cim.UH
Centro de Investigaciones Marinas
Universidad de La Habana

Revista de Investigaciones Marinas

ARTICULO ORIGINAL

Relación de Acanthuridae *y* Scaridae con factores bióticos y abióticos en el occidente de Cuba

Relationship of Acanthuridae and Scaridae with biotic and abiotic factors in western Cuba

Víctor Macías-Flores [1*]
Delmis Cabrera-Guerra [1]
Dorka Cobián-Rojas [2]
Pedro P. Chevalier-Monteagudo [1]
Yusimí Alfonso-Sánchez [1]
Raúl I. Corrada-Wong [3]

[1] Acuario Nacional de Cuba. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). Avenida Primera y Calle 60, Miramar, Playa, La Habana, Código Postal 12 100, Cuba.

[2] Parque Nacional Guanahacabibes, Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA), Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). La Bajada, Código Postal 22 100, Pinar del Río, Cuba.

[3] Centro Nacional de Áreas Protegidas (CNAP). Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). Calle 18A #411 entre 41 y 47, Playa, La Habana, Código Postal 11 300, Cuba.

Autor por correspondencia:
vmaciasflores.39@gmail.com

OPEN ACCESS

Distribuido por:
Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional (CC BY-NC 4.0)

Editor:
Zenaida M. Navarro Martínez (CIM-UH)

Recibido: 19.02.2024
Aceptado: 08.06.2024

Resumen

Acanthuridae y Scaridae son familias de peces herbívoros que constituyen los principales controladores de macroalgas en arrecifes coralinos. Sobre su distribución y abundancia inciden factores bióticos y abióticos, naturales u originados por el hombre. El objetivo de esta investigación fue analizar la relación de la densidad y biomasa de Acanthuridae y Scaridae con variables bióticas y abióticas en arrecifes con diferente nivel de protección del occidente de Cuba. Para esto, se usaron comparaciones múltiples de media por rangos y pruebas de correlaciones por rangos de Spearman en tres localidades muestreadas entre 2014 y 2017: Municipio Playa (La Habana), Bahía de Cochinos (Matanzas) y María la Gorda (Pinar del Río), las dos últimas ubicadas en Áreas Marinas Protegidas. Las Áreas Marinas Protegidas analizadas mostraron los indicadores más satisfactorios de Scaridae, que disminuyeron en las localidades con impacto antrópico. La contaminación y la presión de pesca en La Habana, mantenida por años, parecen ser las causas principales de la ausencia de adultos de Scaridae. La mayor densidad y biomasa de peces carnívoros (familia Lutjanidae) pudieran ser factores limitantes para la familia Acanthuridae, la cual exhibió mayor densidad y biomasa en sitios con mayor disponibilidad de alimento (macroalgas de los géneros *Sargassum*, *Amphiroa* y *Galaxaura)*, menor complejidad topográfica y mayor antropización.

Palabras clave: Algas, áreas protegidas, corales, peces depredadores, peces herbívoros.

Abstract

Acanthuridae and Scaridae are families of herbivorous fishes that are the main controllers of macroalgae in coral reefs. Its distribution and abundance are affected by biotic and abiotic factors, natural or originated by man. The objective of this research was to analyze the relationship of the density and biomass of Acanthuridae and Scaridae with biotic and abiotic variables in reefs with different levels of protection in western Cuba. For this, multiple comparisons of means by ranks and Spearman's rank correlation tests were

used in three localities sampled between 2014 and 2017: Municipio Playa (Havana), Bahía de Cochinos (Matanzas) and María la Gorda (Pinar del Rio), the last two located in Marine Protected Areas. The Marine Protected Areas analyzed showed the most satisfactory indicators of Scaridae, which decreased in localities with anthropogenic impact. Pollution and fishing pressure in Havana, maintained for years, seem to be the main causes of the absence of Scaridae adults. Higher densities and biomass of carnivorous fishes (Lutjanidae family) could be limiting factors for the Acanthuridae family. Acanthuridae exhibited higher density and biomass in sites with greater food availability (macroalgae of the genera *Sargassum*, *Amphiroa* and *Galaxaura*), less topographic complexity and more anthropized.

Keywords: Algae, corals, herbivorous fishes, predatory fishes, protected areas.

Introducción

En el arrecife, los peces de las familias Acanthuridae y Scaridae, comúnmente conocidos como barberos y loros, respectivamente, son herbívoros que juegan un rol importante en el control de las algas (Ferreira & Gonçalves, 2006; Ferrari *et al*., 2012; Mumby *et al*., 2014). Sobre la supervivencia y distribución de estos peces pueden incidir factores como el relieve, la cobertura de coral vivo (Hernández-Landa *et al*., 2014; Oakley-Cogan *et al*., 2020), la depredación (Mumby *et al*., 2006), las relaciones interespecíficas, la profundidad, el oleaje y las medidas de conservación y manejo (Kopp *et al*., 2012; Santoso *et al*., 2022). Un arrecife con baja biomasa de peces herbívoros, alta cobertura de algas y baja cobertura de coral, es un escenario donde el espacio disponible para el reclutamiento de corales se reduce progresivamente y pudiera resultar en un desfavorable cambio de fase (Paddock & Cowen, 2006; Burkepile, 2012; Mumby *et al*., 2014).

Las Áreas Marinas Protegidas (AMP) contribuyen a la conservación de las asociaciones de peces (Cobián-Rojas *et al*., 2011; Nugraha *et al*., 2017). En La Habana (no AMP), las asociaciones de peces herbívoros presentan bajas densidades y biomasa, sobre todo la familia Scaridae (García-Rodríguez *et al*., 2012; Cabrera-Guerra *et al*., 2018; Duran *et al*., 2018). Por el contrario, el Parque Nacional Guanahacabibes ha demostrado ser un refugio de la diversidad marina debido a la implementación de los programas de control y vigilancia (Cobián-Rojas *et al*., 2018). De ahí que, aquellas AMP con más años en funcionamiento, alejadas de grandes núcleos poblacionales y categorías más estrictas de manejo, resguarden una comunidad importante de grandes piscívoros (Hernández-Delgado *et al*., 2000; Pina-Amargós *et al*., 2021). Por lo que estos sitios son importantes para comparar el efecto de la depredación hacia los peces herbívoros (Mumby, 2006; Catano *et al*., 2016).

Por otra parte, es posible que la calidad del alimento en la superficie de pastoreo también condicione la distribución espacial de los herbívoros (Bruggeman, 1995; Oakley-Cogan *et al*., 2020). Los mismos consumen aquellas especies de algas cuya alelopatía es perjudicial para los corales (Rasher *et al*., 2011; Luna-Ortega & de la Cruz, 2017; Oakley-Cogan *et al*., 2020). Pero del mismo modo, el incremento de la producción de diterpenos activos alelopáticos de algunas algas contribuye a que sean menos atractivas para los peces herbívoros (Den Haan *et al*., 2013; Arias-González *et al*., 2017).

La densidad de la familia Scaridae puede estar influenciada, además de por la producción primaria (van Rooij *et al*., 1995) y la depredación natural (Mumby *et al*., 2006), por el reclutamiento (Tolimieri *et al*., 1998) y la presión de pesca (Mumby, 2006). En Cuba, también se ha registrado decrecimiento notable de la abundancia y la biomasa de peces debido a blanqueamientos masivos de corales, y la consiguiente reducción de la cobertura de coral e incremento de la cobertura algal (Claro *et al*., 2000, 2001), y al incremento del impacto antrópico (Claro *et al*., 2001). Además, algunas especies de peces herbívoros presentan variaciones estacionales de abundancia (Hernández *et al*., 2006).

Como la distribución de cada especie está determinada por las condiciones favorables del hábitat para su supervivencia (Claro *et al*., 2001; Effenberger *et al*., 2011), se complejiza la interpretación de los patrones de dispersión, más en un hábitat continuo como es el mar. Entonces, ¿cómo se podrían interpretar y predecir los patrones de dispersión de los peces herbívoros? Una vía aproximada es inferir el efecto potencial de las variables significativas sobre los parámetros poblacionales de las diferentes familias de peces (Hernández-Landa *et al*., 2014). Por lo que el objetivo de la presente investigación fue analizar la relación de la densidad y biomasa de Acanthuridae y Scaridae con factores bióticos y abióticos en arrecifes con diferente nivel de protección del occidente de Cuba.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se seleccionaron siete arrecifes coralinos en tres localidades del occidente de Cuba (Fig. 1). Estos difirieron en el grado de aporte terrígeno y en los efectos de la pesca submarina.

La primera localidad, María la Gorda (MG), se refiere al Centro Internacional de Buceo ubicado al sur de la parte más occidental del Municipio Sandino, provincia Pinar del Río, dentro del Parque Nacional Guanahacabibes (Fig. 1A). Esta es una llanura cársica sin ríos ni grandes núcleos poblacionales. Se seleccionaron dos puntos de buceo: Laberinto y Yemayá. Laberinto es un escarpe poco profundo que descansa en un lecho de arena, con menor pendiente de fondo, la parte superior del veril tiene una profundidad de 10 m, mientras que Yemayá es un umbral de alrededor de 10 m de altura sobre la terraza, con abundantes grietas y túneles que lo hacen muy irregular, y termina en una pared arrecifal totalmente vertical (Caballero *et al*., 2007; Perera-Valderrama *et al*., 2017).

Bahía de Cochinos (BC) fue la segunda localidad ubicada dentro de un AMP. Se halla en la costa suroccidental de Cuba, en la provincia Matanzas, incluida dentro del Elemento Natural Destacado Sistema Espeleolacustre de Zapata, en la porción sur oriental del municipio Ciénaga de Zapata (CNAP, 2017) (Fig. 1B). En esta localidad se muestrearon dos sitios: Punta Perdiz y Cueva de los Peces a 12 y 15 m de profundidad, respectivamente. El perfil de fondo de estos arrecifes muestra un patrón con un amplio arenal con cabezos, entre la costa y el desarrollo coralino, el cual posee un alto valor estético (Caballero *et al*., 2004).

El Municipio Playa (MP) constituyó la tercera localidad, se incluye dentro del litoral noroeste de La Habana, capital de Cuba, y presenta mayor desarrollo

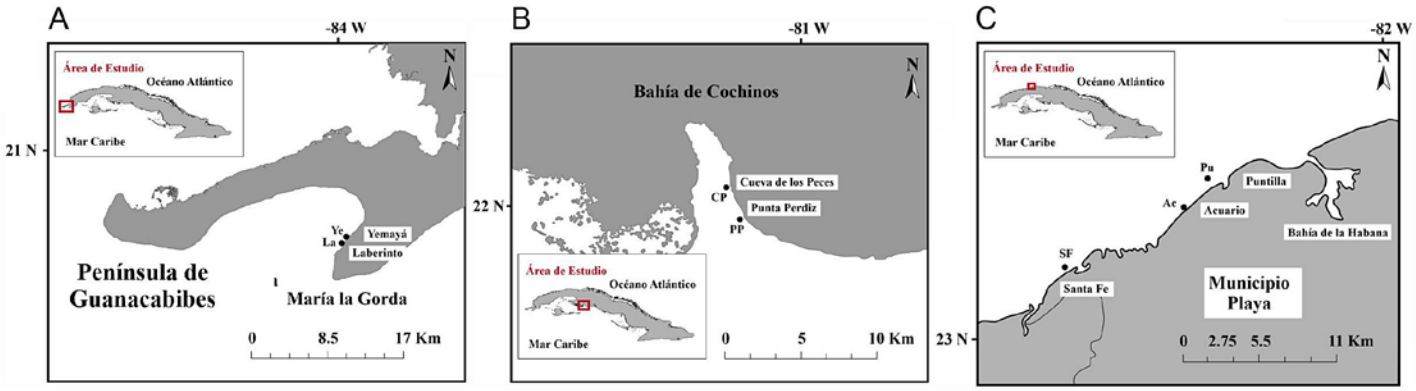

Fig. 1. Ubicación de las tres localidades y los sitios de estudio en el occidente de Cuba. A: María la Gorda, B: Bahía de Cochinos, C: Municipio Playa.

