

ESTRUCTURA DE UN ENSAMBLAJE ÍCTICO ASOCIADO A FONDOS DUROS EN EL CARIBE COLOMBIANO EMPLEANDO LA TÉCNICA DEL CENSO VISUAL ESTACIONARIO (CVE)

STRUCTURE OF A HARD BOTTOM-FISH ASSEMBLAGE IN THE COLOMBIAN CARIBBEAN USING THE STATIONARY VISUAL CENSUS TECHNIQUE (SVCT)

Marcela Grijalba-Bendeck¹, Edward Castañeda-Moya², Arturo Acero³

Resumen

Entre agosto y noviembre de 1995 se caracterizó la estructura de un ensamblaje de peces asociado a fondos duros en el Morrito de Gaira, Caribe colombiano, mediante la técnica del censo visual estacionario (CVE). Se registraron 109 especies pertenecientes a 63 géneros y 34 familias. Las familias con mayor abundancia de individuos fueron Pomacentridae, Holocentridae y Gobiidae, mientras que Serranidae, Pomacentridae y Lutjanidae mostraron la mayor riqueza de especies, entre las que se destacaron *Chromis multilineata*, *Myripristis jacobus*, *Chromis cyanea*, *Stegastes partitus* y *Coryphopterus personatus*. El índice de diversidad de Shannon-Wiener se calculó en $4,61 \pm 0,03$ para el área de estudio. Los análisis de clasificación e inverso mostraron que existen diferencias en la frecuencia y abundancia de las especies censadas entre los sectores muestreados.

Palabras clave: censo visual estacionario, ensamblaje íctico, peces arrecifales, Caribe colombiano.

Abstract

Between August and November 1995, the structure of a hard bottom-fish assemblage around Morrito de Gaira, Colombian Caribbean, was characterized using the Stationary Visual Census Technique (SVCT). The families with the highest abundance were Pomacentridae, Holocentridae, and Gobiidae, while the richest families were Serranidae, Pomacentridae, and Lutjanidae. *Chromis multilineata*, *Myripristis jacobus*, *Chromis cyanea*, *Stegastes partitus*, and *Coryphopterus personatus* were the most important species. The Shannon-Wiener diversity index was 4.61 ± 0.03 for the study area. The classification and inverse analyses indicated differences in the frequency and abundance of the censused species between sampled sectors.

Key words: fish assemblage, reef fish; Stationary Visual Census Technique, Colombian Caribbean.

INTRODUCCIÓN

Uno de los atributos de mayor importancia en ecosistemas rocosos y coralinos es la elevada diversidad de especies de peces, la cual resulta de la eficiencia en el uso del hábitat y también de los procesos de especialización trófica y morfológica (Gladfelter *et al.*, 1980; Sale y Douglas, 1981). La relevancia

de estudiar el componente íctico asociado a fondos duros radica en que los peces muestran gran sensibilidad a los cambios ambientales, sirviendo como indicadores de las condiciones del ecosistema. Sin embargo, estas evaluaciones se han convertido en un trabajo complejo, debido a que algunos métodos tienen efectos negativos sobre los ecosistemas y otros son imprecisos o no están adecuadamente estandarizados.

Recibido: noviembre de 2003; aceptado para publicación: junio de 2004.

¹ Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina. Cra. 2 N.º 11-68, El Rodadero, Santa Marta (Magdalena), Colombia. Correo electrónico: <marcela.grijalba@utadeo.edu.co>.

² Wetland Biogeochemistry Institute, Dept. of Oceanography and Coastal Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge, LA 70803, U.S.A. Correo electrónico: <ecastal@lsu.edu>.

³ Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Invemar. A. A. 1016, Santa Marta (Magdalena), Colombia. Correo electrónico: <aacero@invemar.org.co>.

zados. Estos problemas implican asumir errores en la estimación de la densidad muestral y restringen la comparación de la información colectada (Lincoln, 1989; Loreto *et al.*, 2003).

La mayor parte de los métodos cuantitativos utilizados en el mundo para el estudio de los ensamblajes ícticos de fondos duros han sido inadecuados y nocivos. Entre ellos se encuentran los ictiocidas (Randall, 1968), explosivos (Talbot y Goldman, 1972), trampas y redes (Goldman y Talbot, 1976). Estos métodos son extremadamente selectivos, remueven y destruyen a los individuos de la población, ocasionando el deterioro del hábitat e impidiendo la realización de muestreos seriados en el mismo sector (Goldman y Talbot, 1976). Por otro lado, se encuentran los métodos no destructivos como el video-transecto (Greene y Alevizon, 1989; Parker *et al.*, 1994) y los censos visuales, que permiten desarrollar muestreos cuantitativos directamente en campo, son rápidos y se pueden realizar en la misma zona a lo largo del tiempo, permitiendo obtener estimaciones de la abundancia y composición de los peces diurnos, así como registrar sus comportamientos (Alevizon y Brooks, 1975; Brock, 1982; Jones y Thompson, 1978; Kimmel, 1985; Sale y Douglas, 1981; Thompson y Schmidt, 1977). Sin embargo, entre sus desventajas está la influencia que tiene la experiencia y el entrenamiento del observador en la identificación de las especies (Lincoln, 1989), son limitados en la cuantificación y determinación del tamaño de los peces vistos (Greene y Alevizon, 1989) y en la mayoría de los casos, se subestiman las especies de hábitos crípticos (Sanderson y Solonski, 1986). Por ello muchos autores han argumentado que esta técnica no es muy válida para el estudio cuantitativo de ensamblajes ícticos de fondos duros (de Martini y Roberts, 1982; Kimmel, 1985).

Con miras a clarificar la rigurosidad de las determinaciones visuales, Brock (1982) compara la rotenona con los censos visuales y demuestra que sólo el 65% de las especies colectadas habían sido vistas durante los censos, lo cual se atribuye a la subestimación de las especies crípticas que con el veneno son fácilmente extraídas; sugiere que los censos son apropiados para evaluar especies de actividad diurna de hábitos suprabentónicos. También Sanderson y Solonsky

(1986), evalúan la técnica visual y concluyen que resulta válida para obtener estimaciones cualitativas, sobre todo cuando el tiempo en campo es limitado y las condiciones de muestreo dificultan la instalación de transectos lineales fijos. Los trabajos citados destacan que debido a las características destructivas de otros métodos, muchos investigadores se han visto en la necesidad de usar las técnicas de censo visual y que una alternativa exitosa aplicada en el Caribe para reducir las falencias inherentes al método es la implementación de la premisa especie-tiempo, modificación utilizada en el presente trabajo (Jones y Thompson, 1978; Thompson y Schmidt, 1977).

En el Caribe colombiano son pocas las evaluaciones ecológicas desarrolladas en ensamblajes ícticos asociados con fondos rocosos y coralinos, más escasos aún son los trabajos en los que se emplean técnicas de censo visual (Mejía, 1997; Reyes-Nivia *et al.*, 2004; Solano *et al.*, 1990a, 1990b, 1995; Torres, 1993; Torres *et al.*, 1992). La mayoría de los estudios realizados se centran en colectas con fines taxonómicos (Acero, 1992; Acero *et al.*, 1984; Acero y Garzón, 1986, 1987; Garzón y Acero, 1983, 1985), los cuales limitan la realización de comparaciones espaciales y temporales.

El presente trabajo aporta información sobre las especies de peces asociados a fondos duros (parches arrecifales y litoral rocoso) que se encuentran en el Morrito de Gaira (MG) (Brattström, 1980) y la bahía de El Rodadero (BER), mediante la aplicación de una técnica cuantitativa no destructiva, ampliando el inventario íctico para la región costera del departamento del Magdalena.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El Morrito de Gaira (MG) se encuentra ubicado en el extremo norte de la bahía de El Rodadero, a 6 km al suroeste de la ciudad de Santa Marta (11° 12' 30" N y 74° 14' 35" O) (Mertins, 1972) (figura 1). Forma parte de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta, por lo cual emerge del mar en forma de peñasco con una fuerte pendiente en su costado occidental que se prolonga hasta los 21 m de profundidad aproximadamente, donde continúa la plataforma con suave inclinación; el costado

oriental es menos inclinado, su sustrato es de tipo arenoso y tiene una fuerte influencia antrópica. En el costado norte prevalecen los parches arenosos sobre las formaciones rocosas y coralinas, mientras que en el sector sur se presentan profundidades variables y parches coralinos que permiten el desarrollo de diversas comunidades biológicas.

