic atolls. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. Panama, 1: 827-832.
- Díaz-Pulido, G. y M. Díaz-Ruiz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Col.*, 4(2): 203-246.
- Díaz-Pulido, G., L.J. McCook, A.W. Larkum, H.K. Lotze, J.A. Raven, B. Schaffelke, J. Smith y R.S. Steneck. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change. 151-192. En: Johnson, J.E. y P.A. Marshall (Eds.). *Climate change and the Great Barrier Reef*. Townsville, Australia. 818 p.
- Dimar-CIOH. 2009. Geografía submarina del Caribe colombiano. Serie de publicaciones especiales CIOH Volumen 4. Cartagena. 150 p.
- FAO. 2014. FAO FishFinder. - Web Site. FAO FishFinder. FI Institutional Websites. En: FAO Fisheries and Aquaculture Department. Roma. <http://www.fao.org/fishery/fishfinder/en>. 22/12/14.
- Froese, R. y D. Pauly (Eds.). 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org. 14/02/2012
- Garzón-Ferreira, J. y J.M. Díaz. 2003. The Caribbean coral reefs of Colombia. 275-301. En: Cortés, J. (Ed.). *Latin American coral reefs*. Elsevier Science. Amsterdam. 508 p.
- Garzón-Ferreira, J., M. Reyes-Nivia y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC: Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Invemar. Santa Marta. 102 p.
- Gavio, B y J. Wynne. 2013. Biodiversity of the marine macroflora in the international Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean, Colombia. p. 97. En: Campos, N., P. Dueñas y J. Garay (Eds.). *Libro de memorias del XV Seminario Nacional en Ciencias y Tecnologías del Mar (Senalmar)*. Invemar, Santa Marta. 299 p.
- Geister, J. y J.M. Díaz. 1996. A field guide to the atolls and reefs of San Andrés y Providencia (Colombia). 8th Int. Coral Reef Symp. Panamá, 41 p.
- Geister, J. y J.M. Díaz. 2007. Ambientes arrecifales y geología de un archipiélago oceánico: San Andrés, Providencia y Santa Catalina (mar Caribe, Colombia) con guía de campo. Ingeominas, Bogotá. 114 p.

- Gracia, A., J. Medellín-Mora, M. Garrido-Linares, E. Arteaga-Sogamoso y A. Merchán-Cepeda. 2011. Estado del conocimiento de la diversidad de especies. 195-250. En: Invemar. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2010. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta. 322 p.
- Guiry, M.D. y G.M. Guiry. 2012. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. 20/02/2012.
- Hollock, P., F.E. Müller-Karger y J.C. Halas. 1993. Coral reef decline. *Nat. Geogr. Res. Explor.*, 9(3): 358-378.
- INAP. 2011. Resultados del Proyecto Piloto de Adaptación Nacional al Cambio Climático -INAP (TF 056350). Informe Final. The World Bank, GEF, Instituto Nacional de Salud, IDEAM, Conservación Internacional Colombia, Invemar y Coralina. 121 p.
- Invemar y ANH. 2012. Línea base ambiental en el Área de Régimen Común Jamaica-Colombia como aporte al aprovechamiento sostenible de los recursos marinos compartidos: Comunidades biológicas de fondos poco profundos. Informe técnico final. Invemar, Santa Marta. 111 p.
- Jackson, J.B.C., M.K. Donovan., K.L. Cramer y V.V. Lam (Eds.). 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland. Suiza. 304 p.
- Lessios, H.A., D.R. Robertson y J.D. Cubit. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226(4672): 335-337.
- Linton, D. y T. Fisher. 2004. Caricomp: Caribbean Coastal Marine Productivity Program: 1993-2003. Caricomp, Kingston. 91 p.
- MAVDT. 2010. Resolución 383 del 23 de febrero de 2010. "Por la cual se declaran las especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional y se toman otras determinaciones". Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá. 29 p.
- McCook, L. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: Scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 18(4): 357-367.
- McCook, L., J. Jompa y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: A review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19: 400-417.
- Mejía, L.S. y A. Acero P. (Eds.) 2002. Libro rojo de peces marinos de Colombia. La serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia, Invemar, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia y Ministerio de Medio Ambiente, Bogotá. 174 p.
- Mejía, L.S. y J. Garzón-Ferreira. 2000. Estructura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del archipiélago de San Andrés y Providencia (Caribe sur occidental). *Rev. Biol. Trop.*, 48(4): 883-896.
- Miloslavich, P., J.M. Díaz, E. Klein, J.J. Alvarado y C. Díaz. 2010. Marine biodiversity in the Caribbean: Regional estimates and distribution patterns. *PLoS ONE*, 5(8): e11916. doi:10.1371/journal.pone.0011916.
- Muzik, K. 1982. Octocorallia (Cnidaria) from Carrie Bow Cay, Belize. 309-316. En: Rutzler, K. e I.G. MacIntyre (Eds.). The Atlantic barrier reef system at Carrie Bow Cay, Belize I. Structure and communities. *Smithson. Contrib. Mar. Sci.*, Vol. 12, Washington. 539 p.
- Navas-Camacho, R. y A. Rodríguez-Ramírez. 2008. Estado de los arrecifes coralinos. 53-73. En: Invemar (Ed.). Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia: Año 2007. Serie de

- Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta. 380 p.
- Navas-Camacho, R., K. Gómez-Campo, J. Vega-Sequeda y T. López-Londoño. 2009. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. 59-88. En: Invemar (Ed.). Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2008. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta. 243 p.
- Navas-Camacho, R., K. Gómez-Campo, J. Vega-Sequeda, T. López-Londoño, D. Duque, A. Abril y N. Bolaños. 2010a. Estado de los arrecifes coralinos en Colombia. 75-100. En: Invemar. Informe del estado de los ambientes y recursos marinos y costeros en Colombia: Año 2009. Serie de Publicaciones Periódicas del Invemar No. 8, Santa Marta. 320 p.
- Navas-Camacho, R., D.L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M.C. Reyes-Nivia y J. Garzón-Ferreira. 2010b. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Rev. Biol. Trop.*, 58(suppl. 1): 95-106.
- Prada, M. 2012. Comunidades de peces. 106-113 En: Coralina e Invemar (Eds.). Atlas de la Reserva de Biosfera Seaflower. Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina. Invemar y Coralina, Serie de Publicaciones Especiales del Invemar No. 28, Santa Marta. 179 p.
- Rivera-Monroy, V.H., R.R. Twilley, D. Bone, D.L. Childers, R.C. Coronado-Molina, I.C. Feller, J. Herrera-Silveira, R. Jaffe, E. Mancera, E. Rejmankova, J.E. Salisbury y E. Weil. 2004. A conceptual framework to develop long-term ecological research and management objectives in the wider Caribbean region. *Bioscience*, 54: 843-856.
- Rodríguez-Ramírez, A., M.C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón y C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reef in the Colombian Caribbean. *Rev. Biol. Trop.*, 58(Suppl. 1): 107-131.
- Rosenberg, G. 2009. Malacolog 4.1.1: A database of western Atlantic marine Mollusca. Database (version 4.1.1). <http://www.malacolog.org/>. 20/02/2012.
- Sánchez, J.A. y H. Wirshing. 2005. A field key to the identification of tropical western Atlantic zooxanthellate octocorals (Octocorallia: Cnidaria). *Car. J. Sci.*, 41(3): 508-522.
- 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., S. Zea y J.M. Díaz. 1998. Patterns of octocoral and black coral distribution in the Oceanic Barrier Reef-complex of Providencia Island, Southwestern Caribbean. *Car. J. Sci.*, 34(3-4): 250-264.
- Sánchez, J.A., V. Pizarro, A. Acosta-Sánchez, P. Castillo, P. Herrón, J. C. Martínez, P. Montoya y C. Orozco. 2005. Evaluating coral reef benthic communities in remote Caribbean atolls (Quitasueño, Serrana, and Roncador banks) to recommend marine-protected areas for the Seaflower Biosphere Reserve. *Atoll. Res. Bull.*, 531: 1-65.
- Spalding, M., H.E. Fox, G.R. Allen, N. Davidson, Z.A. Ferdaña, M. Finlayson, B.S. Halpern, M.A. Jorge, A. Lombana, S.A. Lourie, K.D. Martin, E. McManus, J. Molnar, C.A. Recchia y J. Robertson. 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7): 573-583.
- Steiner, S.C. y S.M. Williams. 2006. The density and size distribution of *Diadema antillarum* in Dominica (Lesser Antilles): 2001-2004. *Mar. Biol.*, 149: 1071-1078.
- Sutherland, K., J. Porter y C. Torres. 2004. Diseases and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 266: 273-302.