Fig. 1. Location of the three localities and study sites in western Cuba. A: María la Gorda, B: Bahía de Cochinos, C: Municipio Playa.

urbanístico y densidad poblacional que el resto del país (Fig. 1C). La ictiofauna del arrecife está sometida a la contaminación y pesca excesiva, por lo que el efecto más evidente es la casi total ausencia de especies de tamaño grande y mediano (García-Rodríguez *et al*., 2012; Duran *et al*., 2018). El perfil típico de la zona muestra un plano rocoso prácticamente liso que se cubre de algas y se extiende desde la costa hasta la parte superior del veril, donde aumenta el relieve (González-Sansón & Aguilar, 2003). Dado el nivel de deterioro de este arrecife, se tomaron datos de tres sitios para disminuir los ceros que pudieran obtenerse en los muestreos. Estos sitios fueron: Santa Fe (10 m de profundidad), Acuario (10 m de profundidad) y La Puntilla (12 m de profundidad).

Los muestreos se realizaron en los periodos lluvioso (mayo-octubre) y poco lluvioso (noviembre-abril), de 2014 a 2017, generalmente dos veces al año. Solo en MG se hicieron dos muestreos en el periodo poco lluvioso y uno en el lluvioso en 2014 y 2015.

Metodología de muestreo

Censos visuales de peces

Se realizaron censos visuales de peces, paralelos al veril, en seis recorridos lineales de 50 x 2 m de ancho en cada sitio. Similar al método descrito por Brock (1954), se cambiaron las medidas del recorrido (tanto largo como ancho), así como la cantidad de buceadores por recorrido (en este caso basta con un buceador por cada recorrido) y la cantidad de especies anotadas. Solo se tuvieron en cuenta las especies de peces de las familias Acanthuridae y Scaridae; además de los peces carnívoros de las familias Serranidae (géneros *Cephalopholis*, *Epinephelus* y *Mycteroperca*) y Lutjanidae (género *Lutjanus*). Se registró el número de individuos de cada especie y su talla estimada. Cada especie se ubicó en el intervalo de talla correspondiente (≤10 cm; 11-20 cm; 21-30 cm; 31-40 cm y >40 cm). Para la identificación de especies se consultó a Human y DeLoach (2014) y Nelson *et al*. (2016). A partir de estudios genético-moleculares, se conoce que la especie *Acanthurus bahianus* Castelnau, 1855, convive con *Acanthurus tractus* Poey, 1860 en aguas de Cuba (Castellanos *et al*., 2012). Teniendo en cuenta que mediante los censos visuales dichas especies no pueden diferenciarse, se consideraron en este estudio como el complejo *A. bahianus/A. tractus*.

Corales y macroalgas

Para determinar la abundancia relativa (%) de corales, se anotaron las colonias vivas mayores de 10 cm de diámetro máximo, y la especie dentro de un marco cuadrado de 1 m^2, colocado 5 veces sobre un transecto lineal de 10 m extendido sobre el sustrato y paralelo al veril, de manera similar al protocolo de monitoreo de CCambio (Hernández-Zanuy, 2015), el cual constituye una modificación del protocolo AGRRA (2001). Se completaron 30 marcos cuadrados a lo largo de seis transectos en cada sitio. Para su clasificación, se siguieron los criterios de González-Ferrer *et al*. (2004) y las modificaciones de Budd *et al*. (2012).

Para el muestreo de las macroalgas, se usó un marco cuadrado de 25 x 25 cm, colocado 5 veces dentro de un transecto lineal de 10 m extendido sobre el sustrato y paralelo al veril (AGRRA, 2001). En total, se completaron 30 marcos cuadrados a lo largo de seis transectos en cada sitio. Para evaluar la abundancia relativa de las algas erectas mayores de 1 cm, se anotó el porcentaje de algas clasificadas hasta el taxón más bajo posible y se agruparon por los criterios morfofuncionales descritos por Littler y Littler (1984) y Steneck y Dethier (1994) en: foliosas, globosas, filamentosas, corticadas, coriáceas, calcáreas articuladas y costrosas.

Evaluación del relieve

Se colocaron seis transectos de 10 m de largo en cada sitio. En cada uno se escogieron cinco puntos (1, 3, 5, 7 y 9 m) y se estimó 1 m de radio, dentro del cual se midió la mayor depresión del sustrato y la mayor elevación del coral en cm por punto y se sumaron. Luego se promediaron los cinco valores de cada transecto. Para esto, se

empleó un tubo de PVC de 1 m de largo y 2 cm de diámetro (con marcas oscuras alternas de 10 cm de largo) como instrumento de medición (Hernández-Zanuy, 2015).

Análisis de datos

Se registró el número de especies de peces, el número total de individuos y la densidad expresada como número de individuos/ 100 m^2. La biomasa (g/100 m^2) se calculó a partir del valor estimado de la talla de cada pez observado y mediante el empleo de las relaciones especie-específicas de largo-peso publicadas por Bohnsack y Harper (1988) y García-Arteaga *et al.* (1997). Para los grupos de peces herbívoros, peces carnívoros, corales y algas, las especies se clasificaron en dominantes (las que presentaron más del 10 % de abundancia), de abundancia intermedia (entre 1 y 10 % de abundancia), y el resto como raras. Esta clasificación siguió los criterios de Feinsinger (2012), empleada para comparar la abundancia de diferentes grupos taxonómicos bajo una misma escala. El conjunto de datos no cumplió con las premisas de normalidad (pruebas: Kolmogorov-Smirnov, Lilieffors y Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (prueba de Levene), por lo que se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y la comparación múltiple de medias por rangos. Se declararon con diferencias significativas aquellos valores cuya probabilidad fuera menor del 5 % ($p < 0.05$).

Se evaluó la relación que existe entre la densidad y biomasa de Acanthuridae y de Scaridae, y los factores bióticos: cobertura de macroalgas, abundancia de corales, densidad y biomasa de carnívoros (Serranidae y Lutjanidae); y abióticos: relieve, estacionalidad (periodo lluvioso y poco lluvioso) y nivel efectivo de protección (alto, medio y nulo para MG, BC y MP, respectivamente). La clasificación para el nivel efectivo de protección se propuso de acuerdo a (1) la categoría de manejo: MG-Parque Nacional, BC- Elemento Natural Destacado y MP- sin categoría de manejo; y (2) estudios previos en las localidades: MG- aunque existen registros de pesca furtiva, los daños a la ictiofauna no son significativos (Claro & Cantelar, 2003), BC-Chevalier y Cárdenas (2005) hacen referencia a indicios de considerable presión de pesca (ilícita) , MP- los estudios de más de una década de Aguilar y González-Sansón (1998, 2002, 2007) referentes a la pesca artesanal intensa. Se usaron, además, los años de estudio dentro de los factores evaluados. Dichos factores se emplearon en correlaciones de Spearman con: densidad de Acanthuridae, densidad de Scaridae, biomasa de Acanthuridae y biomasa de Scaridae. Todos los análisis y gráficos se realizaron mediante los programas estadísticos Statistica 8 (StatSoft, 2007) y R v.3.1.1 (R Core Team, 2014).

RESULTADOS

Densidad y biomasa de peces herbívoros

Entre las tres localidades se reportaron 14 especies de peces herbívoros: 13 en MG, 10 en BC y 11 en MP. Las tres especies de Acanthuridae se observaron en todos los sitios de estudio. Las especies de herbívoros observadas como dominantes en MG fueron cinco: *Scarus iseri* (Bloch, 1789), *Scarus taeniopterus* (Lesson, 1829), *Sparisoma aurofrenatum* (Valenciennes, 1840), *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788) y *Acanthurus coeruleus* (Bloch & Schneider, 1801); en BC fueron cuatro: *Sc. iseri*, *Sp. aurofrenatum*, *Sp. viride* y *A. coeruleus*; mientras que en MP fueron tres: *Sp. aurofrenatum*, *A. bahianus/A. tractus* y *A. coeruleus* (Tabla 1).

Como resultado general, entre las tres localidades, la densidad de peces herbívoros mostró diferencias significativas en ambas familias (Fig. 2A). En MG y BC se obtuvieron, significativamente, las mayores densidades de Scaridae (19 ± 20 ind./100 m^2 en MG, 18 ± 14 ind./100 m^2 en BC, 12 ± 14 ind./100 m^2 en MP) . En Acanthuridae, la menor densidad observada coincidió en MG y BC (4 ± 5 ind./100 m^2), ambas difirieron significativamente de la registrada en MP (17 ± 18 ind./100 m^2). El MP mostró la menor biomasa de Scaridae (6,7 ± 20,05 g/100 m^2) y las AMP resaltaron con el mayor valor (22 g/100 m^2) pero con diferente

Tabla 1. Abundancia relativa porcentual de las especies de peces herbívoros en las tres localidades de estudio. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: especie dominante, AI: especie de abundancia intermedia, R: especie rara, N: especie no detectada. Se siguió el criterio taxonómico empleado por WoRMS (2023).

Table 1. Percent relative abundance of herbivorous fish species in the three study localities. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: dominant species, AI: species of intermediate abundance, R: rare species, N: species not detected. It was followed the taxonomic criteria used by WoRMS (2023).

Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
Eupercaria	Familia Scaridae			
incertae sedis	*Scarus coeruleus* (Edwards, 1771)	0/N	0/N	0.18/R
	Scarus guacamaia Cuvier, 1829	0.049/R	0/N	0/N
	Scarus iseri (Bloch, 1789)	29.53/D	31.72/D	9.13/AI
	Scarus taeniopterus Lesson, 1829	16.89/D	8.33/AI	3.12/AI
	Scarus vetula (Bloch y Schneider, 1801)	1.6/AI	0/N	0.02/R
	Sparisoma atomarium (Poey, 1861)	2.02/AI	0/N	2.13/AI
	Sparisoma aurofrenatum (Valenciennes, 1840)	15.69/D	17.36/D	16.14/D
	Sparisoma chrysopterum (Bloch y Schneider, 1801)	0.39/R	0.48/R	3.68/AI
	Sparisoma radians (Valenciennes, 1840)	0.08/R	0/N	0/N
	Sparisoma rubripinne (Valenciennes, 1840)	0.61/R	1.07/AI	0.87/R
	Sparisoma viride (Bonnaterre, 1788)	13.47/D	16.25/D	5.52/AI
Acanthuriformes	Familia Acanthuridae			
	Acanthurus bahianus Castelnau, 1855/*Acanthurus tractus* (Poey,1860)	2.33/AI	6.32/AI	34.34/D
	Acanthurus coeruleus (Bloch & Schneider, 1801)	16.91/D	15.54/D	19.58/D
	Acanthurus chirurgus (Bloch, 1787)	0.36/R	2.71/AI	5.42/AI

rango intercuartil. En cuanto a Acanthuridae, las AMP mostraron la menor biomasa (3,8 ± 7,3 g/100 m^2 en BC, 6,5 ± 9,7 g/100 m^2 en MG y 10,6 ± 20,5 g/100 m^2 en MP) (Fig. 2B).

Factores analizados

Densidad y biomasa de peces carnívoros

Entre las tres localidades se observaron en total siete especies de la familia Lutjanidae, todas presentes en MG, cinco en BC y tres en MP. De la familia Serranidae se observaron ocho, seis en MG, tres en BC y tres en MP. Como peces carnívoros dominantes resaltaron tres especies en MG (*Cephalopholis cruentata* (Lacepéde,1802), *Lutjanus mahogoni* (Cuvier, 1828) y *Lutjanus apodus* (Walbaum, 1792)), tres en BC (*C. cruentata, Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758) y *L. apodus*) y dos en el MP (*C. fulva* y *Lutjanus synagris* (Linnaeus, 1758)) (Anexo 1). La variación de la densidad de las familias Serranidae y Lutjanidae muestran diferencias significativas (Fig. 3A). La menor mediana de la densidad de Serranidae se obtuvo en el MP (1 ± 4 ind./100 m^2), le siguió MG (2 ± 3 ind./100 m^2) y BC (3 ± 3 ind./100 m^2). En cuanto a Lutjanidae, el MP también mostró la menor mediana de la densidad (1 ± 2 ind./100 m^2), le siguió BC (3 ± 8 ind./100 m^2) y la mayor fue en MG (9 ± 12 ind./100 m^2).