El MG se encuentra colonizado por cnidarios arrecifales donde se destacan por su abundancia *Millepora* spp., *Palythoa* spp., *Diploria labyrinthiformis* y *Siderastrea siderea*. Además del sustrato rocoso se presentan también tapetes algales representados

por *Gelidium* spp., *Enteromorpha* spp. y *Bryopsis* spp., que alternan con arenas finas y medias, cascajo coralino, formaciones rocosas de origen ígneo y parametamórfico de tipo filita (Diazgranados *et al.*, 1995; Guzmán, 1993).

Técnica censo visual estacionario (CVE). Se eligió la técnica del censo visual estacionario (CVE) propuesta por Bohnsack y Bannerot (1986), que consiste originalmente en censar las especies vistas dentro de un cilindro imaginario, de altura igual a la columna de agua y 7,5 m de radio demarcado con una cadena. El cilindro se divide en cuatro cuadrantes, el primero

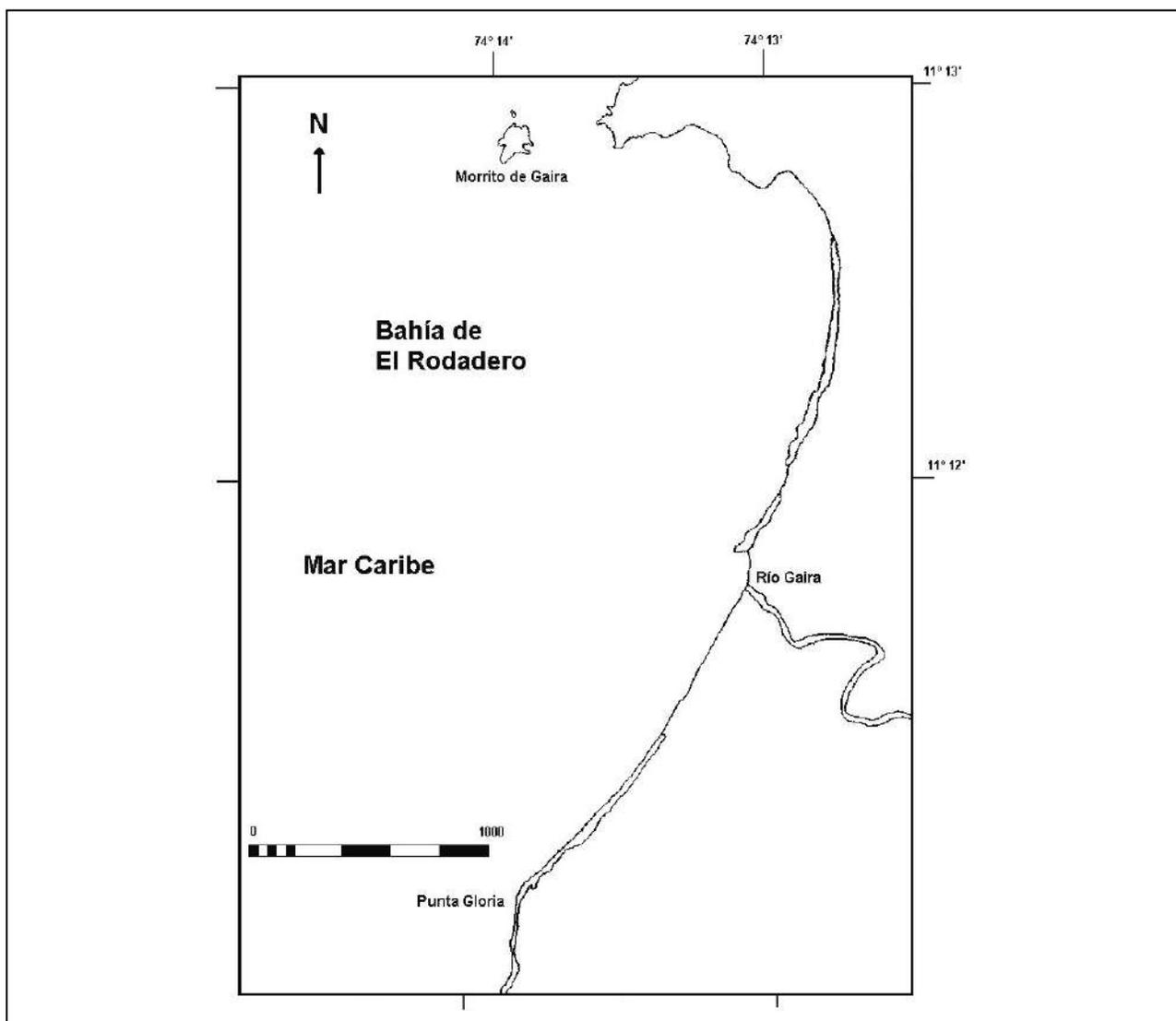


Figura 1. Mapa de la bahía de El Rodadero en el que se aprecia la localización del Morrito de Gaira
Fuente: tomado y modificado de Blanco (1988).

se observa durante un minuto registrando las especies observadas, luego se gira siempre en la misma dirección y se hacen observaciones similares; en el último minuto el buzo realiza un reconocimiento general del cilindro, registrando nuevas especies observadas. Al completar los cinco minutos de muestreo el observador anota el número de individuos por especie que logró censar en el intervalo de cinco minutos. Para este trabajo se realizó una modificación del método original, reduciendo el radio del cilindro a 5 m (empleando una cinta métrica) y tomando como altura el límite de visibilidad posible (5 m para todos los censos). A diferencia de la técnica original, en la cual la abundancia de las especies se apunta al final del muestreo, en el presente estudio la abundancia se registró a medida que las especies fueron apareciendo hasta completar 4 minutos; en el minuto restante se llevó a cabo una observación general dentro del cilindro y del sustrato, completando así el censo.

Por la presencia de sustrato duro, en el MG se seleccionaron tres sectores: norte (N), sur (S) y occidente (O). En cada uno se trazaron tres transectos imaginarios perpendiculares a la línea de costa y sobre cada transecto se ubicaron dos profundidades de muestreo, una somera (S, 9 m) y otra profunda (P, 18 m). Los muestreos se realizaron quincenalmente entre agosto y diciembre de 1995 utilizando equipo de buceo autónomo. Los observadores previamente entrenados en la identificación de las especies, realizaron in situ dieciséis censos estacionarios (cilindros) por profundidad de muestreo, resultando así un total de 288 censos para el área de estudio. Con el fin de disminuir la probabilidad de recontar las especies y asegurar la independencia de los censos, los observadores se ubicaron a una distancia mayor a 10 m entre sí al momento de realizar los censos.

Para determinar el tamaño de la unidad muestral, se tuvo en cuenta el comportamiento de la curva en la gráfica de diversidad acumulada de Shannon contra los dieciséis censos (Matteucci y Colma, 1982). Se observó una asíntota a partir del quinto censo, tanto para los muestreos someros como para los profundos. Sin embargo, se optó por que ocho censos constituyeran una muestra ya que tienen la extensión suficiente para representar el mayor número de especies que se consideran importantes en la caracterización de la

comunidad. Así 288 censos representaron 36 muestras, 12 para cada sector, acorde con lo sugerido en la técnica original (Bohnsack y Bannerot, 1986).

Identificación de especies. La identificación de las especies se realizó con base en los trabajos de Böhlke y Chaplin (1993), Cervigón (1991, 1993, 1994, 1996), Greenberg y Greenberg (1986) y Humann y Nedloach (2002). Las familias fueron ordenadas siguiendo a Nelson (1994). Para cada uno de los sectores del MG (norte, sur y occidente) y por profundidades de muestreo (9 y 18 m) se calculó el promedio (\pm error estándar) de los índices de diversidad de Shannon-Wiener logaritmo ($X + 1$) y uniformidad (Margalef, 1991).

Para establecer posibles asociaciones entre sectores y profundidades por composición y abundancia, se tuvieron en cuenta las especies que conformaron el 95% del total de individuos censados (González-Gándara y González-Sansón, 1997). Con ellas se realizó un análisis de clasificación empleando el índice de similaridad de Bray-Curtis y se construyó un dendrograma mediante el método UPGMA (ligamiento promedio de grupos no ponderado) con los datos transformados a logaritmo ($X + 1$). Con el objeto de reconocer las especies que contribuyeron a la formación de grupos en el análisis de clasificación, se llevó a cabo un análisis inverso SIMPER (porcentajes de similaridad) por medio del programa PRIMER (Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994). Se tuvieron en cuenta los grupos formados en el dendrograma; de éstos se seleccionaron las especies tipificadoras y discriminatorias que contribuyeron a la disimilaridad entre los grupos. Una especie se considera tipificadora o discriminatoria cuando se encuentra en una abundancia similar en todas las muestras que conforman un grupo, de tal forma que su desviación estándar es baja y su proporción alta (Clarke y Warwick, 1994).