- Wainwright, P.C. y D.R. Bellwood. 2002. Ecomorphology of feeding in coral reef fishes. 33-55. En: Sale, P.F. (Ed.). Coral reef fish: dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, Elsevier Science, San Diego, EE.UU. 549 p.
- Wilkinson, C.R. 1987. Interocean differences in size and nutrition of coral reef sponge populations. *Science*, 236: 1654-1657.
- Yoshioka, P. y B. Yoshioka. 1989. Effects of wave energy, topographic relief and sediment transport on the distribution of shallow-water gorgonians of Puerto Rico. *Coral Reefs*, 8(3): 145-152.
- Zea, S. 1993. Recruitment of demosponges (Porifera, Demospongiae) in rocky and coral reef habitats of Santa Marta, Colombian Caribbean. *Mar. Ecol.*, 14(1): 1-21.
- Zea, S. 2001. Patterns of sponge (Porifera, Demospongiae) distribution in remote, oceanic reef complexes of the southwestern Caribbean. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 25(97): 581-595.
- Zea, S., T. P. Henkel y J. R. Pawlik. 2009. The Sponge Guide: a picture guide to Caribbean sponges. www.spongeguide.org. 18/02/2012.

RECIBIDO: 20/11/2013

ACEPTADO: 27/04/2015

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 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 número de la revista.

Idioma: Español o inglés, con resumen en ambos idiomas.

Presentación: Envío del documento en formato digital, como archivo adjunto al correo electrónico: boletin@invemar.org.co. **Tipo de letra:** Times New Roman, tamaño 11, configuración de página 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. Una vez aceptado el trabajo, el texto final deberá ser enviado nuevamente en archivo electrónico (textos, figuras y tablas) a: boletin@invemar.org.co

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, 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 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 Claves** (Keywords), 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”), 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 y citadas (en orden) en el texto y presentadas juntas en un archivo aparte. 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 y ser suficientemente explicativas. **Dibujos:** Letras y símbolos en tamaño apropiado, de modo que al reducirlos no pierdan su nitidez. **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, cm, km, g, kg, mg, mL, L, %, 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. No se aceptan las referencias indirectas, p. ej. Pérez 2007 (En: Fernández, 2008).

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 el idioma del manuscrito. 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. Los **artículos publicados en revistas periódicas** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (dos puntos) Ámbito de páginas (punto). Ejemplo: Blanco, J.A., J.C. Nárvaez y E.A. Viloria. 2007. ENSO and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia. *Fish. Res.*, 88: 100-108. En los casos en que la referencia incluya la totalidad de las páginas de la revista periódica, se debe citar así: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Nombre de la revista (coma) Volumen (coma) páginas totales (punto). Ejemplo: Pang, R.K. 1973. The systematics of some Jamaican excavating sponges. *Postilla*, 161, 75 p. Debe abreviarse el nombre de la revista cuando esté formado por más de una palabra, siguiendo la información presentada en www.abbreviations.com. Para revistas no listadas debe presentarse el nombre completo. Los **libros** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Título (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) número total de páginas (punto). Ejemplo: Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Inderena, Bogotá. 391 p. Los **capítulos de libros** se deben citar de la siguiente manera: Autor (punto) Año (punto) Nombre del capítulo (punto) Ámbito de páginas (punto). Editores (punto) Título del libro (punto) Editorial (coma) Ciudad (punto) número total de páginas (punto). Ejemplo: Álvarez-León, R. y J. Blanco. 1985. Composición de las comunidades ictiofaunísticas de los complejos lagunares estuarinos de la bahía de Cartagena, ciénaga de Tesca y Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. 535-555. En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons*. UNAM, México D.F. 653 p. Las **memorias de reuniones y documentos inéditos y de escasa divulgación (tesis y literatura gris)** sólo se citarán a criterio del editor del manuscrito. Las tesis se deben citar como los libros. Ejemplo (tesis): Arboleda, E. 2002. Estado actual del conocimiento y riqueza de peces, crustáceos decápodos, moluscos, equinodermos y corales escleractíneos del océano Pacífico colombiano. Tesis Biol. Mar., Univ. Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 125 p.; (informe): Pedraza, R.A., S. Suárez y R. Julio. 1979. Evaluación de captura en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe final, Inderena, Bogotá. 39 p.

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) Fecha de consulta (punto). Ejemplo: Hammer, O., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2008. PAST – Palaentological Statistics, ver. 1.81. <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>. 08/06/2008.