En la variación de la biomasa de los peces carnívoros, solo en Lutjanidae se obtuvieron diferencias significativas (Fig. 3B). La mediana de la biomasa de Serranidae resultó en 1,08 ± 3,2 g/100 m^2, 1,7 ± 8,6 g/100 m^2, y

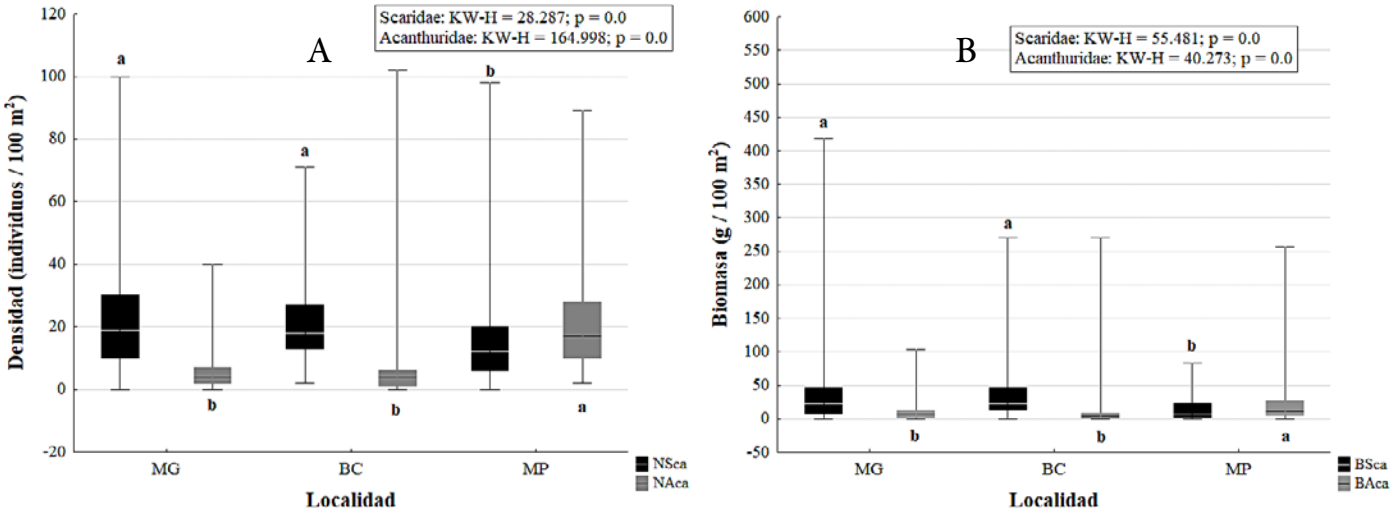

Fig. 2. Densidad (individuos/100 m^2; A) y biomasa (g/100 m^2; B), mediana, rango intercuartil, mínimo y máximo de Scaridae (negro) y Acanthuridae (gris) entre tres localidades del occidente de Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) y Municipio Playa (MP). KW-H: valor del test de Kruskal-Wallis, p: valor de significación estadística. Las letras en minúsculas representan diferencias estadísticas significativas según las comparaciones múltiples de rangos de medias.

Fig. 2. Density (individuals/100 m^2; A) and biomass (g/100 m^2; B), median, interquartile range, minimum and maximum of Scaridae (black) and Acanthuridae (gray) among three localities in western Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) and Municipio Playa (MP). KW-H: Kruskal-Wallis test value, p: statistical significance value. Lowercase letters represent significant statistical differences according to multiple comparisons of ranges of means.

1,9 ± 2,4 g/100 m^2 en MP, MG y BC, respectivamente. Para Lutjanidae, la menor mediana de la biomasa resultó en el MP (1,1 ± 4,9 g/100 m^2), le siguió BC (12,5 ± 29,9 g/100 m^2) y MG (34,39 ± 52,5 g/100 m^2).

Corales y cobertura de macroalgas

Entre las tres localidades se identificaron en total 31 especies de corales: 26 en MG, 21 en BC y 20 en MP. Cuatro especies fueron dominantes en MG: *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786), *Porites astreoides* Lamarck, 1816 y *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1816). En BC dominaron cinco: *A. agaricites*, *P. astreoides*, *Porites furcata* (Lamarck, 1816), *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786) y *S. siderea*. En MP dominaron tres especies de corales: *S. siderea, A. agaricites* y *Porites porites* (Pallas, 1766) (Anexo 2). Se observaron diferencias significativas de la abundancia de corales entre las localidades (Fig. 4A). El MP presentó la menor abundancia mediana (10 ± 5,5 %), seguido de MG con 13,5 ± 5,8 % y BC con 21 ± 9 %.

Entre las tres localidades se identificaron 23 géneros y 4 especies de algas: 7 coriáceas, 6 foliosas, 4 filamentosas, 4 calcáreas, 2 globosas, 2 corticadas y 2 costrosas. En MG se observaron 15 géneros y dos especies, dominaron *Dictyota* spp. J. V. Lamouroux, 1809, *Lobophora* spp. Oliveira, 1977 y *Microdictyon* spp. Decaisne, 1841. En BC se observaron 16 géneros y tres especies, dominaron *Halimeda* spp. Lamouroux, 1812, *Lobophora variegata* (J.V. Lamouroux) Womersley ex E.C. Oliveira, 1977 y *Dictyota* spp. Por último, en el MP se observaron 21 géneros y cinco especies, dominaron *Sargassum* spp. Agardh, 1820, *L. variegata*, *Dictyota* spp. y *Halimeda* spp. (Anexo 3). El porcentaje de cobertura de las algas no resultó con diferencias significativas entre localidades (Fig. 4B). La cobertura mediana observada fue de

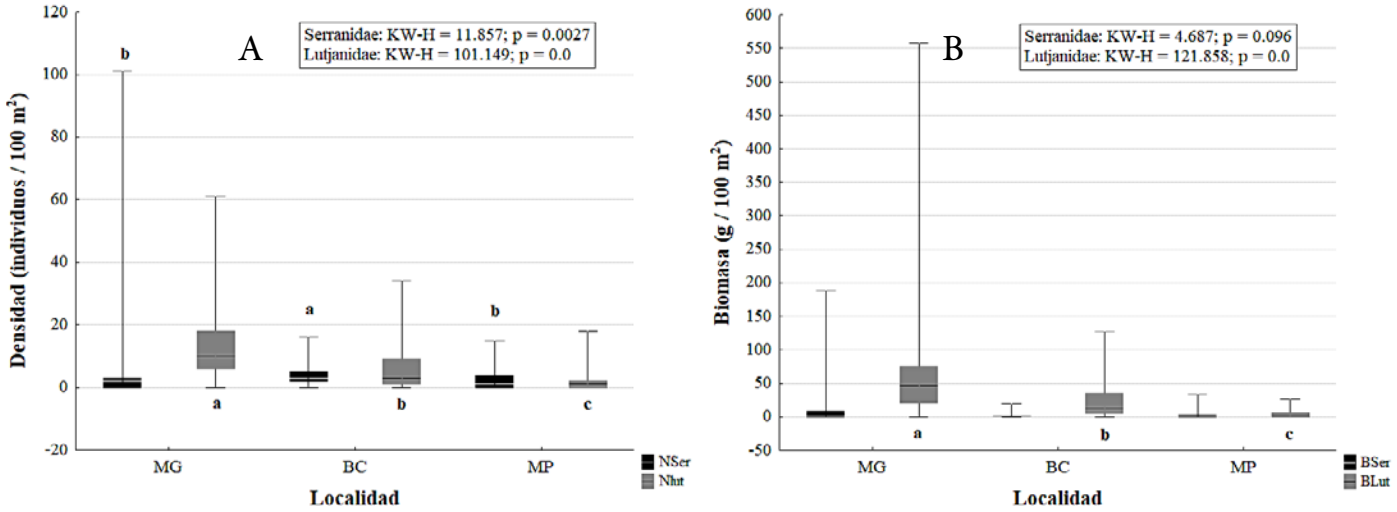

Fig. 3. Densidad (individuos/100 m^2; A) y biomasa (g/100 m^2; B), mediana, rango intercuartil, mínimo y máximo de Serranidae (negro) y Lutjanidae (gris) entre tres localidades del occidente de Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) y Municipio Playa (MP). KW-H: valor del test de Kruskal-Wallis, p: valor de significación estadística. Las letras en minúsculas representan diferencias estadísticas significativas según las comparaciones múltiples de rangos de medias.

Fig. 3. Density (individuals/100 m^2; A) and biomass (g/100 m^2; B), median, interquartile range, minimum and maximum of Serranidae (black) and Lutjanidae (gray) among three localities in western Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) and Municipio Playa (MP). KW-H: Kruskal-Wallis test value, p: statistical significance value. Lowercase letters represent significant statistical differences according to multiple comparisons of ranges of means.

34,9 ± 18,7 %, 56,9 ± 16,8 % y 61 ± 10,6 % en BC, MG y MP, respectivamente.

Relieve

La variación del relieve máximo promedio entre localidades resultó con diferencias significativas: KW-H = 40,538; p = 0,0. En MG, el relieve máximo promedio obtenido fue de 55 cm en Laberinto y 60 cm en Yemayá. En BC, fue de 45 cm en Cueva de los Peces y 50 cm en Punta Perdiz. En el MP fue de 25 cm en La Puntilla, 27 cm en Acuario y 30 cm en Santa Fe.

Relación entre la densidad/biomasa de los peces herbívoros y los factores bióticos y abióticos

Se desestimaron una serie de relaciones debido al valor de la significación estadística (p>0,05) en la correlación de Spearman. Coincidieron en este punto, la cobertura de *Lobophora* spp. Agardh, 1894, y *Halimeda* spp. Lamouroux, 1812, en relación con las cuatro variables de peces herbívoros analizadas. La Tabla 2 muestra todas las relaciones significativas.

En la densidad de Scaridae influyeron 16 factores en total. Los valores positivos del coeficiente de Spearman (rho) muestran que, según aumentó la abundancia de corales, la densidad de Serranidae, la densidad y biomasa de Lutjanidae y la cobertura de los géneros *Microdictyon*, *Udotea* J.V. Lamouroux, 1812, *Caulerpa* J. V. Lamouroux, 1809, *Penicillus* Lamarck, 1813, el nivel efectivo de protección y el relieve, aumentó la densidad de Scaridae. Esta variable también estuvo favorecida en el periodo poco lluvioso. El valor negativo del resto de los factores (cobertura de *Sargassum* spp. C. Agardh, 1820, *Amphiroa* spp. J. V. Lamouroux, 1812, *Galaxaura* spp. J. V. Lamouroux, 1812, *Stypopodium zonale* (J. V. Lamouroux) Papenfuss, 1940 y *Martensia pavonia* (J.