RESULTADOS

Composición y abundancia íctica. Con la técnica del CVE se registraron en total 109 especies pertenecientes a 63 géneros y 34 familias (tabla 1). Las familias más abundantes encontradas en el MG fueron en su orden Pomacentridae (40,3% de abundancia

Tabla 1. Lista de especies, abundancia relativa (%) y número de individuos (N.º) (* = especies no registradas en los CVE pero que hacen parte del inventario del sector)

| Taxón | N.º | % | Taxón | N.º | % |
|---|-------|-------|---|-------|-------|
| Familia Narcinidae | | | Familia Polynemidae | | |
| <i>Narcine bancroftii</i> (Griffith y Smith, 1834)* | | | <i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus)* | | |
| Familia Myliobatidae | | | Familia Sciaenidae | | |
| <i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen) | 1 | 0,01 | <i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus) | 4 | 0,02 |
| Familia Urotrygonidae | | | <i>E. punctatus</i> (Bloch y Schneider) | 40 | 0,21 |
| <i>Urotrygon venezuelae</i> Schultz* | | | <i>Pareques acuminatus</i> (Bloch y Schneider) | 6 | 0,03 |
| Familia Muraenidae | | | <i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier) | 89 | 0,46 |
| <i>Echidna catenata</i> (Bloch) | 1 | 0,01 | Familia Mullidae | | |
| <i>Enchelycore nigricans</i> (Bonnaterre) | 1 | 0,01 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier) | 718 | 3,71 |
| <i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani* | | | <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch) | 423 | 2,19 |
| <i>G. miliaris</i> (Kaup) | 3 | 0,02 | Familia Pempheridae | | |
| <i>G. moringa</i> (Cuvier) | 8 | 0,04 | <i>Pempheris schomburgkii</i> Müller y Troschel | 5 | 0,03 |
| <i>G. vicinus</i> (Castelnau) | 1 | 0,01 | Familia Chaetodontidae | | |
| Familia Ophichthidae | | | <i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus | 218 | 1,13 |
| <i>Myrichtys ocellatus</i> (Lesueur)* | | | <i>C. ocellatus</i> Bloch | 145 | 0,75 |
| <i>M. breviceps</i> (Richardson)* | | | <i>C. sedentarius</i> Poey | 305 | 1,58 |
| Familia Clupeidae | | | <i>C. striatus</i> Linnaeus | 77 | 0,40 |
| <i>Harengula chupeola</i> (Cuvier) | 45 | 0,23 | <i>Prognathodes aculeatus</i> (Poey) | 94 | 0,49 |
| <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur)* | | | Familia Pomacanthidae | | |
| Familia Engraulidae | | | <i>Holacanthus ciliaris</i> (Linnaeus) | 19 | 0,21 |
| <i>Anchoa lyolepis</i> (Everman y Marsh)* | | | <i>H. tricolor</i> (Bloch) | 141 | 0,73 |
| Familia Synodontidae | | | <i>Pomacanthus paru</i> (Bloch) | 49 | 0,25 |
| <i>Synodus intermedius</i> (Spix y Agassiz) | 18 | 0,08 | <i>P. arcuatus</i> (Linnaeus)* | | |
| Familia Antennariidae | | | Familia Kyphosidae | | |
| <i>Antennarius striatus</i> (Shaw)* | | | <i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus) | 13 | 0,07 |
| Familia Mugilidae | | | Familia Ephippidae | | |
| <i>Mugil curema</i> (Valenciennes)* | | | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet)* | | |
| Familia Atherinidae | | | Familia Cirrhitidae | | |
| <i>Atherinomorus stipes</i> (Müller y Troschel) o | | | <i>Amblycirrhitus pinos</i> (Mowbray) | 18 | 0,09 |
| <i>Hypoatherina harringtonensis</i> (Goode)* | | | Familia Pomacentridae | | |
| Familia Belonidae | | | <i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus) | 174 | 0,90 |
| <i>Strongylura</i> sp.* | | | <i>A. taurus</i> (Müller y Troschel)* | | |
| Familia Hemiramphidae | | | <i>Chromis cyanea</i> (Poey) | 2.001 | 10,34 |
| <i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus)* | | | <i>C. insolata</i> (Cuvier) | 1.240 | 6,41 |
| Familia Holocentridae | | | <i>C. multilineata</i> (Guichenot) | 2.301 | 11,89 |
| <i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck) | 34 | 0,18 | <i>C. scotti</i> Emery | 186 | 0,96 |
| <i>H. rufus</i> (Walbaum) | 31 | 0,16 | <i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier) | 13 | 0,07 |
| <i>Myripristis jacobus</i> Cuvier | 2.197 | 11,36 | <i>Stegastes adustus</i> (Troschel) | 183 | 0,95 |
| <i>Neoniphon marianus</i> (Cuvier) | 3 | 0,02 | <i>S. leucostictus</i> (Müller y Troschel) | 8 | 0,04 |

Tabla 1. (continuación)

| Taxón | N.º | % | Taxón | N.º | % |
|--|-----|------|---|-------|------|
| <i>Sargocentron vexillarium</i> (Poey) | 12 | 0,60 | <i>S. partitus</i> (Poey) | 1.591 | 8,22 |
| Familia Syngnathidae | | | <i>S. planifrons</i> (Cuvier) | 93 | 0,48 |
| <i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg* | | | <i>S. variabilis</i> (Castelnau)* | | |
| Familia Aulostomidae | | | Familia Labridae | | |
| <i>Aulostomus maculatus</i> Valenciennes | 78 | 0,40 | <i>Bodianus pulchellus</i> (Poey) | 58 | 0,30 |
| Familia Fistulariidae | | | <i>B. rufus</i> (Linnaeus) | 372 | 1,92 |
| <i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus* | | | Clepticus parrae (Bloch y Schneider) | 396 | 2,05 |
| Familia Dactylopteridae | | | <i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes) | 92 | 0,48 |
| <i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus)* | | | <i>H. bivittatus</i> (Bloch)* | | |
| Familia Scorpaenidae | | | <i>H. maculipinna</i> (Müller y Troschel) | 40 | 0,21 |
| <i>Scorpaena plumieri</i> (Bloch) | 5 | 0,03 | <i>H. radiatus</i> (Linnaeus) | 10 | 0,05 |
| Familia Serranidae | | | <i>Hemipteronotus spledens</i> Castelnau | 38 | 0,20 |
| <i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède) | 44 | 0,23 | <i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch) | 663 | 3,43 |
| <i>C. fulva</i> (Linnaeus) | 95 | 0,49 | <i>Xyrichthys novacula</i> (Linnaeus)* | | |
| <i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck) | 8 | 0,04 | Familia Scaridae | | |
| <i>E. guttatus</i> (Linnaeus) | 31 | 0,16 | <i>Cryptotomus roseus</i> Cope* | | |
| <i>E. striatus</i> (Bloch) | 10 | 0,50 | <i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes)* | | |
| <i>Hypoplectrus aberrans</i> (Poey)* | | | <i>Scarus iseri</i> (Bloch) | 49 | 0,25 |
| <i>H. puella</i> (Cuvier) | 83 | 0,43 | <i>S. taeniopterus</i> Desmarest | 107 | 0,55 |
| <i>Hypoplectrus</i> sp. | 2 | 0,01 | <i>S. vetula</i> Bloch y Schneider | 10 | 0,05 |
| <i>H. unicolor</i> (Walbaum) | 46 | 0,24 | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes) | 277 | 1,43 |
| <i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes)* | | | <i>S. chrysopteron</i> (Bloch y Schneider) | 6 | 0,03 |
| <i>M. bonaci</i> (Poey) | 3 | 0,02 | <i>S. radians</i> (Valenciennes) | 19 | 0,10 |
| <i>M. interstitialis</i> (Poey)* | | | <i>S. rubripinne</i> (Valenciennes) | 29 | 0,15 |
| <i>M. phenax</i> Jordan y Swain* | | | <i>S. viride</i> (Bonnaterre) | 125 | 0,65 |
| <i>Paranthias furcifer</i> (Valenciennes)* | | | Familia Uranoscopidae | | |
| <i>Serranus tabacarius</i> (Cuvier) | 18 | 0,09 | <i>Astroscopus y-graecum</i> (Cuvier)* | | |
| <i>S. tigrinus</i> (Bloch) | 110 | 0,57 | Familia Chaenopsidae | | |
| <i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch y Schneider) | 3 | 0,02 | <i>Acanthemblemaria rivasi</i> Stephens* | | |
| Familia Priacanthidae | | | <i>Coralliozetus cardonae</i> Evermann y Marsh* | | |
| <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède)* | | | Familia Labrisomidae | | |
| <i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier | 7 | 0,04 | <i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy y Gaimard)* | | |
| Familia Apogonidae | | | <i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer* | | |
| <i>Apogon affinis</i> (Poey)* | | | Familia Blenniidae | | |
| <i>A. binotatus</i> (Poey)* | | | <i>Ophioblennius macclurei</i> (Silvester) | 3 | 0,02 |
| <i>A. maculatus</i> (Poey)* | | | <i>Hypsoblennius invemar</i> Smith-Vaniz y Acero* | | |
| <i>A. townsendi</i> (Breder) | 4 | 0,02 | <i>Scartella cristata</i> (Linnaeus)* | | |
| Familia Echeneidae | | | Familia Gobiidae | | |
| <i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus | 1 | 0,01 | <i>Coryphopterus personatus</i> (JordanyThompson) | 1.586 | 8,20 |

