

UCLV
Universidad Central
"Marta Abreu" de Las Villas



FCA
Facultad de
Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

TRABAJO DE DIPLOMA

Título del trabajo: Caracterización temporal de la comunidad íctica en Cayo El Guanal, Villa Clara

Autores del trabajo: Sarah Lyz Padrón Capote

Tutores del trabajo: M Sc. Carlos Luis Reyes Suz

Santa Clara, Junio 2018
Copyright©UCLV

Este documento es Propiedad Patrimonial de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, y se encuentra depositado en los fondos de la Biblioteca Universitaria “Chiqui Gómez Lubian” subordinada a la Dirección de Información Científico Técnica de la mencionada casa de altos estudios.

Se autoriza su utilización bajo la licencia siguiente:

Atribución- No Comercial- Compartir Igual



Para cualquier información contacte con:

Dirección de Información Científico Técnica. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Carretera a Camajuaní. Km 5½. Santa Clara. Villa Clara. Cuba. CP. 54 830

Teléfonos.: +53 01 42281503-1419

UNIVERSIDAD CENTRAL "MARTA ABREU" DE LAS VILLAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

Departamento de BIOLOGÍA



Tesis de Diploma



Caracterización temporal de la comunidad íctica en Cayo El Guanal, Villa Clara

Autora: Sarah Lyz Padrón Capote

Santa Clara

2018

UNIVERSIDAD CENTRAL “MARTA ABREU” DE LAS VILLAS

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



Tesis de Diploma

Caracterización temporal de la comunidad íctica en Cayo El Guanal, Villa Clara

Autora: Sarah Lyz Padrón Capote

Tutor: M Sc. Carlos Luis Reyes Suz

Centro de Estudios y Servicios Ambientales

carlos@cesam.vcl.cu

Santa Clara

2018

Resumen

Los arrecifes coralinos son ecosistemas vulnerables. Los organismos que lo conforman, entre ellos los peces, brindan la mejor opción para el estudio de los cambios ambientales en un ecosistema marino. Este trabajo se realizó con el objetivo de caracterizar la comunidad de peces en cayo El Guanál, Villa Clara, entre los años 2014 y 2017. Se utilizó la técnica de censo visual subacuático por transecto lineal en los cuatro años de muestreo. Se caracterizó y describió la composición y estructura de la comunidad, se compararon los resultados y el estado de salud de la comunidad de peces entre los años. En los transectos se anotaron las especies, número de individuos y talla de cada pez. Se determinaron las categorías tróficas y de tallas, biomasa y densidad. Se reportaron 46 especies, donde dominaron *Thalassoma bifasciatum* y *Haemulon flavolineatum*. La familia con mayor cantidad de individuos fue *Labridae*. Se encontraron diferencias significativas para la abundancia, no así para la biomasa. Los bentófagos presentaron mayor cantidad de individuos, mientras que los herbívoros la mayor biomasa. El mayor número de individuos muestreados estuvo en el rango de talla pequeña de 10 a 20 cm. Los ictiófagos tienen la más baja abundancia. La salud de la comunidad de peces es crítica en los tres primeros años y pobre en el 2017. El cambio de la categoría de crítica a pobre evidencia una mejora en el tiempo para el arrecife El Guanál.

Palabras claves: arrecifes, biomasa, categorías tróficas, densidad, peces

Abstract

Coral reefs are among the vulnerablest ecosystems. Their organisms, including or specifically the fishes, are the best option to study enviromental changes on sea ecosystems. This work aimed to characterize fish community on cayo El Guanab, Villa Clara between 2014 and 2017. It was used the technic of underwater visual census by lineal transept in every year. The community composition and structure was characterized and described, the results and health the fish community state was compared between years. On every transept, oft the species, number of individuals and fish was determined. In addition, was determinet trophic, sizes, biomass and density categories. There was reported 46 species, where *Thalassoma bifasciatum* and *Haemulon flavolineatum* were dominants. The family with higher number of individuals was *Labridae*. There were found significant differences for abundance, contrary to biomass. Benthophagous species presents higher number of individuals, meanwhile the herbivores presents the higher biomass. The higher number of individuals recorded belong to the lower size rank of 10 to 20 cm. Ictiophages presents the lower abundance. Fish community health is considered critical the first three months and pour on 2017. Changing critical category to pour evidences a temporary wellness for El Guanab reef.