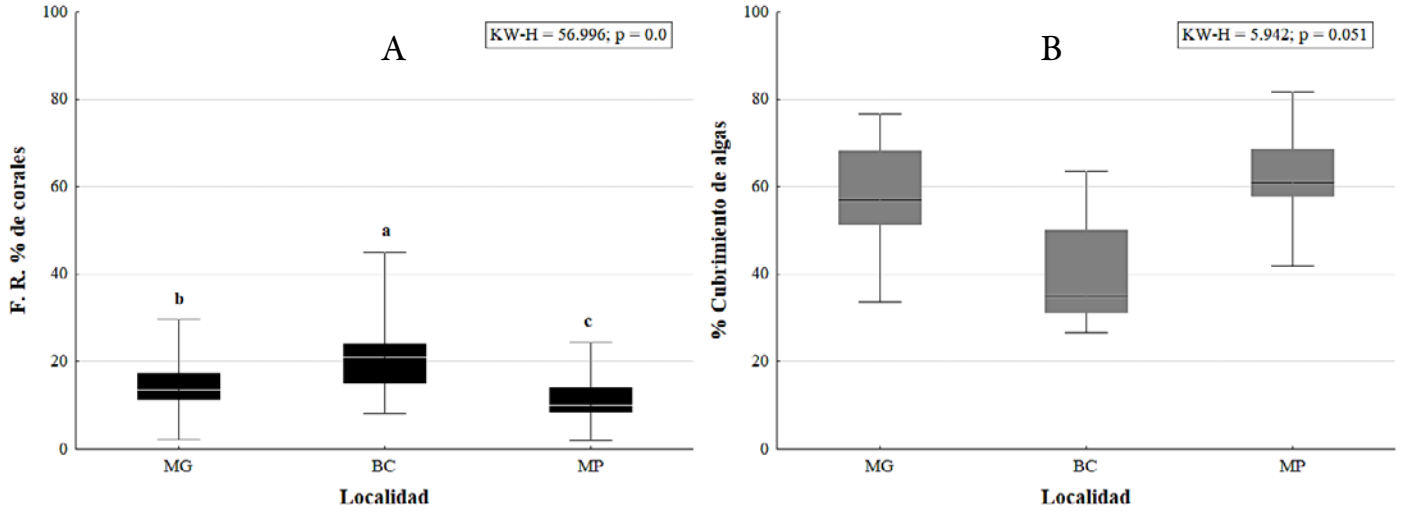

Fig. 4. Abundancia relativa porcentual de corales (A, negro) y cubrimiento de algas (B, gris), mediana, rango intercuartil, mínimo y máximo entre tres localidades del occidente de Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) y Municipio Playa (MP). KW-H: valor del test de Kruskal-Wallis, p: valor de significación estadística. Las letras en minúsculas representan diferencias estadísticas significativas según las comparaciones múltiples de rangos de medias.

Fig. 4. Percent relative abundance of corals (A, black) and algal cover (B, gray), median, interquartile range, minimum and maximum between three localities in western Cuba: María la Gorda (MG), Bahía de Cochinos (BC) and Municipio Playa (MP). KW-H: Kruskal-Wallis test value, p: statistical significance value. Lowercase letters represent significant statistical differences according to multiple comparisons of ranges of means.

Agardh) J. Agardh, 1863), indicó que según aumentan los mismos, la densidad de Scaridae disminuye (Tabla 2). Sobre la densidad de Acanthuridae influyeron significativamente 20 factores en total. Los valores del coeficiente de Spearman resultaron negativos para las variables: abundancia de corales, densidad y biomasa de Lutjanidae, biomasa de Seranidae y la cobertura de *Dictyota* spp., *Microdictyon* spp., *Bryopsis* spp., *Cladocora* spp., *Udotea* spp., *Caulerpa* spp. y *Penicillus* spp., así como el nivel efectivo de protección y el relieve. Por otro lado, los valores del coeficiente de Spearman resultaron positivos para las variables: cobertura de *Jania* spp., *Sargassum* spp., *Amphiroa* spp., *Galaxaura* spp., *Stypopodium* spp., *Martensia* spp. y el año de estudio (Tabla 2).

Con respecto a la biomasa de Scaridae, 17 factores mostraron variación significativa. Se obtuvo que, a medida que incrementó la abundancia de corales, la densidad y biomasa de Lutjanidae, la cobertura de *Dictyota* spp., *Microdictyon* spp., *Cladocora* spp., *Jania* spp., *Udotea* spp., *Caulerpa* spp. y *Penicillus* spp., así como del nivel de protección y del relieve, aumentó la biomasa de Scaridae. Por otro lado, a medida que aumentó la cobertura de *Sargassum* spp., *Amphiroa* spp., *Galaxaura*, *Stypopodium* y *Martensia* spp., disminuyó la biomasa de Scaridae. Por último, con respecto a la biomasa de Acanthuridae, 13 variables resultaron significativas. El coeficiente de Spearman reflejó valores negativos para la abundancia de corales, y la cobertura de *Microdictyon* spp. *Bryopsis* spp., *Cladocora* spp., *Udotea* spp., *Caulerpa* spp. y *Penicillus* spp., así como el nivel de protección, por lo que la biomasa de Acanthuridae disminuyó a medida que estos factores aumentaron. Por otro lado, el coeficiente de Spearman solo reflejó valores positivos para la cobertura de *Sargassum* spp., *Amphiroa* spp., *Stypopodium* spp. y el año de estudio (Tabla 2).

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Spearman (rho), error estándar (EE), valor del estadístico S, significación estadística (p) de las relaciones significativas. Densidad de Scaridae (NS), densidad de Acanthuridae (NA), biomasa de Scaridae (BS) y biomasa de Acanthuridae (BA). *: p<0.05, **: p<0.01, ***: p<0.001, ****: p<1E-15.

Table 2. Spearman correlation coefficient (rho), standard error (EE), S-statistic value, statistical significance (p) of significant relationships. Scaridae density (NS), Acanthuridae density (NA), Scaridae biomass (BS) and Acanthuridae biomass (BA). *: p<0.05, **: p<0.01, ***: p<0.001, ****: p<1E-15.

Variables de peces herbívoros	Factores	rho	EE	S	p	
NS	Abundancia de Corales	0.1892292	0.003544884	2934634	0.001497	**
	Densidad de Serranidae	0.2044191	0.003533875	2121915	0.001101	**
	Densidad de Lutjanidae	0.1721699	0.0035562	2207927	0.006144	**
	Biomasa de Lutjanidae	0.1909055	0.003543713	2157957	0.002338	**
	Microdictyon spp.	0.1853954	0.003547523	1102486	0.008416	**
	Sargassum spp.	-0.3400831	0.003394929	1813668	0.000000	***
	Amphiroa spp.	-0.3890908	0.00332563	1879995	0.000000	***
	Galaxaura spp.	-0.4138226	0.003286489	1913468	0.000000	***
	Stypopodium spp.	-0.2829237	0.003462608	1736309	0.000047	***
	Martensia spp.	-0.4016885	0.003306052	1897045	0.000000	***
	Udotea spp.	0.2844297	0.003461	968453	0.000043	***
	Caulerpa spp.	0.2005262	0.003536781	1082008	0.004314	**
	Penicillus spp.	0.1963121	0.003539861	1087711	0.005221	**
	Nivel de Protección	0.1909258	0.003543698	2928492	0.001354	**
	Estacionalidad	-0.171437	0.003556661	4240086	0.004079	**
	Relieve	0.2232257	0.003519014	2811581	0.000170	***
NA	Abundancia de Corales	-0.3634401	0.00336324	4935053	0.000000	***
	Densidad de Lutjanidae	-0.3413605	0.003393258	3577578	0.000000	***
	Biomasa de Serranidae	-0.2119294	0.003528105	3232368	0.000709	***
	Biomasa de Lutjanidae	-0.4012591	0.003306731	3737335	0.000000	***
	Dictyota spp.	-0.277169	0.003468669	1754448	0.000065	***
	Microdictyon spp.	-0.2997338	0.003444126	1759060	0.000015	***
	Bryopsis spp.	-0.4242266	0.003269155	1927548	0.000000	***
	Cladocora spp.	-0.2098998	0.003529686	1637478	0.002784	**
	Jania spp.	0.1771445	0.003553014	1113653	0.011880	*
	Sargassum spp.	0.6357542	0.002786612	492970	0.000000	****
	Amphiroa spp.	0.507352	0.003110971	666750	0.000000	***
	Galaxaura spp.	0.4895074	0.003148011	690901	0.000000	***
	Stypopodium spp.	0.6321037	0.002797414	497911	0.000000	****
	Martensia spp.	0.4475837	0.003228311	747640	0.000000	***
	Udotea spp.	-0.3007812	0.003442936	1760477	0.000014	***
	Caulerpa spp.	-0.2624251	0.003483583	1708566	0.000168	***
	Penicillus spp.	-0.2761659	0.003469711	1727163	0.000072	***

Variables de peces herbívoros	Factores	rho	EE	S	p	
	Nivel de Protección	-0.6603784	0.002710949	6009839	0.000000	****
	Relieve	-0.6578573	0.002718926	6000714	0.000000	****
	Año	0.2960668	0.003448257	2547928	0.000000	***
BS	Abundancia de Corales	0.3398054	0.003395292	2389614	0.000000	***
	Densidad de Lutjanidae	0.3402516	0.003394709	1759632	0.000000	***
	Biomasa de Lutjanidae	0.3637807	0.00336276	1696877	0.000000	***
	Dictyota spp.	0.1625419	0.0035621	1150417	0.020820	*
	Microdictyon spp.	0.298626	0.00344538	949240	0.000017	***
	Cladocora spp.	0.2092271	0.003530206	1070232	0.002874	**
	Jania spp.	0.1538675	0.003567117	1145156	0.029190	*
	Sargassum spp.	-0.4789433	0.003169119	2001602	0.000000	***
	Amphiroa spp.	-0.4496791	0.003224513	1961996	0.000000	***
	Galaxaura spp.	-0.5456191	0.003025391	2091841	0.000000	****
	Stypopodium spp.	-0.3628185	0.003364115	1844439	0.000000	***
	Martensia spp.	-0.3897565	0.003324614	1880896	0.000000	***
	Udotea spp.	0.2388807	0.003505592	1030099	0.000637	***
	Caulerpa spp.	0.1541278	0.003566971	1144803	0.028920	*
	Penicillus spp.	0.1731847	0.003555557	1119012	0.013950	*
	Nivel de Protección	0.3833847	0.003547523	2231876	0.000000	***
	Relieve	0.395602	0.00332563	2187655	0.000000	***
BA	Abundancia de Corales	-0.1300356	0.003579456	4090232	0.029890	*
	Microdictyon spp.	-0.1849109	0.003547853	1603658	0.008591	**
	Bryopsis spp.	-0.1708463	0.003557031	1584623	0.015310	*
	Cladocora spp.	-0.1461079	0.003571367	1551142	0.038490	*
	*Sargassu*m spp.	0.2704413	0.003475583	987385	0.000103	***
	*Amphiro*a spp.	0.3068161	0.003435989	938155	0.000009	***
	*Stypopodiu*m spp.	0.2466015	0.003498617	1019649	0.000417	***
	Udotea spp.	-0.1556615	0.003566103	1564072	0.027340	*
	Caulerpa spp.	-0.1620521	0.003562391	1572721	0.021540	*
	Penicillus spp.	-0.1578526	0.003564847	1567038	0.025220	*
	Nivel de Protección	-0.2900064	0.003454963	4669256	0.000000	***
	Relieve	-0.2904033	0.003454528	4670692	0.000000	***
	Año	0.2806917	0.003464975	2603579	0.000002	***

DISCUSIÓN

El total de especies de ambas familias de peces herbívoros observadas entre MG, MP y BC es similar (incluso superior) a las observadas en otros estudios en Cuba y el Caribe (Nemeth & Appeldoorn, 2009; Toller *et al*., 2010; Kopp *et al*., 2012, Medina *et al*., 2014). Medina *et al*. (2014) reportaron nueve especies de la familia Scaridae y tres especies de la familia Acanthuridae en los arrecifes de coral de la región sur-central de Cuba; Nemeth y Appeldoorn (2009) observaron 11 especies

en total (tres de Acanthuridae y ocho de Scaridae) en arrecifes de Puerto Rico; Toller *et al*. (2010) señalan nueve especies (tres de Acanthuridae y seis de Scaridae) en los arrecifes Saba Bank de las Antillas Holandesas; Kopp *et al*. (2012) observaron entre seis y diez especies de ambas familias en arrecifes planos de 1 m de profundidad y de seis a nueve especies en la pendiente arrecifal de 10-15 m de profundidad, todos localizados en las islas de Guadalupe, Antillas Menores. La riqueza de especies observada en este estudio para Acanthuridae y Scaridae representa el 82 % de lo reportado para el Caribe (Claro *et al*., 2001; Claro & Robertson, 2010; Froese & Pauly, 2019), lo cual sobresale respecto a los trabajos antes mencionados y nos permite evaluar la comunidad como bien estructurada respecto a este aspecto. Sin embargo, Hernández-Landa *et al*. (2014) observaron 12 especies de Scaridae y tres de Acanthuridae en el sector norte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Este reporte constituye el 88 % de Acanthuridae y Scaridae en el Caribe, incluyendo Florida y Las Bahamas (Claro *et al*., 2001; Claro & Robertson, 2010; Froese & Pauly, 2019).