Tabla 1. (continuación)

| Taxón | N.º | % | Taxón | N.º | % |
|--|-----|------|--|-----|------|
| Familia Carangidae | | | <i>C. glaucofraenum</i> Gill* | | |
| <i>Caranx ruber</i> (Bloch)* | 175 | 0,90 | <i>Elacatinus illecebrosus</i> (Böhlke y Robins) | 317 | 1,64 |
| <i>C. hippos</i> (Linnaeus)* | | | <i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan* | | |
| <i>C. bartholomaei</i> (Cuvier)* | | | <i>Oxyurichthys stigmaphius</i> (Mead y Böhlke)* | | |
| <i>C. crysos</i> (Mitchill)* | | | Familia Ptereleotridae | | |
| <i>Decapterus macarellus</i> (Cuvier)* | | | <i>Ptereleotris helenae</i> (Randall)* | | |
| <i>D. punctatus</i> (Cuvier) | 35 | 0,18 | Familia Acanthuridae | | |
| <i>Trachinotus goodei</i> Jordan y Evermann* | | | <i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau | 185 | 0,96 |
| <i>Oligoplites saurus</i> (Bloch y Schneider)* | | | <i>A. chirurgus</i> (Bloch, 1787) | 213 | 1,10 |
| <i>Elagatis bipinnulata</i> (Quoy y Gaimard)* | | | <i>A. coeruleus</i> Bloch y Schneider | 187 | 0,97 |
| <i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch)* | | | Familia Sphyraenidae | | |
| Familia Lutjanidae | | | <i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards) | 6 | 0,03 |
| <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier) | 3 | 0,02 | <i>S. picudilla</i> Poey* | | |
| <i>L. apodus</i> (Walbaum) | 7 | 0,04 | Familia Scombridae | | |
| <i>L. buccanella</i> (Cuvier) | 6 | 0,03 | <i>Euthynnus alletteratus</i> (Rafinesque)* | | |
| <i>L. chrysurus</i> (Bloch) | 98 | 0,51 | <i>Scomber colias</i> Gmelin* | | |
| <i>L. cyanopterus</i> (Cuvier) | 23 | 0,12 | Familia Bothidae | | |
| <i>L. griseus</i> (Linnaeus) | 4 | 0,02 | <i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus)* | | |
| <i>L. jocu</i> (Bloch y Schneider) | 18 | 0,09 | <i>B. ocellatus</i> (Agassiz)* | | |
| <i>L. mahogoni</i> (Cuvier) | 91 | 0,47 | Familia Balistidae | | |
| <i>L. synagris</i> (Linnaeus) | 1 | 0,01 | <i>Balistes vetula</i> Linnaeus* | | |
| Familia Gerreidae | | | Familia Monacanthidae | | |
| <i>Gerres cinereus</i> (Walbaum) | 1 | 0,01 | <i>Cantherines pullus</i> (Ranzani)* | | |
| <i>Eucinostomus</i> sp.* | | | <i>Monacanthus tuckeri</i> Bean* | | |
| <i>E. melanopterus</i> (Bleeker)* | | | Familia Ostraciidae | | |
| Familia Haemulidae | | | <i>Acanthostracion polygonia</i> Poey | 12 | 0,06 |
| <i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch) | 46 | 0,24 | <i>A. quadricornis</i> (Linnaeus) | 2 | 0,01 |
| <i>A. virginicus</i> (Linnaeus) | 55 | 0,28 | <i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus) | 4 | 0,02 |
| <i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier | 256 | 1,32 | <i>Rhinesomus triqueter</i> (Linnaeus) | 56 | 0,29 |
| <i>H. carbonarium</i> Poey | 17 | 0,09 | <i>R. bicaudalis</i> (Linnaeus)* | | |
| <i>H. chrysargyreum</i> Günther | 79 | 0,41 | Familia Tetraodontidae | | |
| <i>H. flavolineatum</i> (Desmarest) | 313 | 1,62 | <i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch) | 102 | 0,53 |
| <i>H. macrostomum</i> (Günther)* | | | <i>Sphoeroides nephelus</i> (Goode y Bean) | 7 | 0,04 |
| <i>H. plumieri</i> Lacepède | 4 | 0,02 | <i>S. splengeri</i> (Bloch) | 44 | 0,23 |
| <i>H. sciurus</i> (Shaw) | 17 | 0,09 | <i>S. testudineus</i> (Linnaeus) | 4 | 0,02 |
| <i>H. steindachneri</i> (Jordan y Gilbert)* | | | Familia Diodontidae | | |
| Familia Sparidae | | | <i>Chilomycterus antillarum</i> Jordan y Rutter* | | |
| <i>Calamus penna</i> (Valenciennes)* | | | <i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus | 10 | 0,05 |
| <i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes) | 11 | 0,06 | <i>D. hystrix</i> Linnaeus* | | |

relativa), Holocentridae (11,8%), Gobiidae (9,8%), Labridae (8,6%) y Mullidae (5,9%). Las familias más ricas en especies fueron Serranidae (12 especies), Pomacentridae (10), Lutjanidae (9), Labridae y Scaridae (8 especies cada una). Por otro lado, las especies más abundantes fueron en su orden *Chromis multilineata* (11,9%), *Myripristis jacobus* (11,4%), *C. cyanea* (10,3%), *Stegastes partitus* y *Coryphopterus personatus* (8,2%) y *C. insolatus* (6,4%).

Diversidad y estructura. La diversidad total para el MG fue calculada en $4,61 \pm 0,03$. Comparando por sectores y profundidades, la diversidad fue mayor para las estaciones someras que para las profundas. En los sectores occidente, sur y norte someras la diversidad fue $4,74 (\pm 0,01)$, $4,67 (\pm 0,02)$ y $4,64 (\pm 0,02)$ respectivamente, mientras que para las estaciones profundas la diversidad se estimó en $4,59 (\pm 0,01)$, $4,58 (\pm 0,01)$ y $4,48 (\pm 0,03)$ (occidente, sur y norte, respectivamente). Los valores altos de diversidad en las estaciones someras estuvieron en función principalmente al alto número de especies censadas (72, 96 y 73 respectivamente), las cuales fueron superiores a los datos calculados para las estaciones profundas (63, 76 y 66, respectivamente). En el caso del costado sur somero (SS), aunque se registró el número más alto de especies, la diversidad no fue la mayor, lo cual se explica por la menor uniformidad (0,71) con respecto a los costados occidente y norte (0,77 y 0,75 respectivamente). Caso similar se observó en la parte profunda del mismo sector; aunque el número de especies fue alto, el registro de la uniformidad fue el menor (0,73), comparado con los sectores occidente y norte (0,77 y 0,74 respectivamente).