Keywords: biomass, density, fishes, reefs, trophic categories

*Toda la ciencia no es más que un refinamiento
del pensamiento cotidiano*

Albert Einstein

*A mi familia por su dedicación y empeño
en mi formación.*

Agradecimientos

Primero agradezco a toda mi familia por su dedicación en todos mis proyectos en especial a mis padres que son el motor de todo lo que hago, gracias por ser incondicionales y demostrar que no hay tarea grande si se trata de apoyar a un hijo.

A mis hermanas Lis: que es la niña que siempre voy a cuidar, y Lisandra que es el ejemplo de perseverancia cuando algo de verdad se quiere.

A mis abuelos por siempre dar el consejo de vida que se necesita.

A mi esposo que me demostró que el amor de lejos si se puede, por siempre apoyarme en todo y tener las palabras precisas para cada momento.

A mi prima Irelis que siempre fue la hermana mayor que me defendía en la escuela cuando era chiquita y ahora que aunque está lejos me apoya.

A mi tía Tere que siempre ha sido mi segunda mamá en toda la extensión de la palabra.

A mi tutor que durante 4 años ha sido mi guía en este proyecto, por aguarar mi intranquilidad, mis locuras, por regañarme cuando era necesario y tenerme como su encantadora alumna...

A mis padrinos que siempre me han ayudado en todo.

A Ivis, Susett y Claudia por ser el mejor grupo de amigas en las buenas y las malas.

A mis vecinos Leticia y Alfredo que siempre están pendientes de mí, a la loquita del barrio: Arletis que siempre da sonrisas.

A todos mis compañeros de aula con los que empecé la aventura universitaria: Yanara, Ignacio, Alejandro, Seila, Linette y muy especial Eili y Flavio que fueron compañía hasta esta última etapa. También a este maravilloso grupo al que me uní y me recibieron con los brazos abiertos en especial a Ariandy, las mijiticas,

La Mantilla, Adrián, Yoyi, Luis Ángel, Michael, Erisbel y a Félix que fue mi compañero en esta experiencia al que casi ahogue en varias ocasiones durante las expediciones.

A Lili por su apoyo en todas las expediciones.

A Mileidy, Rodolfo y Leticia por toda su ayuda en la elaboración de la tesis.

A mis compañeras de beca Lien, Ale, Leidy y Elizabet por aguantar mis resabios, mis cantos desafinados...

A la profe Arais por su apoyo en la elaboración del documento.

A los niños del 104 en especial Ángel, Julio y Jose por sacarme una sonrisa en momentos de mucho estrés, ser mis compañeros de comida, criollos y darme un abrazo cuando más lo necesitaba.

A todos los que de una forma u otra contribuyeron a la realización de este proyecto

Muchas Gracias

INDICE

1. Introducción.....	1
2. Revisión Bibliográfica.....	1
2.1 Arrecifes coralinos.....	1
2.1.1 Estructura de los arrecifes coralinos.....	1
2.1.2 Importancia de los arrecifes	3
2.2 Comunidades ícticas en los arrecifes coralinos	4
2.2.1 Aspectos ecológicos fundamentales.....	4
2.2.2 Composición y estructura de la comunidad de peces	6
2.2.3 Principales amenazas de las comunidades ícticas en los arrecifes coralinos.....	7
2.3 Estado de las comunidades ícticas en Archipiélago Sabana-Camagüey9	
2.4 Métodos de monitoreo de comunidades ícticas	9
3. Materiales y Métodos	12
3.1 Sitio de muestreo:.....	12
3.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo	13
3.3 Procesamiento de datos.....	14
3.4 Análisis estadístico.....	15
3.5 Describir el estado de salud de la comunidad de peces del sitio de estudio.	15
4. Resultados	17
4.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo.	17
4.2 Determinación de las diferencias entre la estructura del taxoceno en los años de muestreo.	19
5. Discusión	25
5.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo.	25
5.2 Determinación de las diferencias entre la estructura del taxoceno en los años de muestreo.	27