Los sitios de las AMP con mayor abundancia de corales vivos exhibieron las mayores densidades de Scaridae. El aumento de la densidad y la biomasa de Scaridae con el aumento de la abundancia de corales vivos reafirma los resultados de otros estudios en regiones tropicales, que demuestran cómo la cobertura de coral se relaciona positivamente con el aumento de la biomasa, densidad y altas tasas de pastoreo de los herbívoros (Mumby, 2006; Kopp *et al*., 2012; Hernández-Landa *et al*., 2014).

MG fue la localidad que mostró mejores resultados para los indicadores de densidad y biomasa de Scaridae, incluso se representaron todos los rangos de talla analizados en este estudio. Esto ha sido condicionado por el buen estado de conservación de sus arrecifes coralinos, la elevada complejidad estructural, la poca influencia antrópica y la efectividad del área protegida (Cobián-Rojas *et al*., 2011; 2018).

Con respecto al MP, el sitio que parece estar en mejor estado en cuanto a densidad y biomasa de la familia Scaridae es Santa Fe, lo que pudiera deberse a que se registraron varias asociaciones de individuos juveniles de *Sc. iseri* y *Sp. aurofrenatum* en el periodo lluvioso del 2017. Esto sugiere que en época de lluvia se favorece el reclutamiento de estas especies en Santa Fe. Se ha registrado que, en el periodo lluvioso, en MP dominan también los juveniles de *A. bahianus/A. tractus* (Hernández *et al*., 2006). Aguilar y González-Sansón (1998) también encontraron patrones de incremento de juveniles de varias especies de peces arrecifales entre los meses de abril a julio (desde el inicio del periodo lluvioso). Además, de las siete especies de la familia Scaridae encontradas en MP, cinco están mejor representadas en Santa Fe con respecto al resto de los sitios en esta localidad: *Sparisoma chrysopterum* (Bloch y Schneider, 1801), *Sc. iseri*, *Sc. taeniopterus*, *Sp. aurofrenatum* y *Sp. viride*. Esto puede estar influenciado porque el nivel de contaminación química y orgánica es menor (García-Rodríguez *et al*., 2012), comparado con los sitios más cercanos a la desembocadura del río Almendares (Montalvo *et al*., 2001; Rivas *et al*., 2015; Duran *et al*., 2018). Aunque la contaminación afecta indirectamente la abundancia de peces, a través del daño a la calidad del hábitat (Mumby *et al*., 2014), los peces también se afectan directamente: obstrucción y daños de órganos internos (ya sea por respiración o ingesta de microplásticos o por toxinas), reducción del crecimiento y desarrollo, atresia gonadal, alteración de funciones fisiológicas, del equilibrio iónico, del sistema inmunológico, estrés oxidativo, daño genotóxico, procesos apoptóticos, cambios en el comportamiento y mortalidad (Cabrera *et al*., 2009; Ferrão-Filho & Kozlowsky-Suzuki, 2011; Garcés & Bayona, 2019). En el periodo poco lluvioso se observó un aumento significativo en la densidad de Scaridae. Según Chevalier y Cárdenas (2005), Durán y Claro (2009) y Cobián-Rojas *et al*. (2011), no se han encontrado diferencias significativas en las asociaciones de peces con respecto a la

estacionalidad, en las localidades de estudio. Nuestro resultado pudo deberse a que la mayoría de los muestreos se realizaron en la época poco lluviosa en MG. Esto contribuyó al aumento de la densidad en dicho periodo y es necesario tomarlo en cuenta para homogenizar los muestreos en futuras investigaciones.

Aunque las AMP presentaron mayor abundancia de corales, entre las tres localidades se presentó un dominio de *A. agaricites*, *S. siderea*, *P. astreoides* y *P. porites*, las cuales son especies mejor adaptadas a condiciones naturales desfavorables. Esto las convierte en oportunistas, a excepción de *S. siderea*, la cual ya es una especie consolidada como dominante en el Caribe (Caballero *et al*., 2004; Díaz-Pulido *et al*., 2004; Salazar, 2007), y su predominio trae consigo menor diversidad y complejidad topográfica (Alvarez-Filip *et al*., 2013).

La densidad de Acanthuridae fue menor en los sitios de las AMP, al igual que en otros estudios (Chevalier & Cárdenas, 2005; Duran & Claro, 2009; Cabrera-Guerra *et al*., 2018). Esto puede deberse al desplazamiento o preferencia de estas especies hacia biotopos más someros y menos complejos (Semmens *et al*., 2005; Marschell & Mumby, 2015; Tebbett *et al*., 2022), como la explanada rocosa del litoral del MP. La correlación negativa entre la densidad/biomasa de Acanthuridae y el relieve corrobora esta idea. En este biotopo, las algas cespitosas y filamentosas son muy abundantes (González-Sánchez, 2016) y son de las que las especies de la familia Acanthuridae se alimentan fundamentalmente (Edwards *et al*., 2014; Tebbett *et al*., 2022). Según Caballero *et al*. (2004) y Mumby *et al*. (2014), la elevada radiación ultravioleta a la que las algas están expuestas en el plano rocoso provoca la disminución de metabolitos secundarios, lo cual las vuelve más apetecibles para los peces herbívoros (Cronin & Hay, 1996). Esto pudiera explicar la dominancia de dos de las tres especies de Acanthuridae hallada en el MP, lo cual coincide con estudios anteriores en esta localidad (González-Sansón & Aguilar, 2003; García-Rodríguez *et al*., 2012, Cabrera-Guerra *et al*., 2018).

Además, la densidad y biomasa de Acanthuridae disminuyeron con el aumento de la abundancia de corales vivos. Esto puede estar relacionado con las características del fondo de los sitios de las AMP. El arenal que antecede a la parte superior del veril de MG y BC es en su mayoría desnudo. Por lo que la disponibilidad de alimento de Acanthuridae se reduce a la encontrada en el arrecife. Sin embargo, en otras AMP del sur occidente de Cuba, con características topográficas diferentes, estas especies son más abundantes. En el Parque Nacional Punta Francés, al veril le antecede una pradera de fanerógamas y arena con vegetación, donde las especies de la familia Acanthuridae estuvieron entre las más abundantes (Navarro-Martínez, 2015). Asimismo, de la Guardia *et al*. (2018), en el Parque Nacional Cayos de San Felipe, observaron que Acanthuridae es abundante en los biotopos de cresta, cabezos y arrecife frontal, donde se intercalan fondos blandos cubiertos de algas.

Se observó aumento en la densidad de Acanthuridae correspondiente con el aumento de *Jania spp.*, *Sargassum* spp., *Amphiroa* spp., *Galaxaura* spp., *Stypopodium* spp., y *Martensia* spp., las cuales representan un porcentaje acumulado de cobertura de macroalgas de 2,33 %, 6,27 %, y 46,14 % en MG, BC y MP, respectivamente. Es bastante frecuente la presencia de estos cuatro primeros géneros de algas en los contenidos estomacales de la familia Acanthuridae (Randall, 1967), lo que sugiere un control de abajo hacia arriba de acuerdo con la disponibilidad de alimento. Sin embargo, la correlación positiva con los restantes géneros (*Stypopodium* spp. y *Martensia* spp.) no se debe a un control de abajo hacia arriba, ya que, por ejemplo, *Stypopodium* presenta alelopatía con actividad ictiotóxica (Budzałek *et al*., 2021). Por tanto, el valor observado pudiera estar más influenciado por las características del sustrato (como se discutió con anterioridad), que por la presencia específica de estos dos géneros.

Por otro lado, disminuyó la densidad/biomasa de Acanthuridae con el aumento de la cobertura de *Bryopsis*

spp., *Caulerpa* spp., *Cladocora* spp., *Microdictyon* spp., *Penicillus* spp. y *Udotea* spp., las cuales fueron más abundantes en MG (19,27 % de la cobertura de macroalgas) y BC (18,21 % de la cobertura de macroalgas) que en MP (no se encontraron estos géneros en MP durante los muestreos). Estas algas son menos apetecibles para los herbívoros (Randall, 1967) cuanto mayor es su biomasa, pues aumenta la producción de sus metabolitos alelopáticos (Sabry *et al*., 2016; Budzałek *et al*., 2021). Además, la densidad de Acanthuridae se vio afectada negativamente por la presencia de *Dictyota* spp., género que también fue más abundante en MG (42,30 % de la cobertura de macroalgas) y BC (23,22 % de la cobertura de macroalgas) que en MP (18,88 % de la cobertura de macroalgas). Las especies de este género suelen aparecer en los contenidos estomacales de la familia Acanthuridae (Randall, 1967), lo que corrobora la idea de que las características del fondo pudieran ser un factor con más peso al tratar de predecir los patrones de dispersión de las especies de Acanthuridae que lo que pudiera ser, por ejemplo, la abundancia de un género de alga en particular. Se ha demostrado que algunas especies de peces arrecifales presentan fuerte asociación con biotopos particulares, por ejemplo, la familia Acanthuridae suele preferir biotopos poco profundos con alta energía de movimiento de agua y rocoso (similar a la parte superior del veril, donde se registraron los datos de MP) (Grigg, 1994; McGehee, 1994; Nuñez-Lara & Arias-González, 1998). En el área del norte de La Habana, trabajos anteriores (Aguilar y González-Sansón, 2000; 2002; González-Sansón y Aguilar, 2002; 2003) también demostraron alta afinidad de algunas especies (entre las que se encuentra *Acanthurus tractus*) con el biotopo. Por su parte, la densidad/biomasa de Scaridae disminuyó según el aumento de la cobertura de *Amphiroa* spp., *Galaxaura* spp., *Martensia* spp., *Sargassum* spp., y *Stypopodium* spp. Estos géneros de algas no suelen encontrarse en los contenidos estomacales de la familia Scaridae (hay registros de *Amphiroa* spp. en estómagos de *Scarus guacamaia* Cuvier, 1829, pero no fue una especie común en el estudio, ver Tabla 1) (Randall, 1967). Cabrera-Guerra *et al*. (2021), también registraron correlaciones negativas entre la cobertura de *Sargassum* y *Stypopodium* con respecto a la densidad e intensidad de pastoreo de la familia Scaridae.

La densidad/biomasa de Scaridae fue mayor según aumentó la cobertura de *Caulerpa* spp., *Microdictyon* spp., *Penicillus* spp. y *Udotea* spp., además la biomasa también aumentó con el incremento de la cobertura de *Cladocora* spp., *Dictyota* spp. y *Jania* spp. Ninguno de estos géneros aparecen con frecuencia en los contenidos estomacales de la familia Scaridae (Randall, 1967), pero al ser estos géneros más comunes (hasta dominantes en algunos casos) en las AMP analizadas (las cuales representan un porcentaje acumulado de cobertura de macroalgas de 57,62 % en MG y 47,45 % en BC) que en MP (21,51 % de la cobertura de macroalgas), se explican mejor estas correlaciones positivas.