A partir del dendrograma de similaridad de Bray-Curtis (figura 2), se obtuvieron los siguientes siete grupos. El primero, grupo A, se encuentra formado por cinco muestras de la estación sur somero (SS) y por seis muestras de la estación occidente somero (OS). El segundo, grupo B, contiene seis muestras de la estación sur profundo (SP), cinco muestras de la estación occidente profundo (OP) y dos muestras de la estación norte profundo (NP). El tercer grupo, grupo C, comprende una muestra de la estación sur somero (SS). El cuarto, grupo D, se encuentra integrado por las seis muestras de la estación norte somero

(NS) y una muestra de la estación norte profundo (NP). El quinto, grupo E, incluye una muestra de la estación occidente profundo (OP). El sexto, grupo F, está formado por dos muestras de la estación norte profundo (NP). Finalmente, el grupo G abarcó sólo una muestra de la estación norte profundo (NP). Se puede observar que los dos grandes grupos que se formaron (A y B) incluyen la mayoría o la totalidad de las muestras del sector sur y oeste y se separan por la profundidad. El otro grupo importante, el grupo D, que se separa de forma evidente de los dos anteriores, integra en su totalidad el sector norte somero. Los grupos F y G, aunque están separados, incluyen el resto de las muestras del sector norte profundo; C

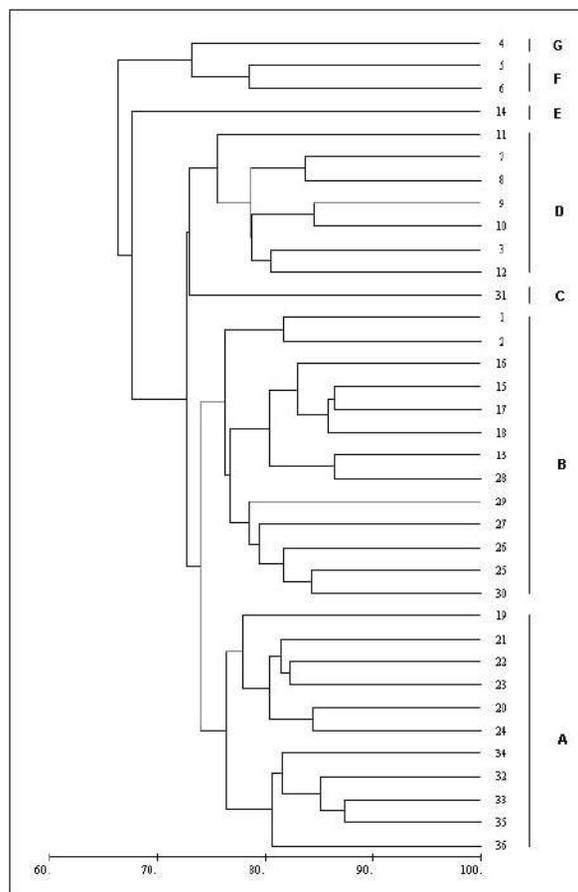


Figura 2. Dendrograma de clasificación aplicando el índice de similaridad Bray-Curtis (datos transformados con Log X + 1). Se indica con números las muestras de los sectores estudiados: 1-6 (norte profundo); 7-12 (norte somero); 13-18 (occidente profundo); 19-24 (occidente somero); 25-30 (sur profundo) y 31-36 (sur somero). Las líneas horizontales señalan los grupos formados (A, B, C, D, E, F y G). Coef. cofenético = 0,8186

y E no formaron un grupo como tal, debido a que estuvieron constituidos por una sola muestra.

En la tabla 2, se citan las especies tipificadoras de los principales grupos (A, B y D) que se formaron a partir del dendrograma y que contribuyeron con el 75% de la abundancia acumulada para cada grupo. Se excluyeron del análisis inverso los grupos C, E y G, ya que no fueron consistentes. En el grupo A, de las 11 especies que representaron el 50% de la abundancia las que más contribuyeron a la similaridad promedio en el grupo (78,48) fueron *S. partitus*, *C. cyaneus* y *C. ocellatus*. En el grupo B, con una similaridad de 78,14 se destacó *C. cyaneus* seguida por *M. jacobus* y *S. partitus*. Para el grupo D, se destacaron *C. personatus*, *M. jacobus* y *B. rufus*; la similaridad para este grupo fue de 78,42. Las especies mencionadas fueron tipificadoras de cada uno de los grupos debido a que presentaron una frecuencia del 100% y una elevada abundancia, excepto *C. insolata* cuya frecuencia fue de 91 y 86% en los grupos A y D, respectivamente. *Coryphopterus personatus* no fue tipificadora en el grupo A, pero sí en los grupos B y D, donde apareció con una abundancia semejante (504 y 465 individuos, respectivamente) pero contribuyó en gran proporción a la similaridad del grupo D, por lo cual fue especie característica del sector norte somero.

En la tabla 3, se citan algunas especies ordenadas por su contribución promedio (\check{S}_i) al total de la disimila-

ridad promedio intergrupos (δ) y con asterisco se resaltan aquellas que fueron discriminatorias adecuadas entre dos grupos. Entre A y B, se encontró una disimilaridad promedio de 26,05 causada principalmente por *P. aculeatus*, que, aunque mostró abundancias bajas (7 y 49 individuos, respectivamente) las frecuencias de aparición fueron diferentes, 27% para A y 100 para B. Entre A y D, la disimilaridad promedio fue de 27,19 ocasionada principalmente por la especie *S. planifrons*, que mantuvo una diferencia tanto por abundancia (6 y 74 individuos, respectivamente) como por frecuencia (27 y 100%, respectivamente). Entre los grupos A y F, la especie *B. pulchellus* aportó la mayor disimilaridad, presentando abundancias bajas en ambos (1 y 15 individuos, respectivamente), pero con una gran diferencia en la frecuencia de aparición (9% para A y 100 para B); el promedio de disimilaridad para el grupo fue de 35,0. La disimilaridad promedio entre los grupos B y D (27,39), se dio principalmente por *S. planifrons*; la diferencia tanto en abundancia como en frecuencia fue muy elevada, muy similar a lo encontrado entre los grupos A y D. Entre B y F, la especie que aportó mayor diferencia fue *C. capistratus*; en el grupo F se tuvo abundancia y frecuencia nulas, mientras que en B, la abundancia (102 individuos) y la frecuencia (100%) fueron altas; la disimilaridad intergrupo fue de 32,74. Finalmente entre los grupos F y D, *C. capistratus* contribuyó a la disimilaridad (34,63) de éstos; en el grupo D la abundancia fue baja pero la frecuencia alta, mientras que en F ambas fueron nulas.

Tabla 2. Especies ícticas tipificadoras, ordenadas por contribución (\check{S}) a la similaridad promedio δ (78,48) intragrupo. Con asterisco se resaltan las especies que más contribuyeron a la similaridad del grupo. SD (\check{S}_i) es la desviación estándar de la contribución de cada una de las especies

| Especie | Abundancia (N.º indiv.) | Frecuencia (%) | \check{S}_i | Proporción $\check{S}_i/SD(\check{S}_i)$ | Acumulado (%) |
|--|-------------------------|----------------|---------------|--|---------------|
| Grupo A (sector sur y occidente somero) | | | | | |
| <i>S. partitus</i> | 663 | 100 | 5,00 | 8,40* | 12,72 |
| <i>C. cyaneus</i> | 449 | 100 | 4,50 | 10,95* | 24,69 |
| <i>C. ocellatus</i> | 57 | 100 | 2,10 | 7,62* | 64,40 |
| Grupo B (sector sur y occidente profundo) | | | | | |
| <i>C. cyaneus</i> | 1.046 | 100 | 5,40 | 8,11* | 6,96 |
| <i>M. jacobus</i> | 728 | 100 | 5,10 | 7,98* | 13,48 |
| <i>S. partitus</i> | 514 | 100 | 4,80 | 8,40* | 19,63 |
| Grupo D (sector norte somero) | | | | | |
| <i>C. personatus</i> | 465 | 100 | 5,10 | 24,30* | 6,56 |
| <i>M. jacobus</i> | 320 | 100 | 4,60 | 15,01* | 18,40 |
| <i>B. rufus</i> | 112 | 100 | 3,40 | 13,91* | 38,39 |