6. Conclusiones	32
7. Recomendaciones	33
8. Bibliografía	34
9. Anexos	41

1. Introducción

Los arrecifes coralinos se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables de nuestro planeta. Ellos proveen un hábitat complejo para un sinnúmero de especies donde invertebrados, peces, tortugas, algas y otros organismos forman parte integral de la comunidad arrecifal (Vázquez-Domínguez, 2000). Son considerados como el biotopo de mayor productividad biológica de todos los conocidos. Desde el punto de vista taxonómico el más diverso y por sus características estéticas el más bello de todos los ecosistemas tropicales (Claro *et al.*, 1994).

Las especies de este ecosistema están conectadas mediante tramas tróficas. Entender la estructura y los mecanismos que forman estas complejas interacciones es de vital importancia pues su conocimiento puede ayudar a predecir el comportamiento del ecosistema bajo la influencia de perturbaciones de origen naturales y antrópicas como la introducción de nuevas especies o la eliminación de las existentes (Arias *et al.*, 2011) o los desechos provenientes de la construcción de nuevos hoteles. La magnitud de los daños, que en ellos ocurren, puede ser evaluada a través de indicadores ecológicos. Lo que permite arribar a criterios sobre la posible relación causa-efecto entre los impactos y el estado de los corales (Valmaseda *et al.*, 2014).

Por ello los organismos que lo conforman brindan la mejor opción para el estudio de los cambios ambientales en un ecosistema marino. Estos han de estar forzosamente adaptados al ambiente en que habitan, por lo tanto, su abundancia o escasez y en algunos casos su presencia o ausencia en un sitio determinado, debe reflejar las condiciones ambientales imperantes; o sea, su severidad y comportamiento temporal (Alcolado, 1984).

En los últimos 40 años ha ocurrido una pérdida paulatina de la cobertura coralina a nivel mundial. La disminución de los herbívoros claves, sobre todo en el Caribe, y el aumento de la contaminación orgánica, son las causas fundamentales con las que se ha relacionado este fenómeno. Esto ha provocado

un cambio de fase en el equilibrio de este ecosistema. Los arrecifes dominados por corales han sido sustituidos por arrecifes dominados por algas, lo que es más evidente en los arrecifes caribeños (Wild *et al.*, 2011).

Los peces son los elementos móviles más visibles en el arrecife. Cumplen disímiles funciones de gran importancia ecológica y para el hombre, ejemplo de ello es el control de las algas por parte de los herbívoros o el control de las comunidades faunísticas por parte de los carnívoros. Por esto se hace necesario conocer la variación temporal de esta comunidad para poder detectar los cambios que en ella ocurra y de ser necesario llevar a cabo acciones de manejo efectivas que garantice la permanencia de un arrecife en el tiempo.

En nuestra provincia el Centro de Estudios y Servicios Ambientales de Villa Clara (CESAM V.C.), a partir del año 2002, evalúa el estado de salud de los arrecifes en el archipiélago Sabana-Camagüey anualmente mediante su monitoreo. Al inicio en el marco del Proyecto: Global Environment Facility-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (GEF-PNUD) "Protección de la biodiversidad y desarrollo sostenible del archipiélago Sabana-Camagüey" y desde 2009 como un servicio científico técnico que tiene como cliente a ALMEST.

Conocer la composición y estructura de las poblaciones ícticas en cayo Guanál, permitirá detectar sus variaciones temporales y llevar a cabo acciones de manejo efectivas que permitan la conservación de este arrecife.