La densidad de Acanthuridae disminuyó con el aumento de la densidad/biomasa de Lutjanidae y la biomasa de Serranidae. Por otra parte, la densidad/biomasa de Scaridae aumentó según la densidad/biomasa de Lutjanidae, y la densidad de Scaridae aumentó con el incremento de la densidad de Serranidae. De las tres localidades estudiadas, Lutjanidae resaltó significativamente en las AMP, sobre todo en MG. Reportar peces carnívoros de tallas grandes, superiores a los 35-40 cm, dentro de AMP, resulta un buen indicador para las mismas (Mumby *et al*., 2014; Abelson *et al*., 2016). Dado que varias especies de la familia Lutjanidae incluyen a juveniles de peces herbívoros en su dieta (Randall, 1967; Claro *et al*., 2001), pudiera ser un factor limitante para estos en los sitios estudiados de MG. Las proporciones de tallas registradas de Serranidae en las tres localidades evidencia una disminución persistente de estas especies, hallada por varios autores, al menos en el occidente cubano (Lara *et al*., 2013; Pina-Amargós *et al*., 2014; Baisre, 2018). Incluso más del 70 % de Serranidae correspondió a especies del género *Cephalopholis* en las tres localidades de estudio.

La correlación positiva entre el nivel efectivo de protección, y la biomasa y la densidad de Scaridae, nos confirma la importancia que tienen las AMP en la conservación de las poblaciones de estas especies (Cobián-Rojas, 2010). Otros estudios del Caribe muestran cómo la sobrepesca, el desarrollo costero y turístico contribuyen al deterioro de las relaciones tróficas entre los peces del arrecife, la diversidad y cobertura coralina (Kopp *et al*., 2012; Edwards *et al*., 2014; Oakley-Cogan *et al*., 2020). Ocurre lo contrario con la densidad y la biomasa de Acanthuridae, en estos últimos dos casos pudiéramos estar presenciando la sinergia de varios factores que favorecen a los peces de esta familia en MP sobre las AMP: la presión de pesca ejercida en MP sobre las especies depredadoras naturales, las características del relieve y la composición de la cobertura de macroalgas, aspectos que se discutieron con anterioridad.

Consideraciones generales

El reiterado reflejo de la presión de pesca observado en este trabajo es un llamado de atención a reforzar el manejo de las zonas costeras. Aunque la sobrepesca es un término impreciso, se usa para identificar una situación extrema al degradarse notablemente poblaciones de especies, como los herbívoros y carnívoros, y alterar el equilibrio del ecosistema. Esta amenaza no solo incluye la disminución de poblaciones de peces, sino que influye a largo plazo en la integridad genética de las mismas. Una alternativa puede ser expandir AMP hacia zonas ampliamente afectadas, implementar la restauración asistida y recuperar los servicios de los ecosistemas degradados. En el MP, específicamente, es aconsejable educar a la comunidad de todas las edades sobre la importancia de proteger el arrecife y sus especies clave.

Finalmente, el presente estudio ha contribuido al conocimiento de la influencia de múltiples factores asociados a la densidad/biomasa de Acanthuridae y Scaridae, lo cual muestra la condición actual de estas especies. El análisis de dichos resultados nos sugiere que la familia Scaridae se favorece en las condiciones que se producen en arrecifes mejor conservados. La baja densidad y biomasa de Scaridae, registrada en algunos sitios, está fuertemente relacionada con los arrecifes más degradados. Por el contrario, la familia Acanthuridae destaca más en hábitats menos complejos y con mayor disponibilidad de alimento como la costa del municipio Playa.

Declaraciones

Financiamiento

El presente estudio ha sido financiado por el proyecto ¨Dinámica de comunidades bénticas de arrecifes de coral sometidos a diferente grado de severidad ambiental¨, programa ¨Biodiversidad y conservación¨ de la Agencia de Medio Ambiente.

Conflicto de intereses

Los autores no tienen conflicto de intereses financieros o no financieros que declarar que sean relevantes para el contenido del manuscrito.

Comportamiento ético

Los autores han seguido todas las recomendaciones aplicables tanto internacionales, nacionales como institucionales relacionadas con el uso y manejo de animales para la investigación. Durante los muestreos no hubo manipulación directa invasiva sobre los animales de la investigación.

Permisos de muestreo y otros permisos

Dado que se trabajó en dos áreas protegidas, los autores han recibido de las autoridades pertinentes los permisos necesarios para realizar los muestreos.

Contribución de autores

Conceptualización, DCG, DCR y PCM; Metodología, DCG, DCR y RCW; Software, DCG, PCM y VMF; Validación, DCG, DCR, PCM y VMF; Análisis formal, DCG, PCM y VMF; Clasificación taxonómica, DCG, YAS y VMF; Curación de datos, YAS, VMF y RCW; Escritura - Original" Preparación

del borrador, DCG; Escritura - Revisión y edición, DCG, DCR y VMF; Edición de figuras y tablas, DCG y VMF.

Referencias

Abelson, A., Nelson, P.A., Edgar, G.J., Shashar, N., Reed, D.C., Belmaker, J., Gaines, S.D. (2016). Expanding marine protected areas to include degraded coral reefs. *Conserv. Biol., 30* (6), 1182-1191.

Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). (2001). *The AGRRA Rapid Assessment Protocol. Atlantic and gulf Rapid Reef Assessment methodology*. http://coral.aoml.noaa.gov/agra/methodhome.htm (última actualización: junio 25, 2001).

Aguilar, C., González-Sansón, G. (1998). Variación estacional de la abundancia de juveniles de peces en una zona del sublitoral rocoso de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar., 19* (1), 38-45.

Aguilar, C., González-Sansón, G. (2000). Influencia de la contaminación de la bahía de la Habana sobre las asociaciones de peces costeros: I. Abundancia y diversidad. *Rev. Invest. Mar., 21*(1-3): 60-70.

Aguilar, C., González-Sansón, G. (2002). Ecología de la ictiofauna costera en la zona adyacente a la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba): I. Distribución espacial de la abundancia y la diversidad. *Rev. Invest. Mar., 23* (1), 3-14.

Aguilar, C., González-Sansón, G. (2007). Composición de la ictiofauna costera de Ciudad de La Habana y evaluación preliminar de los factores que la determinan. *Rev. Invest. Mar., 28* (1), 43-56.

Alvarez-Filip, L., Carricart-Ganivet, J.P., Horta-Puga, G., Iglesias-Prieto, R. (2013). Shifts in coral assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Sci. Rep.*, *3*, 3486.

Arias-González, J.E., Fung, T., Seymour, R.M., Garza-Pérez, J.R., Acosta-González, G., Bozec, Y-M., Jhonson, C. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE, 12*(4), e0174855.

Baisre, J. (2018). An overview of Cuban commercial marine fisheries: the last 80 years. *Bull Mar Sci., 94* (2), 359-375.

Bohnsack, J.A., Harper, D.E. (1988). *Length-Weight Relationships of Selected Marine Fishes from the United States and the Caribbean*. NOAA Tech. Memo., NMFSSEFC-215.

Brock, V.E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fishes populations. *J. Wildl. Manage., 18*(3), 297-308.

Bruggemann, J.H. (1995). *Parrotfish grazing on coral reefs: a trophic novelty*. Dissertation. Rijksuniversiteit, Groningen, the Netherlands.

Budd, A., Hironobu, F. Smith, N. Knowlton, N. (2012). Taxonomic classification of the reef coral family Mussidae (Cnidaria: Anthozoa: Scleractinia). *Zoo. L. Jour. Linn. Soc.*, *166*, 465-529.

Budzałek, G., Śliwińska-Wilczewska, S., Wiśniewska, K., Wochna, A., Bubak, I., Latała, A., Wiktor, J. M. (2021). Macroalgal defense against competitors and herbivores. *Int. J. Mol. Sci., 22* (15), 7865.

Burkepile, D.E. (2012). Context-dependent corallivory by parrotfishes in a Caribbean reef ecosystem. *Coral Reefs, 31* (1), 111-120.

Caballero, H., González-Ferrer, S., Cobián, D., Álvarez, S., Alcolado-Prieto, P. (2007). Evaluación AGRRA del bentos en diez sitios de buceo de "María la Gorda", Bahía de Corrientes, Cuba. *Rev. Invest. Mar., 28*(2), 131-138.

Caballero, H., Varona G., García Y. (2004). Estructura ecológica de las comunidades de corales de la costa oriental de la Bahía de Cochinos, *Cuba. Rev. Invest. Mar., 25* (1), 23-36.

Cabrera-Guerra, D., Chevalier, P.P., Macías, V., Cobián-Rojas, D. (2021). Relación de la densidad e intensidad de pastoreo de los peces herbívoros (Scaridae y Acanthuridae) con las macroalgas en el occidente de Cuba. *Novit. Caribaea*, *18*, 63-77.

Cabrera-Guerra, D., Chevalier-Monteagudo, P., Cobián-Rojas, D., Corrada, R., Fernández, R., Caballero, H., Campos, K. (2018). Variación espacio-temporal de los peces herbívoros (Acanthuridae y Scaridae) en dos localidades arrecifales de Cuba con diferentes niveles de conservación. *Rev. Invest. Mar., 38*, 67-82.

Cabrera, Y. Aguilar, C., González-Sansón, G., Antonelli, F. (2009). La atresia en *Stegastes partitus* (Poey, 1868) (Actinopterygii: Pomacentridae) como indicador de impacto ambiental. *Rev. Invest. Mar., 30*(2), 107-115.

Castellanos, J., Robainas, A., Casane, D., Chevalier, P., Pina, F., García, E. (2012). The surgeonfish, *Acanthurus bahianus*, has crossed the Amazon-Orinoco outflow barrier. *Mar. Biol., 159*, 1561-1565.

Catano, L.B., Rojas, M.C., Malossi, R.J., Peters, J.R., Heithaus, M.R., Fourqurean, J.W., Burkepile, D.E. (2016). Reefscapes of fear: predation risk and reef hetero-geneity interact to shape herbivore foraging behaviour. *J Anim Ecol, 85* (1), 146-156.

Centro Nacional de Áreas Protegidas (CNAP) (2017). *Plan de Manejo 2018-2022. Elemento Natural Destacado "Sistema Espeleolacustre de Zapata"*. Ministerio de Ciencias, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba.

Chevalier, P., Cárdenas, A. (2005). Variación espacial y temporal de las asociaciones de peces en arrecifes costeros de la costa oriental de la Bahía de Cochinos. I: Abundancia y diversidad. *Rev. Invest. Mar., 26* (1), 45-57.

Claro, R., Cantelar-Ramos, K., Pina-Amargós, F., García-Arteaga, J.P. (2000). *Biodiversidad y manejo de la ictiofauna marina del Archipiélago Sabana-Camagüey.* La Habana, Cuba, Informe de proyecto, Instituto de Oceanología.

Claro, R., Cantelar, K. (2003). Rapid assessment of coral communities of María la Gorda, southeastern Ensenada de Corrientes, Cuba (part 2: reef fishes). *Atoll. Res. Bull., 496*, 278-293.

Claro, R., Lindeman, K., Parenti, L. (2001). *Ecology of the marine fishes of Cuba*. Washington, D. C., EE.UU. Smithsonian Institution Press.

Claro, R. y Robertson, D.R. (2010). *Los peces de Cuba*. (CD-ROM). Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana.

Cobián-Rojas, D., (2010). *Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes.* (Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura con mención en Ecología Marina), Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, Cuba.

Cobián-Rojas, D., Claro, R., Chevalier, P., Perera, S., Caballero, H. (2011). Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *REVMAR, 3*, 153-169.

Cobián-Rojas, D., Schmitter-Soto, J.J., Aguilar-Perera, A., Aguilar Betancourt, C.M., Ruiz-Zárate, M.Á., González Sansón, G., de la Guardia, E. (2018). Diversidad de las comunidades de peces en dos áreas marinas protegidas del Caribe y su relación con el pez león. *Rev. Biol. Trop., 66* (1), 189-203.

Cronin, G., Hay, M.E. (1996). Susceptibility to herbivores depends on recent history of both the plant and animal. *Ecology, 77*, 1531-1543.

de la Guardia, E., Cobián-Rojas, D., Martínez-Daranas, B., González-Díaz, P., Perera-Valderrama, S. (2018). Componentes más comunes de la flora y la fauna marina del Parque Nacional Cayos de San Felipe. *Rev. Invest. Mar., 38* (1), 21-43.