Tabla 3. Especies ícticas discriminatorias entre grupos, listadas en orden de contribución (δ_i), con un corte del 50% (porcentaje acumulado). (* = indica las especies que más contribuyen a la disimilaridad intergrupos)

| Especie | Abundancia (N.º indiv.) | Abundancia (N.º indiv.) | Frecuencia (%) | Frecuencia (%) | δ | Proporción $\delta_i/SD(\delta_i)$ | Acumulado (%) |
|---|-------------------------|-------------------------|----------------|----------------|----------|------------------------------------|---------------|
| Especies discriminatorias entre los grupos A y B, con disimilaridad promedio δ (26,05) | | | | | | | |
| | Grupo A | Grupo B | Grupo A | Grupo B | | | |
| <i>P. aculeatus</i> | 7 | 49 | 27 | 100 | 0,84 | 2,07* | 27,47 |
| <i>T. bifasciatum</i> | 317 | 148 | 100 | 100 | 0,81 | 1,76* | 40,08 |
| Especies discriminatorias entre los grupos A y D, disimilaridad promedio δ (27,19) | | | | | | | |
| | Grupo A | Grupo D | Grupo A | Grupo D | | | |
| <i>C. personatus</i> | 169 | 465 | 55 | 100 | 1,76 | 1,79* | 6,48 |
| <i>S. planifrons</i> | 6 | 74 | 27 | 100 | 1,34 | 2,54* | 17,05 |
| Especies discriminatorias entre los Grupos A y F, disimilaridad promedio δ (35,00) | | | | | | | |
| | Grupo A | Grupo F | Grupo A | Grupo F | | | |
| <i>B. pulchellus</i> | 1 | 15 | 9 | 100 | 1,52 | 7,39* | 28,34 |
| <i>A. coeruleus</i> | 98 | 1 | 100 | 50 | 1,37 | 2,94 | 32,26 |
| Especies discriminatorias entre los grupos B y D, disimilaridad promedio δ (27,39) | | | | | | | |
| | Grupo B | Grupo D | Grupo B | Grupo D | | | |
| <i>S. planifrons</i> | 3 | 74 | 15 | 100 | 1,45 | 2,94* | 12,33 |
| <i>H. aurolineatum</i> | 85 | 48 | 62 | 100 | 0,93 | 1,87* | 22,60 |
| <i>T. bifasciatum</i> | 148 | 193 | 100 | 100 | 0,80 | 1,95* | 31,69 |
| Especies discriminatorias entre los grupos B y F, disimilaridad promedio δ (32,74) | | | | | | | |
| | Grupo B | Grupo F | Grupo B | Grupo F | | | |
| <i>E. illecebrosus</i> | 170 | 0 | 100 | 0 | 1,81 | 3,62* | 5,53 |
| <i>T. bifasciatum</i> | 148 | 0 | 100 | 0 | 1,77 | 3,72* | 10,94 |
| <i>C. capistratus</i> | 102 | 0 | 100 | 0 | 1,54 | 4,15* | 20,35 |
| Especies discriminatorias entre los grupos D y F, disimilaridad promedio δ (32,74) | | | | | | | |
| | Grupo D | Grupo F | Grupo D | Grupo F | | | |
| <i>C. parrae</i> | 261 | 1 | 100 | 50 | 2,17 | 3,53* | 12,56 |
| <i>C. capistratus</i> | 39 | 0 | 100 | 0 | 1,31 | 4,48* | 29,50 |
| <i>B. pulchelus</i> | 5 | 15 | 57 | 100 | 1,22 | 3,59* | 33,03 |

DISCUSIÓN

Composición y abundancia íctica. Con este trabajo se listaron 179 especies en total, esta cifra incluye 109 especies registradas por medio de los CVE; las 70 restantes se observaron fuera de los muestreos o en colectas adelantadas por los autores (que se incluyen para aportar al inventario general de la

zona) (tabla 1). Estas cifras confirman que la técnica utilizada brindó una acertada evaluación de las especies visibles, grandes y móviles, principalmente (Sanderson y Solonsky, 1986), haciendo comparable esta información con estudios de censos visuales en ambientes rocosos y coralinos realizados en diversos sitios del Caribe y aguas adyacentes. Como el trabajo de Thompson y Schmidt (1977) en el que se registran

entre 134 y 137 especies en los cayos de Florida; Jones y Thompson (1978) citan 146 especies en el arrecife de Pennekamp y 134 en Dry Tortugas. De igual forma, Gladfelter *et al.* (1980, 1992) registran 122 y 113 especies (respectivamente) en distintas zonas arrecifales de una localidad de St. Croix, en Islas Vírgenes. Finalmente, Bohnsack y Bannerot (1986), aplicando la técnica original del CVE, presentan 117 especies ícticas.

Para la región del Caribe colombiano los datos obtenidos en el presente estudio también se aproximan a los encontrados por otros autores. Torres *et al.* (1992) registran 102 especies en el Bajo Imelda. Posteriormente, Torres (1993), cita entre 83 y 125 especies en otras zonas arrecifales (Islas del Rosario, San Bernardo, Banco Bushnell y golfo de Urabá). Solano *et al.* (1995), en Isla Barú, mediante la técnica de conteo aleatorio especies-tiempo, registraron 93 especies. Finalmente, Mejía (1997) registró 111 especies en la región de San Andrés y Providencia utilizando la técnica del CVE y realizando las mismas modificaciones empleadas en el presente estudio.

A nivel de familias, en el Caribe se destacan por su abundancia Pomacentridae, Labridae, Serranidae, Scaridae, Haemulidae, Lutjanidae y Chaetodontidae (Thompson y Schmidt, 1977). Phillips y Pérez-Cruet (1984), en Costa Rica, también citan a Chaetodontidae, Haemulidae y Pomacentridae como las más abundantes. Para el arrecife Tuxpán en México (González-Gándara y González-Sansón, 1997), las familias mejor representadas por el número de especies fueron Serranidae, Pomacentridae, Labridae, Scaridae y Haemulidae. En Colombia, de las familias más importantes registradas en este estudio, cinco coinciden con los registros de Solano *et al.* (1990a, 1995) y seis están en común con los trabajos de Torres *et al.* (1992) y Torres (1993).

El número elevado de especies de pomacéntridos en el presente trabajo es un evento que se esperaba, pues esta familia está constituida por especies no crípticas que se reproducen durante todo el año y que tienen hábitos alimentarios carnívoros, herbívoros y omnívoros. Además, ellas cumplen un papel importante en el arrecife (Randall, 1968) y se constituyen como familia típica con especies conspicuas y abundantes

dentro de las formaciones coralinas tropicales (Meekan *et al.*, 1995). La riqueza específica de Serranidae, también descrita para San Andrés y Providencia (Mejía, 1997), corrobora que se trata de una familia típica de estos ambientes. Sin embargo, tanto para las islas como para el MG, se observaron abundancias relativas bajas para todas las especies, lo cual indica que éstas posiblemente pueden estar siendo afectadas por procesos de sobreexplotación pesquera, que altera principalmente su abundancia y la de otros grupos como Carangidae, Balistidae y Scaridae (Ferreira *et al.*, 2001). Por otro lado, Holocentridae, Gobiidae y Mullidae no se registran dentro de las más comunes para los arrecifes del Caribe en general, ni a nivel local; esto puede explicarse por la modificación realizada al asignar el minuto final de observación al censo de especies de pequeña talla como Gobiidae y crípticas o asociadas al sustrato como Holocentridae y Mullidae.

Nuestros resultados coinciden con los presentados por Alevizon y Brooks (1975), Gladfelter *et al.* (1992) y, González-Gándara y González-Sansón (1997) para Venezuela, Islas Vírgenes y México respectivamente, en relación con la dominancia de *C. multilineata* y *C. cyanea*. La presencia conspicua de estas especies en el MG se puede deber a que ellas se catalogan como residentes suprabentónicas (Botero *et al.*, 1979), que se caracterizan por mostrar ámbitos hogareños pequeños y definidos; son de hábitos diurnos (en la mañana se observan en la base de las rocas, hacia el mediodía ascienden, se mantienen en la parte alta del arrecife, descendiendo al sustrato en la tarde) y pueden alimentarse en la parte alta de la columna de agua (Alevizon y Brooks, 1975; Gladfelter *et al.*, 1992; Torres, 1993). *Stegastes partitus*, que también sobresalió por su abundancia, se considera especie omnívora (Meekan *et al.*, 1995), diurna (Luckhurst y Luckhurst, 1978) y está asociada al fondo debido a sus hábitos territorialistas, lo cual la hace susceptible a ser fácilmente registrada por un observador y por ende una de las de mayor importancia en este trabajo (Torres, 1993). Es necesario destacar que *M. jacobus* fue la segunda especie dominante y únicamente en el trabajo de Torres *et al.* (1992) se hace referencia a la abundancia de esta especie; si bien es críptica de hábitos nocturnos, sus altos registros en el MG y todo el litoral son evidentes. Una posible explicación

puede atribuirse a que el sector presenta características ecológicas que favorecen el establecimiento de la especie, tales como refugio o alimento; esta hipótesis debe ser explorada posteriormente (Dennis y Brigh, 1988; Luckhurst y Luckhurst, 1978).