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 deben ser enviados en archivo electrónico al correo boletin@invemar.org.co, anexando una carta remisoría dirigida al: Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. Los trámites posteriores de evaluación y comunicación de resultados se harán a través de correo electrónico, para mayor agilidad del proceso. Todo trabajo será evaluado por dos especialistas y en un término aproximado de doce meses el Comité Editorial decidirá e informará si el artículo se acepta para publicación. En caso de correcciones los autores deberán entregar una nueva versión en un plazo no mayor a un mes.



INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Potential contributors to the *Bulletin of Marine and Coastal Research* should follow the subsequent instructions: authors must submit original articles; that means those that have significant unpublished results, nor being considered for another journal. The *Bulletin* also accepts manuscripts on critical revisions that compile and analyze studies in particular fields and propose accurate research lines. We suggest that authors, in any case, check the presentation style in the last *Bulletin's* issue to follow the exact structure.

Languages: Spanish or English, abstract in both languages.

Presentation: Attach digital complete text file and figures to an email and send it to boletin@invemar.org.co. **Type of font:** Times New Roman, size 11, double-spaced. **Maximum 40 pages**, including figures and tables. Only in exceptional cases we will accept papers longer than that. **Margins:** Left and upper, 3 cm; right and lower, 2 cm. **All titles** must be written in boldface type. Manuscript title and main titles must be written in capital letters, centered, and there must be a space line before the first line of the text; subtitles must be also centered but as lower-case letters and there must be no space before the first line of the text; and third titles must be written on the left side of the paper, as lower-case letter, and also with no space. **All pages must be numbered** consecutively. Once the paper is accepted, the complete final file must be sent again as attachment to: boletin@invemar.org.co

Text: Text must be structured as follows: Title, Author(s), Author's address, Abstract, Abstract in Spanish (Resumen), Introduction, Study area, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusion (optional), Acknowledgements, and Bibliography. This format can be modified depending on the type of work. Articles in "Note" format must be preferably five pages long or shorter, without divisions and subtitles like the long manuscripts (except a Spanish Resumen), Acknowledgements, and Bibliography). Abstract must be one paragraph and should not exceed 30 lines. Spanish Resumen should be an exact translation of the abstract, both must include at the end a maximum of five key words, which have to start with capital letters. The title of the manuscript should be given in both languages.

Tables: Must be processed using the "table" tool as text file, vertical lines should be avoided, one table per page. Tables legend must be placed on top, in lower-case letters, and present clearly the content. Tables must be numerated consecutively, cited so in the text, and presented together in other file. Information included in tables should not be repeated in figures.

Figures: *Figures* include illustrations such as maps, pictures, plates, and schemes. They must be numbered and presented, excluded from the text, on separated pages. **Drawings:** letters and symbols on drawings should have a suitable size, so that if they get reduced they will not lose their shape and details. **Photographs:** the journal covers the costs for publishing black and white photographs. If there are color images in the manuscript, the authors will have to afford color page fees. Photographs and image files should be saved as TIF files, with at least 360 dpi resolution and colors should correspond to CMYK scale. We suggest sending images for first version in 72 dpi resolution, in RGB scale, so that files are not too heavy to be sent by email.

Abbreviations: Abbreviations may be used and also common symbols, such as m, km, g, mg, %, or °C, as long as they are next to numbers. Do not use period marks after symbols or abbreviations. All decimal numbers have to be separated by periods. **References:** In the text please reference the bibliography as follows, avoiding use of *op.cit.*: "The species lives in rocky and coral substrates (Pérez, 1980; Darwin and Scott, 1991), although following García (1992), it prefers gravel substrate." When the

reference includes more than two authors, it has to be quoted as: Castro *et al.* (1965) or (Castro *et al.*, 1965), with “*et al.*” always written in italics. Personal communications should not be used but they may be accepted by the editor depending on the specific case. If they are included they should be presented as: Complete name. Institution. City, Country. Year. Pers. Comm.

Bibliography: The bibliography must include all and just the references cited in the text, in alphabetical order and in chronological order when there is more than one article by the same author (s). The symbol “&”, frequently used, has to be changed for the word “and”. The bibliographic style can be checked in any article in the last issue of the Bulletin and its accuracy is the author’s responsibility. Unpublished data or manuscripts are not supposed to be cited. If a manuscript in press has to be cited, it should include information about issue, year, and title of the journal of the future publication.

Electronic resources: Web documents vary constantly. Therefore, they should be avoided as references in the manuscripts if it is not really necessary. In special cases, it will be the editor’s decision to accept it or not. These citations should follow the next format: Author. Date. Title. Complete URL.