Den Haan, J., Huisman, J., Dekker, F., ten Brinke, J.L., Ford, A.K., van Ooijen, J., van Duyl, F.C., Vermeij, M., Visser, P.M. (2013). Fast detection of nutrient limitation in macroalgae and seagrass with nutrient-induced fuorescence. *PLoS One, 8* (7), e68834.

Díaz-Pulido, G., Sanchez, J.A., Zea, Z., Diaz, J.M., Garzon-Ferreira, J. (2004). Esquema de distribución espacial de la comunidad bentónica de Arrecifes Coralinos Continentales y Oceánicos del Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colom. Cienc., 28* (108), 337-347.

Duran, A., Claro, R. (2009). Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Rev. Biol. Trop., 57* (3), 687-697.

Duran, A., Shantz, A.A., Burkepile, D.E., Collado-Vides, L., Ferrer, V.M., Palma, L., Ramos, A., González-Díaz, P. (2018). Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs of Havana, Cuba. *Bull. Mar. Sci., 94* (2), 213-228.

Edwards, C., Friedlander A., Green A., Hardt M., Sala E., Sweatman H., Williams I., Zgliczynski B., Sandin A., Smith, J. (2014). Global assessment of the status of coral

reef herbivorous fishes: evidence for fishing effects. *Proc. R. Soc., 281* (1774).

Effenberger, M., Diehl, S., Gerth, M., Matthaei, C.D. (2011). Patchy bed disturbance and fish predation independently influence the distribution of stream invertebrates and algae. *J. Anim. Ecol.*, *80*, 603-614.

Feinsinger, P. (2012). Lo que es, lo que podría ser y el análisis e interpretación de los datos de un estudio de campo. *Ecol. Boliv., 47* (1), 1-6.

Ferrari, R., Gonzalez-Rivero, M., Ortiz, J.C., Mumby, P.J. (2012). Interaction of herbivory and seasonality on the dynamics of Caribbean macroalgae. *Coral Reefs*. DOI: 10.1007/s00338-012-0889-9.

Ferrão-Filho, A.S., Kozlowsky-Suzuki, B. (2011). Cyanotoxins: Bioaccumulation and Effects on Aquatic Animals. *Mar. Drugs, 9*, 2729-2772.

Ferreira, C.E., Gonçalves, J.E. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *J. Fish Biol., 69* (5), 1533-1551.

Froese, R., Pauly. D. (2019). *FishBase*. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 06/2017.

Garcés, O., Bayona, M.R. (2019). Impactos de la contaminación por basura marina en el ecosistema de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Rev. Cienc. Mar. Cost.*, *11*(2), 134-154.

García-Rodríguez, A., Lara, A., González, N. (2012). Evaluación de las asociaciones de peces arrecifales en el oeste del litoral de La Habana, zona noroccidental de Cuba. *Serie Oceanol.*, *11*, 77-90.

García-Arteaga, J.P., Claro, R.m Valle, S. (1997). Length-weight relationships of Cuban marine fishes. *Naga, the ICLARM Quarterly*. 20 (1), 38-43.

González-Ferrer, S., Marcos, Z., Cantelar, K., Hernández-Zanuy, A., Martínez-Daranas, B., Valle, R., Abreu, M., Espinosa, J. (2004). Corales y organismos asociados en aguas cubanas. En S. González-Ferrer (ed.), *Corales pétreos, jardines sumergidos de Cuba* (pp. 127-229). España: Editorial Academia.

González-Sánchez, P. (2016). *Variaciones temporales de las comunidades de macroalgas en el sublitoral rocoso somero del municipio Playa, Cuba*. (Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Ecología Marina).

González-Sansón, G., Aguilar, C. (2002). Ecología de la ictiofauna costera en la zona adyacente a la desembocadura del río Almendares (La Habana, Cuba). 2. Análisis Multidimencional. *Rev. Invest. Mar. 23*(1), 15-25.

González-Sansón, G., Aguilar, C. (2003). Variaciones espaciales y temporales en la abundancia de las especies dominantes de peces de arrecife de coral en la costa de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar., 24* (2), 99-110.

Grigg, R.W. (1994). Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. *Mar Ecol Prog Ser., 103*, 25-34.

Hernández-Delgado, E.A., Alicea-Rodríguez, L., Toledo, C.G., Sabat, A.M. (2000). Baseline characterization of coral reefs and fish communities within the proposed Marine Fishery Reserve of Culebra Island, Puerto Rico. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, 51*, 537-556.

Hernández, I., Aguilar, C., González-Sansón, G. (2006). Variación estacional de la abundancia de especies de peces seleccionadas en el sublitoral rocoso de Ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar. 27*(1), 61-68.

Hernández-Landa, R.C., Acosta-González, G., Núñez-Lara, E., Arias-González, J.E. (2014). Spatial distribution of surgeonfish and parrotfish in the north sector of the Mesoamerican Barrier Reef System. *Mar. Ecol., 36* (3), 432-446.

Hernández-Zanuy, A.C. (2015). *Protocolos para el monitoreo integral del ecosistema arrecife de coral en Cuba*. Proyecto Cambio Climático y Biodiversidad en Ecosistemas Frágiles de Cuba (CCamBio). Instituto de Oceanología. La Habana, Cuba.

Human, P., DeLoach, N. (2014). *Reef fish identification. Florida, Caribbean, Bahamas*. (4th, Ed): New World Publications, Inc, Florida, Estados Unidos.

Kopp, D., Bouchon-Navaro, Y., Louis, M., Legendre, P., Bouchon, C. (2012). Spatial and Temporal Variation

in a Caribbean Herbivorous Fish Assemblage. *J. Coast. Res., 28*, 63-72.

Lara, A., Claro, R., García-Arteaga, J.P., García-Rodríguez, A. (2013). Golfo de Batabanó. En: R. Claro (ed.), *Una línea base para el monitoreo de los peces arrecifales en Cuba*. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba. ISBN 978-959-298-032-7.

Littler, M.M., Littler D.S. (1984). Relationships between macoalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol, 74* (1), 13-34. https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90035-2.

Luna-Ortega, I., de la Cruz, F. (2017). Ensambles de macroalgas sobre superficies muertas de corales escleractíneos (Anthozoa: Scleractinea) en el arrecife Oro Verde, Veracruz, México. *Oceánides, 32*(1), 11-23.

Marschell, A., Mumby, P. (2015). The role of surgeonfish (Acanthuridae) in maintaining algal turf biomass on coral reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*, *473*, 152-160.

McGehee, M.A. (1994). Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 105*, 243-255.

Medina, A.E., Pérez, J.B., Salvat-Torres, H.M., Salvat, M. (2014). Diversidad de peces en los arrecifes de coral de la costa sur-central de Cuba. *Rev. Mar. Cost. 6*: 91-101.

Montalvo, J.F., Cano, M., Díaz, J., Pérez, R., Esponda, S.C., César, M.E., Rendón, J. (2001). *Nutrientes en la zona litoral entre los ríos Quibú y Jaimanitas, Ciudad de La Habana, Cuba*. VII Taller Contribución a la educación y la protección ambientales, Cátedra de Medio Ambiente. Instituto Superior de Ciencias y Tecnologías Nucleares. CITMA, 2, 12-17.

Mumby P.J. (2006). The impact of exploting grazers (Scaridae) on the dynamics of Caribbean coral reefs. *Ecol Appl*., *16* (2), 747-769.

Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Kappel, C.V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., Holmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch, K., Box, S., Stoffle, R.W., Gill, A.B. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science, 311*, 98-101.

Mumby, P.J., Flower, J., Chollett, I., Stephen, J.B., Yves-Marie, B., Fitzsimmons, C, Williams, S. M. (2014). *Hacia la resiliencia del arrecife y medios de vida sustentables: Un manual para los administradores de arrecifes de coral del Caribe*. Exeter: University of Exeter.

Navarro-Martínez, Z. (2015). *Ictiofauna arrecifal de Punta Francés, Cuba: estructura y estado de conservación en el periodo de 2011-2014*. (Tesis presentada en opción al título académico de Máster en Biología Marina y Acuicultura con mención en Ecología Marina), Centro de Investigaciones Marina, Universidad de la Habana, Cuba.

Nelson, J.S., Grande, T.C., Wilson, M.V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.

Nemeth, M., Appeldoorn, R. (2009). The distribution of herbivorous coral reef fishes within fore-reef habitats: the role of depth, light and rugosity. *Caribb. J. Sci., 45* (2), 247-253.

Nugraha, W.A., Newman, S.P., Mill, A.C., Polunin, N.V.C. (2017). Caribbean parrotfish density and size inside and outside marine protected area. *AACL Bioflux 10*(5), 1257-1265.

Nuñez-Lara, E., Arias-González, E. (1998). The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *J. Fish Biol. 53*(s A), 209-221.

Oakley-Cogan, A., Tebbett, S.B., Bellwood, D.R. (2020). Habitat zonation on coral reefs: Structural complexity, nutritional resources and herbivorous fish distributions. *PloS One, 15* (6), e0233498.

Paddock, M., Cowen, R. (2006). Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral-cover reefs. *Coral Reefs, 25*, 461-472.

Perera-Valderrama, S., Hernández-Arana, H., Ruiz-Zárate M.Á., Alcolado, P.M., Caballero-Aragón, H., González-Cano, J., de la Guardia-Llansó, E. (2017). Temporal dynamic of reef benthic communities in two marine protected areas in the Caribbean. *J. Sea Res., 128*, 15-24. https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.007.

Pina-Amargós, F., Figueredo-Martin, T. Rossi N.A. (2021). The Ecology of Cuba's Jardines de la Reina: A review. *Rev. Invest. Mar., 41*(1), 2-42.

Pina-Amargós, F., Salvat, H., Cobián-Rojas, D., Espinosa, L., Chevalier, P. (2014). *Programa de arrecifes coralinos. Peces*. En A. Hernández -Ávila (Ed.), Estado actual de la biodiversidad marino-costera, en la región de los archipiélagos del Sur de Cuba (pp. 34-50). Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba: Impresos Dominicanos s.r.l.

R Core Team (2014). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Randall, J.E. (1967). *Food habits of reef fishes of the West Indies*. (Vol. 5, pp. 665-847) Coral Gables: Institute of Marine Sciences, University of Miami.

Rasher, D.B., Stout, E.P., Engel, S., Kubanek, J., Hay, M.E. (2011). Macroalgal terpenes function as allelopathic agents against reef corals. *Proc. Natl. Acad. Sci., 108*(43), 17726-17731.

Rivas, L., Alcaide, J.F., Salazar, H. Valdés, M.G. (2015). Situación ambiental de la playa La Puntilla, Santa Fe, La Habana, Cuba. *Serie Oceanol.,* (14), 1-17.

Sabry, O., Goeger, D., Gerwick, W. (2016). Bioactive new metabolites from the green alga *Udotea orientalis* growing on the Gorgonian coral *Pseudopterogorgia rigida*. *Nat. Prod. Res, 31* (11).

Salazar, D. (2007). Distribución, abundancia, est*ructura de tallas y estado de salud de Siderastrea sidérea (Ellis y Solander, 1786) (Scleractinia: Siderastreidea) en el área marina protegida (AMP) "Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo" (PNNCRSB).* (Tesis presentada en opción del Grado Científico de Doctor en Ciencias), Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Ciencias Naturales, Departamento de Biología, Programa de Biología Marina, Bogotá, Colombia.

Santoso, P., Setiawan, F., Subhan, B., Arafat, D., Bengen, D.G., Iqbal, L.M., Humphries, A.T., Madduppa, H. (2022). Influence of coral reef rugosity on fish communities in marine reserves around Lombok Island, Indonesia. *Environ. Biol. Fish. 105*, 105-117.

Semmens B., Brumbbaugh, D., Drew, J. (2005). Interpreting space use and behavior of blue tang, *Acanthurus coeruleus*, in the context of habitat, density, and intraspecific interactions. *Springer, 74*, 99-107.

StatSoft, Inc. (2007). *STATISTICA* (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.

Steneck, R.S, Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos, 69,* 476-498.

Tebbett, S., Siqueira, A., Bellwood, D. (2022). The functional roles of surgeonfishes on coral reefs: past, present and future. *Rev. Fish Biol. and Fish.*, 1-53.