Otra especie abundante fue *C. personatus*, sexta en cuanto a dominancia; similar a lo registrado por Loreto *et al.* (2003) en Chinchorro, México. Los datos del Morrito pudieron deberse al énfasis que se hizo sobre el sustrato, ya que normalmente no aparece dentro de las especies con mayor abundancia, a excepción de los estudios en los que se emplea rotenona, como el de Herrera y Acero (1992).

Diversidad y estructura. En Colombia no se cuenta con un buen conjunto de valores de diversidad calculados utilizando técnicas visuales. Torres *et al.* (1992) registran en el bajo Imelda entre 4,1 y 4,2; Torres (1993) la cuantifica en 3,6 y 4,3. Solano *et al.* (1995), para isla Barú, citan un valor total para el arrecife de 4,2. En el ámbito mundial también son pocos los datos disponibles, Jones y Thompson (1978), encontraron diversidades entre 4,3 y 4,5 en dos arrecifes de la Florida; Phillips y Pérez-Cruet (1984) calcularon valores de 1,4 a 2,7 para un arrecife poco desarrollado y Gladfelter *et al.* (1980), en Islas Vírgenes, mencionan que para zonas arrecifales complejas los valores fluctúan entre 3,8 y 5,0. De acuerdo a lo anterior y teniendo en cuenta que en el MG las formaciones coralinas no son predominantes ni óptimamente desarrolladas, se puede decir que la diversidad calculada total y por sectores fue alta y significativa, además se aproximan a los registros de otras localidades donde las comunidades coralinas están bien representadas. Esto corrobora que el ensamblaje de peces asociados a sustratos rocosos y coralinos en el MG es altamente diverso y rico en especies; también se ratifica que el uso de los conteos obtenidos mediante la premisa especies-área para el cálculo de la diversidad, resulta una aplicación válida para la inferencia de la abundancia de peces asociados a fondos duros (Jones y Thompson, 1978).

En general la complejidad del arrecife coralino y la sobrepesca están estrechamente relacionados con todos los atributos (relación trófica, diversidad, composición y densidad) de este tipo de ensamblajes

(Loreto *et al.*, 2003); estos factores provocan cambios estructurales y se manifiestan haciendo fluctuar tanto la composición como la abundancia de las especies que los constituyen (Loreto *et al.*, 2003). El MG es de fácil acceso, los pescadores lo visitan con equipo básico o de buceo autónomo para extraer peces y moluscos de interés comercial, incluso se observa la incidencia de la pesca con dinamita (que continúa siendo utilizada en la zona). Por ello no se descarta que este ensamblaje esté cambiando su estructura y funcionamiento drásticamente. Sin embargo, ante la falta de información local comparable, es imposible establecer con exactitud la magnitud de estos cambios en el tiempo. De todos modos, la reducción de las especies de los niveles tróficos superiores puede ser un indicio de esto, lo cual debe ser corroborado por estudios pesqueros pertinentes para cada especie.

Los análisis de clasificación e inverso mostraron la formación de tres agrupaciones principales, la primera (A) reunió cinco de las seis muestras del costado SS (sur somero) y seis del costado OS (occidente somero); la segunda (B) con seis muestras de SP (sur profundo) y cinco de OP (occidente profundo) y el grupo (D) en el que se encuentran las seis muestras de NS (norte somero); los otros grupos reúnen muestras de variados sectores y profundidades. En estos resultados se aprecia con claridad una separación preliminar por profundidades: las estaciones someras de los sectores sur y occidente mostraron ensamblajes más ricos en especies e individuos. Aunque no se llevaron a cabo registros de las condiciones abióticas, se presume que estos sectores, por presentar temperaturas levemente mayores, elevada biomasa algal y mayor disponibilidad de alimento, sustentan ensamblajes complejos y altamente diversos (Itzkowitz *et al.*, 1995).

En el costado norte, si bien los censos se realizaban sobre sustratos duros, éstos son menos conspicuos y se encuentran alternando con parches arenosos de mediano y gran tamaño, los cuales se pueden convertir en barreras de separación impidiendo que una especie deje un hábitat por colonizar otro (Dennis y Bright, 1988). También en el sector se aprecia el aumento de especies más relacionadas al sustrato y de pequeño tamaño como *C. personatus*, cuya presencia se incrementa cuando hay menos depredadores presentes. Los herbívoros son también más abundantes

en el sector norte, lo cual se puede explicar por la baja dominancia de *Palythoa caribaeorum*, ya que los espacios libres, así como los escasos territorios de *Stegastes* spp., fueron ocupados por el crecimiento algal. La aparición de *P. aculeatus* y *B. pulchelus*, que determinó marcadas disimilaridades entre grupos, para varios autores indica una presencia de transición, determinada por la influencia de los movimientos de las masas de agua y su aparición en un sector es variable e impredecible (Dennis y Bright, 1988).

La elevada riqueza y alta uniformidad de especies ícticas en el MG, principalmente en el costado occidental, puede ser el resultado de un ambiente mixto provisto de cabezas aisladas de corales pétreos, amplias formaciones de corales escleractinios y rocas grandes e irregulares que forman canales y puntas de diferentes extensiones. Todos en conjunto constituyen un excelente hábitat para los peces mismos y para una gran variedad de organismos invertebrados sésiles y errantes, algas e hidroides (Moreno *et al.*, 2000), que sirven como importante fuente de alimento para los peces; el suministro de refugio y alimento son las dos principales condiciones que favorecen la riqueza íctica de un ecosistema (Loreto *et al.*, 2003).

Consideraciones finales. En este trabajo, basado principalmente en una técnica de detección, fue registrado un 57% de las familias enumeradas para la región de Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) por Acero y Garzón (1987); ellas

agrupan un 30% de las especies citadas por dichos autores para la zona (372 especies). Por otro lado, comparando con el más reciente trabajo sobre peces arrecifales del Caribe colombiano (Reyes-Nivia *et al.*, 2004) en el que se hallaron 149 especies en 42 familias para la bahía de Chengue, situada en el protegido PNNT, tras un trabajo que se prolongó por seis años. Se destaca además que dichos autores no detectaron en Chengue la presencia de las familias Gerreidae y Sparidae, relativamente importantes en el MG. Por lo anterior, se considera que el ensamblaje de peces del MG presenta una riqueza alta, con una complejidad estructural comparable a otros ensamblajes ícticos del Caribe, a pesar de ser un área pequeña con formaciones coralinas y rocosas de cobertura variable (Diazgranados *et al.*, 1995), fuerte influencia de la actividad pesquera y drásticas fluctuaciones ambientales.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Jorge Tadeo Lozano, especialmente a la Facultad de Biología Marina Sede Santa Marta, a PCTB y a la Fundación Mundo Marino por su apoyo logístico; a los biólogos marinos S. Moreno, A. Franco y A. Sanjuan por su colaboración en la revisión del manuscrito y asesoría en el análisis de los datos. Contribución N.º 245 del Posgrado en Biología-Biología Marina de la Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias.

REFERENCIAS

- Acero A. 1992. Peces arrecifales del Caribe colombiano. *Bol Ecológica Sup* 1:24-29.
- Acero A, Garzón J. 1986. Peces de las Islas del Rosario y San Bernardo (Colombia). II. Tres nuevos registros para el Caribe sur y 16 más para la costa norte continental colombiana. *An Inst Invest Mar Punta Betín* 15-16:2-29.
- Acero A, Garzón J. 1987. Peces arrecifales de la región de Santa Marta (Caribe colombiano). I. Lista de especies y comentarios generales. *Acta Biol Col* 1(3):83-105.
- Acero A, Garzón J, Köster F. 1984. Lista de los peces óseos conocidos de los arrecifes del Caribe colombiano, incluyendo 31 nuevos registros y descripciones. *Caldasia* 14:37-84.
- Alevizon W, Brooks M. 1975. The comparative structure of two western Atlantic reef-fish assemblages. *Bull Mar Sci* 25(4):482-490.
- Blanco J. 1988. Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca de la región de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta, Colombia.
- Böhlke J, Chaplin C. 1993. *Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters*. Austin, Texas.
- Bohnsack J, Bannerot S. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Tech Rep NMFS* 41:1-15.
- Botero J, Garzón J, Gutiérrez G. 1979. Peces de la Península de Castillo Grande (Bahía de Cartagena). Trabajo de Grado. Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia.
- Brattström, H. 1980. Rocky-shore zonation in the Santa Marta area, Colombia. *Sarsia* 65(3-4):163-226.
- Brock R. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bull Mar Sci* 32(1):269-276.
- Cervigón F. 1991. *Los peces marinos de Venezuela*. Vol. I. Fundación Científica los Roques. Caracas.
- Cervigón F. 1993. *Los peces marinos de Venezuela*. Vol. II. Fundación Científica los Roques. Caracas.
- Cervigón F. 1994. *Los peces marinos de Venezuela*. Vol. III. Fundación Científica los Roques. Caracas.
- Cervigón F. 1996. *Los peces marinos de Venezuela*. Vol. IV. Fundación Científica los Roques. Caracas.