Others: Use of footnotes in the text is strongly discouraged. Scientific names of genera and species must be written in italics type or underlined. Taxonomic reports have to be written following the international nomenclature code. Bulletin office have some examples that may asked for if needed. Measurements have to be marked using metric system. Salinity values have to be presented without symbols or units. You should suggest the names of at least two potential reviewers for the manuscript, including their contact information.

Procedure: The digital file with the manuscript, and communications should be sent to boletin@invemar.org.co, with a introductory letter addressed to Comité Editorial, Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Playa Salguero, Santa Marta, Colombia. Communications about results and correction suggestions should be sent by email, in order to abbreviate the complete process. Manuscripts are first reviewed by two experts in the relevant discipline. Approximately twelve months later, the editorial board will decide and notify if the article is acceptable for publication. If some corrections are needed, authors have to write a new version and return it no longer than one month later.



A. Hernández-Maldonado y N. Hernando Campos Campos

Estado actual de la población adulta del cangrejo semiterrestre *Cardisoma guanhumi* (Latreille)
en la isla de San Andrés, Caribe colombiano

[Present status of the adult population of the semiterrestrial crab *Cardisoma guanhumi* (Latreille)
in San Andrés, Colombian Caribbean] 185

J. Vega-Sequeda, C. M. Díaz-Sánchez, K. Gómez-Campo, T. López-Londoño,

M. Díaz-Ruiz y D. Isabel Gómez-López

Biodiversidad marina en Bajo Nuevo, Bajo Alicia y Banco Serranilla, Reserva de Biosfera Seaflower
[Marine biodiversity in remote areas in the Colombian Caribbean: New Shoal, Alice Shoal
and Serranilla Bank] 199

CONTENIDO • CONTENTS

J. S. Celis y J. E. Mancera Pineda

Análisis histórico de la incidencia de ciguatera en las islas del Caribe durante 31 años: 1980 – 2010
[Historical analysis of ciguatera incidence in the Caribbean islands during 31 years: 1980-2010] 7

L. A. Guerra-Vargas y J. E. Mancera-Pineda

Evaluación de amenazas antropogénicas en ecosistemas de playa en San Andrés, una isla pequeña del Caribe suroccidental
[Assessments of anthropogenic threats to marine ecosystem services, using risk perception approach, are very scarce in the Greater Caribbean islands] 33

M. R. Albis-Salas and B. Gavio

Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia IV: new records of macroalgal epiphytes on the seagrass *Thalassia testudinum*
[Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe colombiano IV: nuevos registros de macroalgas epifitas sobre hojas de *Thalassia testudinum*] 55

M. Rueda, V. Ward Bolívar, D. Bustos-Montes, S. Posada Osorio,

Parámetros biológico-pesqueros del Striped Chub (*Kyphosus incisor*) relevantes para su manejo y conservación en el Parque Nacional Natural Old Providence Mcbean Lagoon
[Fisheries biology parameters of the yellow chub (*Kyphosus incisor*) for management and conservation in the Old Providence McBean Lagoon National Park] 71

L. Londoño-Díaz and M. Vargas-Morales

An insight into the economic value of reef environments through the literature: the case of the Biosphere Reserve Seaflower
[Una perspectiva del valor económico de los ambientes coralinos a través de la literatura: el caso de la Reserva de Biosfera Seaflower] 93

B. Gavio, M.A. Cifuentes-Ossa and M.J. Wynne

Notes on the marine algae of the International Biosphere Reserve Seaflower, Caribbean Colombia V: first study of the algal flora of quitasueño bank
[Notas sobre las algas marinas de la Reserva Internacional de Biosfera Seaflower, Caribe Colombiano V: primer estudio preliminar sobre la flora macroalgal del Banco Quitasueño] 117

N. Bolaños-Cubillos, A. Abril-Howard, H. Bent-Hooker, J.P. Caldas y A. Acero P.

Lista de peces conocidos del archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, Reserva de Biosfera Seaflower, Caribe occidental colombiano
[List of fishes known from San Andrés, Old Providence and Saint Catalina Archipelago, Biosphere Reserve Seaflower, Western Colombian Caribbean] 127

C. Arteaga-Flórez y M. H. Londoño-Mesa

Neréididos (Nereididae, Polychaeta, Annelida) asociados a raíces de mangle rojo, *Rhizophora mangle*, en islas San Andrés y Providencia, Caribe colombiano
[Nereidids (Nereididae, Polychaeta, Annelida) associated to red mangrove roots, *Rhizophora mangle*, in San Andrés and Old Providence islands, Colombian Caribbean] 163