Para dar respuesta a esta hipótesis se trazó el siguiente Objetivo General:

Caracterizar la dinámica de la comunidad de peces en cayo El Guanal, Villa Clara, entre los años 2014 y 2017.

Objetivos específicos:

1. Describir la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo.
2. Comparar la estructura del taxoceno y la salud de la comunidad de peces en los años de muestreo.

2. Revisión Bibliográfica

2.1 Arrecifes coralinos.

2.1.1 Estructura de los arrecifes coralinos

Los arrecifes coralinos son estructuras geológicas sólidas, masivas y de variadas formas. Tienen origen biológico y cubren la matriz rocosa de algunos fondos marinos tropicales y subtropicales. Son creados por organismos que viven fijos al fondo y que tienen la capacidad de formar esqueletos pétreos de carbonato de calcio (Alcolado, 1995) “denominado escleractinios que constituyen los bloques básicos de construcción de los arrecifes coralinos tropicales” (Birkeland, 1997).

Los arrecifes tienen delicados pólipos (pequeños entre uno a tres mm de diámetro). En las aguas tropicales, la mayoría de las especies crecen de forma colonial, uniendo sus cálices para formar estructuras masivas. La mayor parte de los corales escleractíneos habitantes de los arrecifes tropicales, son hermatípicos, y poseen zooxantelas simbiotas (microalgas) las cuales proporcionan la mayor parte de la energía necesaria para su desarrollo (Valdés-Muñoz, 2010). Entre las principales especie formadora de arrecifes están: *Porites porites* (Pallace, 1766), *Colpophyllia natans* (Houttuyn, 1762), *Acropora palmata* (Lamarck, 1816), *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) (Birkeland, 1997).

Las zooxantelas realizan la fotosíntesis, y ocurre el intercambio de nutrientes y compuestos entre los corales y sus simbiotas. Este hecho va a determinar la distribución vertical de los corales, siendo la misma dependiente de la profundidad de penetración de la luz. Por este hecho, los arrecifes se desarrollan en aguas claras, donde la cantidad de material en suspensión es relativamente baja, ubicándolos en aguas poco turbias y de baja productividad. Además, se encuentran restringidos por la temperatura del agua, lo que ocasiona que solamente se encuentren en mares tropicales y subtropicales, donde la temperatura media más baja no sea inferior a los 20 °C ni superior a los 36°C;

de sobrepasarse estos rangos ocurre el fenómeno de blanqueamiento (Karlson, 1999).

Además de estos corales pétreos, contribuyen a su estructura: esponjas, gorgonáceos y algas, que son organismos sésiles en estado adulto, mientras que los peces constituyen los organismos móviles de mayor relevancia. El resto de la rica fauna (moluscos, equinodermos, crustáceos, poliquetos, entre otros) suele estar mayormente escondida de los depredadores apenas destacándose a la vista (Claro, 2007); y constituyen la base fundamental de la alimentación de los peces que los habitan. Este factor, unido a la gran cantidad de refugios que ofrece este biotopo, constituye los elementos fundamentales que determinan la gran diversidad y abundancia de peces en el mismo (Claro, 1994b).

La vitalidad de los arrecifes depende de las complejas relaciones existentes entre corales, peces, erizos y algas, por solo citar algunos ejemplos. Por tanto, cuando ocurren cambios en la dinámica de uno de estos componentes (por ejemplo la abundancia de peces), los otros pueden ser también afectados y la relación entre ellos puede ser perturbada, causando un mal funcionamiento del ecosistema arrecifal, y afectando los servicios ambientales que este brinda (Alcolado *et al.*, 1998).

El estado de salud de los arrecifes coralinos cubanos fue excelente hasta el comienzo de la década de los 90, pero los eventos producidos por calentamiento global, que se han incrementado en los últimos años, los han deteriorado notablemente. El arrecife de coral es el paisaje submarino más bello de las costas cubanas, y de su cuidado y conservación dependen los más importantes recursos pesqueros de Cuba y el desarrollo de nuestra industria turística (Claro, 2007). Cálculos realizados compilando toda la información nacional disponible arrojan un 91,3% de degradación (Alcolado *et al.*, 2011).