- Clarke K.** 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18:117-143.
- Clarke K, Warwick R.** 1994. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, London.
- Dennis G, Bright T.** 1988. Reef fish assemblages on hard banks in the northwestern Gulf of Mexico. *Bull Mar Sci* 43(2):280-307.
- de Martini E, Roberts D.** 1982. An empirical test for biases in the rapid visual technique for species-time censuses of reef fish assemblages. *Mar Biol* 70:129-134.
- Diazgranados M, Martínez A, Franco A.** 1995. Distribución vertical de la comunidad coralina (Anthozoa: Scleractinia e Hydrozoa: Hydrocoralina) en el Morrito de Gaira, Santa Marta, Caribe colombiano. Informe Técnico Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia.
- Ferreira C, Gonçalves J, Coutinho R.** 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ Biol Fish* 61:353-369.
- Garzón J, Acero A.** 1983. Nuevos registros de peces arrecifales para el Caribe colombiano. *An Inst Invest Mar Punta Betín* 13:85-109.
- Garzón J, Acero A.** 1985. Peces de las Islas del Rosario y de San Bernardo (Colombia). I. Comparación con otras regiones del Atlántico oeste tropical. *An Inst Invest Mar Punta Betín* 15-16:67-77.
- Gladfelter E, Bythell J, Hillis Z.** 1992. Changes in fish assemblage structure at Buck Island, St Croix, U.S. Virgin Islands from 1980-1990: an indication of predictability in coral reef fish assemblages based on known habitat changes? *En: Gladfelter E, Bythell J, Gladfelter W (eds.). Ecological studies of Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U. S. Virgin Islands: A quantitative assessment of selected components of the coral reef ecosystem and establishment of long term monitoring sites*. Island Resources Foundation, West Indies Laboratory, pp. 14-43.
- Gladfelter W, Ogden J, Gladfelter E.** 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: A comparison between tropical western Atlantic (Virgin Islands) and tropical Central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology* 61(5):1156-1168.
- Goldman B, Talbot F.** 1976. Aspects of the ecology of coral reef fishes. *En: Jones O, Endean R (eds.). Biology and geology of coral reefs*. Nueva York, Academic Press, pp. 125-154.
- González-Gándara C, González-Sansón G.** 1997. Composición y abundancia de la ictiofauna del arrecife Tuxpán, Veracruz, México. *Rev Invest Mar* 18(3):249-259.
- Greenberg L, Greenberg J.** 1986. *Guide to corals and fishes of Florida, the Bahamas and Caribbean*. Seahawk Press, Miami.
- Greene L, Alevizon W.** 1989. Comparative accuracy of visual assessment methods for coral reef fishes. *Bull Mar Sci* 44(2):899-912.
- Guzmán A.** 1993. Comunidad macrozoobentónica de fondos blandos de la plataforma continental del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta, Colombia.
- Herrera O, Acero A.** 1991. Aspectos ecológicos de la comunidad íctica de cabezas de coral aisladas en la Bahía de Nenguange (Caribe colombiano). *Trianea* 4:375-383.
- Humann P, Nedloach N.** 2002. *Reef fish identification. Florida Caribbean Bahamas*. New World Publications, Florida.
- Itzkowitz M, Itzkowitz D, Shelly D.** 1995. Territory use and disuse in the beaugregory damselfish. *Bull Mar Sci* 57(3):653-662.
- Jones R, Thompson M.** 1978. Comparison of Florida reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bull Mar Sci* 28(1):159-172.
- Kimmel J.** 1985. A new species-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environ Biol Fish* 12(1):23-32.
- Lincoln M.** 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environ Biol Fish* 26:29-37.
- Loreto R, Lara M, Schmitter-Soto J.** 2003. Coral reef fish assemblages at banco Chinchorro Mexican Caribbean. *Bull Mar Sci* 73(1):153-170.
- Luckhurst B, Luckhurst K.** 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar Biol* 49:317-323.
- Margalef R.** 1991. *Ecología*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Matteucci S, Colma A.** 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Serie de Biología, Washington, D. C., OEA.
- Meekan M, Steven A, Fortin M.** 1995. Spatial patterns in the distribution of damselfishes on fringing coral reef. *Coral Reef* 14(3):151-161.
- Mejía L.** 1997. Comunidades ícticas de los cayos colombianos de San Andrés y Providencia y su relación con la estructura y la salud arrecifal. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta, Colombia.
- Mertins G.** 1972. El Rodadero (Santa Marta), centro turístico o colonia de vacaciones. *Mitt Inst Colombo-Alemán Invest Cient* 6:151-158.
- Moreno M, Valderrama J, Torres M.** 2000. Estructura y distribución de corales negros (Anthozoa: Antipatharia) presente en el Morro de Gaira, Ensenada de Gaira, Caribe colombiano. Informe Técnico Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia.
- Nelson J.** 1994. *Fishes of the world*. John Wiley y Sons. Nueva York.
- Parker R, Chester A, Russell N.** 1994. A video transect method for estimating reef fish abundance, composition, and habitat utilization at Gray's Reef National Marine Sanctuary, Georgia. *Fish Bull* 92(4):787-799.
- Phillips P, Pérez-Cruet M.** 1984. A comparative survey of reef fishes in Caribbean and Pacific Costa Rica. *Rev Biol Trop* 32(1):95-102.
- Randall J.** 1968. *Caribbean reef fishes*. TFH, Hong Kong.
- Reyes-Nivia MC, Rodríguez-Ramírez A, Garzón-Ferreira J.** 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:en prensa.
- Sale P, Douglas W.** 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environ Biol Fish* 6:333-339.
- Sanderson L, Solonsky A.** 1986. Comparison of a rapid visual and a strip transect technique for censusing reef fish assemblages. *Bull Mar Sci* 39(1):119-129.
- Solano O, Alonso J, Arango L, Borda C, Chiquillo E, Faillace J, Torres J.** 1990a. Abundancia de las familias de peces arrecifales Chaetodontidae, Pomacanthidae, Pomacentridae, Labridae y Scaridae, y su relación con el sustrato. *En: VII Memorias del Seminario Nacional de Ciencia Tecnológica Marina (CCO)*. Cali (Valle), Colombia, pp. 430-440.
- Solano O, Gómez I, Camargo T, Ortiz J, Torres E.** 1990b. Peces coralinos territoriales de Isla Pavitos Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena, Colombia. *En: VII Memorias del Seminario Nacional de Ciencia Tecnológica Marina (CCO)*. Cali (Valle), Colombia, pp. 291-302.
- Solano O, Guzmán-Alvis A, Navas G, Camargo T.** 1995. Caracterización rápida de comunidades ícticas y coralinas (Isla Barú, Caribe colombiano). *Bol Ecológica* 29:21-40.
- Talbot F, Goldman B.** 1972. A preliminary report on the diversity and feeding relationships of the reef fishes on One Tree Island, Great Barrier Reef system. *Proc Symp Coral Reefs* 425-442.

Thompson M, Schmidt T. 1977. Validation of the species/time random count technique sampling fish assemblages at Dry Tortugas. *Proc Third Int Coral Reef Symp* 1:283-288.

Torres D. 1993. Abundancia y diversidad de 26 familias de peces arrecifales del costado oeste del Caribe colombiano. Trabajo de Grado. Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Cartagena, Colombia.

Torres D, Rodríguez A, Mejía L, Buitrago C. 1992. Las comunidades del bajo arrecifal profundo Imelda, Isla Barú, Caribe colombiano: VII Evaluación preliminar de la ictiofauna. *En: VIII Memorias del Seminario Nacional de Ciencia Tecnológica Marina (CCO)*. Santa Marta (Magdalena), Colombia, pp. 350-361.