Toller, W., Debrot, A.O., Vermeij, M.J., Hoetjes, P.C. (2010). Reef fishes of Saba Bank, Netherlands Antilles: assemblage structure across a gradient of habitat types. *Plos One. 5*(5), e9207.

Tolimieri, N., Sale, P.F., Nemeth, R.S., Gestring, K.B. (1998). Replenishment of populations of Caribbean reef fishes: are spatial patterns of recruitment consistent through time? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 230*, 55-71.

van Rooij, J.M., Bruggemann, J.H., Videler, J.J., Breeman, A.M. (1995). Ontogenic, social, spatial and seasonal variations in condition of the reef herbivore *Sparisoma viride*. *Mar Biol. 123*, 269-275.

WoRMS Editorial Board (2023). *World Register of Marine Species.* Available from https://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2023-03-12. doi:10.14284/170.

Como citar este artículo

Macías-Flores, V., Cabrera-Guerra, D., Cobián-Rojas, D., Chevalier-Monteagudo, P.P., Alfonso-Sánchez, Y., Corrada-Wong, R.I. (2024). Relación de Acanthuridae y Scaridae con factores bióticos y abióticos en el occidente de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, *44*(1), 141-165.

Anexos

Anexo 1. Abundancia relativa porcentual de las especies de peces carnívoros en las tres localidades de estudio. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: especie dominante, AI: especie de abundancia intermedia, R: especie rara, N: especie no detectada. Se siguió el criterio taxonómico empleado por WoRMS (2023).

Annex 1. Percent relative abundance of carnivorous fish species in the three study localities. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: dominant species, AI: species of intermediate abundance, R: rare species, N: species not detected. It was followed the taxonomic criteria used by WoRMS (2023).

Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
Eupercaria	Familia Lutjanidae			
incertae sedis	*Lutjanus analis* (Cuvier, 1828)	2.17/AI	6.64/AI	0.56/R
	Lutjanus apodus (Walbaum, 1792)	17.56/D	15.03/D	2.56/AI
	Lutjanus buccanella (Cuvier, 1828)	7.94/AI	0/N	0/N
	Lutjanus cyanopterus (Cuvier, 1828)	1.66/AI	1.74/AI	0/N
	Lutjanus jocu (Bloch y Schneider, 1801)	8.97/AI	0/N	0/N
	Lutjanus mahogoni (Cuvier, 1828)	19.61/D	4.89/AI	0/N
	Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758)	0.25/R	0.69/R	32.7/D
	Familia Serranidae			
	Cephalopholis cruentata (Lacepéde,1802)	37.05/D	58.39/D	8.83/AI
	Cephalopholis fulva (Linnaeus, 1758)	0.89/R	12.23/D	54.41/D
	Epinephelus guttatus (Linnaeus, 1758)	0/N	0.34/R	0/N
	Epinephelus striatus (Bloch, 1792)	0/N	0/N	0.85/R
	Mycteroperca bonaci (Poey, 1860)	0.89/R	0/N	0/N
	Mycteroperca interstitialis (Poey, 1860)	0.25/R	0/N	0/N
	Mycteroperca tigris (Valenciennes, 1833)	2.05/AI	0/N	0/N
	Mycteroperca venenosa (Linnaeus, 1758)	0.64/R	0/N	0/N

Anexo 2. Abundancia relativa porcentual de las especies de corales en las tres localidades de estudio. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: especie dominante, AI: especie de abundancia intermedia, R: especie rara, N: especie no detectada. Se siguió el criterio taxonómico empleado por WoRMS (2023).

Annex 2. Percent relative abundance of coral species in the three study localities. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: dominant species, AI: species of intermediate abundance, R: rare species, N: species not detected. It was followed the taxonomic criteria used by WoRMS (2023).

Clase/ Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
Clase Anthozoa	Familia Acroporidae			
Orden Scleractinia	*Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816)	0.18/R	0.42/R	0/N
	Familia Agaricidae			
	Agaricia agaricites (Linnaeus, 1758)	37.63/D	13.7/D	14.69/D
	Agaricia lamarcki M. Edwards y Haime, 1851	0.64/R	0/N	0/N
	Hellioseris cucullata (Ellis y Solander, 1786)	0.27/R	0/N	0.07/R
	Familia Astrocoeniidae			
	Stephanocoenia intersepta (Lamarck, 1816)	10.42/D	4.28/AI	3.37/AI
	Familia Faviidae			
	Colpophyllia natans (Houttuyn, 1772)	0.09/R	0.64/R	0/N
	Diploria labyrinthiformis (Linnaeus, 1758)	0.36/R	0.85/R	1.01/AI
	Isophyllastrea rigida (Dana, 1846)	0/N	0/N	0.07/R
	Manicina areolata (Linnaeus, 1758)	0/N	0.64/R	0/N
	Mussa angulosa (Pallas, 1766)	0.09/R	0/N	0/N
	Mycetophyllia aliciae Wells, 1973	0.18/R	0/N	0/N
	Mycetophyllia lamarckiana M. Edwards y Haime, 1848	0.09/R	1.92/AI	0/N
	Pseudodiploria clivosa (Ellis y Solander, 1786)	0/N	0.21/R	0.11/R
	Pseudodiploria strigosa (Dana, 1846)	0.09/R	0/N	3.18/AI
	Familia Merulinidae			
	Orbicella annularis (Ellis y Solander, 1786)	2.21/AI	13.06/D	1.08/AI
	Orbicella faveolata (Ellis y Solander, 1786)	5.44/AI	9.63/AI	2.36/AI
	Orbicella franksi (Gregory, 1895)	1.19/AI	0/N	0/N
	Familia Meandrinidae			
	Dichocoenia stokesi M. Edwards y Haime, 1849	0.36/R	0.42/R	1.61/AI
	Eusmilia fastigiata (Pallas, 1766)	0.46/R	0/N	0.89/R
	Meandrina meandrites (Linnaeus, 1758)	0.36/R	1.07/AI	1.87/AI
	Familia Montastraeidae			
	Montastraea cavernosa Linnaeus, 1767	1.01/AI	1.92/AI	4.76/AI
	Familia Pocilloporidae			
	Madracis decactis (Lyman, 1859)	0.73/R	0.42/R	0.14/R
	Madracis myriaster (Milne Edwards y Haime, 1850)	0/N	0.85/R	0/N
	Familia Poritidae			
	Porites astreoides Lamarck, 1816	14.57/D	20.98/D	2.32/AI

Clase/ Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
	Porites porites (Pallas, 1766)	1.75/AI	1.49/AI	10.38/D
	Porites furcata (Lamarck, 1816)	4.7/AI	13.49/D	1.19/AI
	Porites divaricata Le Sueur, 1820	0.09/R	0/N	0/N
	Familia Siderastreidae			
	Siderastrea radians (Pallas, 1766)	0.09/R	0/N	0.03/R
	Siderastrea siderea (Ellis y Solander, 1786)	15.77/D	12.22/D	45.57/D
Clase Hydrozoa	Familia Milleporidae			
Orden Anthoathecata	*Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758	1.1/AI	1.71/AI	5.02/AI
	Millepora complanata Lamarck, 1816	0/N	0/N	0.18/R

Anexo 3. Abundancia relativa porcentual de los géneros y especies de algas en las tres localidades de estudio. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: especie dominante, AI: especie de abundancia intermedia, R: especie rara, N: especie no detectada. Se muestra la clasificación de las algas atendiendo al grupo morfofuncional: Cal (calcárea articulada), Cor (corticada), Cos (costrosa), Cri (coriácea), Fil (filamentosa), Fol (foliosa) y Glo (globosa). Se siguió el criterio taxonómico empleado por WoRMS (2023).

Annex 3. Percent relative abundance of algal genera and species in the three study localities. MG: María la Gorda, BC: Bahía de Cochinos, MP: Municipio Playa. D: dominant species, AI: species of intermediate abundance, R: rare species, N: species not detected. The classification of algae according to morphofunctional group is shown: Cal (articulated calcareous), Cor (corticose), Cos (crustose), Cri (coriaceous), Fil (filamentous), Fol (foliose) and Glo (globose). It was followed the taxonomic criteria used by WoRMS (2023).

Clase/Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
Florideophyceae	Familia Hydrolithaceae			
Orden Corallinales	*Hydrolithon* (Foslie) Foslie, 1909 Cos	7.25/AI	0/N	0.69/R
	Familia Lithophyllaceae			
	Amphiroa J. V. Lamouroux, 1812 Cal	0/N	0.67/R	5.99/AI
	Familia Corallinaceae			
	Jania J. V. Lamouroux, 1812 Cal	2.48/AI	5.64/AI	2.76/AI
Orden Nemaliales	Familia Galaxauraceae			
	Galaxaura J. V. Lamouroux, 1812 Cal	0/N	0.03/R	3.78/AI
Orden Ceramiales	Familia Rhodomelaceae			
	Laurencia J. V. Lamouroux, 1813 Cor	0/N	0/N	0.29/R
	Familia Delesseriaceae			
	Martensia pavonia (J. Agardh) J. Agardh, 1863 FoI	0/N	0.25/R	1.46/AI
Orden Gelidiales	Familia Gelidiaceae			
	Gelidium J. V. Lamouroux, 1813 Fil	0.36/R	0/N	0/N
Orden Peyssonneliales	Familia Peyssonneliaceae			
	Peyssonnelia Decaisne, 1841 Cos	2.01/AI	0.46/R	0.83/R
Clase Ulvophyceae	Familia Bryopsidaceae			
Orden Bryopsidales	*Bryopsis* J. V. Lamouroux, 1809 Fil	4.27/AI	1.71/AI	0.91/R
	Familia Udoteaceae			
	Udotea J. V. Lamouroux, 1812 Cri	0.39/R	8.15/AI	0.22/R
	Penicillus Lamarck, 1813 Cri	0.06/R	1.61/AI	0.01/R
	Rhipocephalus Kützing, 1843 Cri	0.05/R	0.44/R	0.2/R
	Familia Halimedaceae			
	Halimeda J. V. Lamouroux, 1812 Cal	9.36/AI	28.07/D	10.79/D
	Familia Caulerpaceae			
	Caulerpa J. V. Lamouroux, 1809 Glo	0/N	4.2/AI	0.27/R
	Familia Codiaceae			
	Codium Stackhouse, 1797 Cor	0/N	0.41/R	0.08/R
Orden Dasycladales	Familia Dasycladaceae			
	Neomeris J. V. Lamouroux, 1816 Fil	0/N	0/N	0.07/R
Orden Cladophorales	Familia Valoniaceae			

Clase/Orden	Familia / Especie	MG	BC	MP
	Valonia ventricosa Agardh, 1887 Glo	0.07/R	1.55/Al	0.68/R
	Familia Anadyomenaceae			
	Anadyomene J. V. Lamouroux, 1812 Fol	0.19/R	0/N	0.45/R
	Microdictyon Decaisne, 1841 Fol	11.57/D	0.15/R	0.48/R
	Familia Cladophoraceae			
	Cladophora Kützing, 1843 Fil	4.43/Al	0/N	0/N
Orden Ulvales	Familia Ulvaceae			
	Ulva Linnaeus, 1753 Fol	0/N	1.13/Al	0.48/R
Clase Phaeophyceae	Familia Dictyotaceae			
Orden Dictyotales	*Dictyota* J. V. Lamouroux, 1809 Fol	36.33/D	21.62/D	15.28/D
	Padina Adanson, 1763 Cri	0.2/R	0.18/R	0.24/R
	Stypopodium zonale (J. V. Lamouroux) Papenfuss, 1940 FoI	0/N	0/N	2.47/Al
	Lobophora J. Agardh, 1894 Cri	20.44/D	23.57/D	23.54/D
Orden Fucales	Familia Sargassaceae			
	Sargassum C. Agardh, 1820 Cri	0.46/R	0.05/R	27.43/D
	Turbinaria turbinata (Linnaeus) Kuntze, 1898 Cri	0/N	0/N	0.46/R