Las causas de degradación y pérdida de la biodiversidad son varias y aparecen en diferentes combinaciones, siendo principalmente: proliferación excesiva de algas por gran escasez de animales herbívoros (como el erizo negro de espinas

largas *Diadema antillarum* (Philippi, 1845) así como peces loros, barberos y otras especies), huracanes más frecuentes e intensos desde 2001, erosión costera, explotación excesiva, pérdida y fragmentación de hábitats e introducción de especies exóticas e invasoras (Claro, 2007). En menor grado han influido enfermedades de corales, de manera muy localizada la contaminación y el fenómeno de blanqueamiento (Alcolado *et al.*, 2011).

El blanqueamiento es el cambio de apariencia en los corales al perder sus colores originales y volverse blancos debido a la expulsión de sus dinoflagelados simbióticos y sus pigmentos asociados. En muchos casos este fenómeno es temporal pero resulta en la pérdida del 90% de la disponibilidad de carbón que le aportan las zooxantelas producto de su fotosíntesis (Muscatine *et al.*, 2005), y de extenderse en el tiempo puede llegar a propiciar la muerte del coral (Booth y Beretta, 2002). A esto se le suma el creciente impacto antropológico en las zonas costeras, producto al aumento de instalaciones con destino para el turismo, así como incremento de proceso de exploraciones petroleras, lo que incrementa la vulnerabilidad de la biodiversidad marina y costera del área (Hernández-Zanuy, 2012).

2.1.2 Importancia de los arrecifes

Los arrecifes coralinos brindan al hombre bienes y servicios de incalculable valor, hecho que no se tiene siempre en cuenta a la hora de planificar el desarrollo de una zona o cuando cualquiera de nosotros causamos daño, deliberado o no, a los corales u otros organismos de ese ecosistema (Alcolado, 1995). Además tiene diversas funciones ecológicas: brindar refugio para depredadores y presas, son sitios de anidación, reproducción y guardería de juveniles de diferentes especies de peces e invertebrados comerciales. Aumentan la extensión de la línea de costa, protección física de la energía de las olas, constituyen una de las principales fábricas del arena que nutre las playas y también se emplea en la construcción, reducción de la erosión costera y soporte de la vida global (Alvarado *et al.*, 2006).

Varias son las sustancias biológicamente activas extraídas de gran cantidad de especies de arrecifes, que se emplean como fármacos antibióticos, antivirales, anticancerígenos, hipotensores, antiinflamatorios, antiasmáticos, antiherpéticos, antiartríticos, antisolares, y como reactivos de interés bioquímico y experimental. Las prostaglandinas extraídas de los gorgonáceos (celenterados fijos) llamados *Plexaura homomalla* (Esper, 1792) y *P. kuekenthali* Moser, 1921 (tienen múltiples y potentes propiedades medicinales, que sirven tanto en la medicina humana como en la veterinaria, las cuales en cierto grado ya son aprovechadas en Cuba (Claro, 2007).

El potencial de pesca sostenible de peces, crustáceos y moluscos de los arrecifes de todo el planeta es de nueve millones de toneladas métricas, lo que equivale al 12 % de la pesca mundial. Más de 200 especies comerciales provienen de los arrecifes de la región Antillana, también llamada Gran Caribe (Alcolado, 1995). En Cuba, son ejemplo de recursos de una gran, calidad pesquera y precio, generalmente superior a los de otros ecosistemas costeros, la codiciada langosta y peces exquisitos como el pargo y la cherna, que son un rubro económico de vital importancia en la isla (Alcolado, 1995).

2.2 Comunidades ícticas en los arrecifes coralinos

2.2.1 Aspectos ecológicos fundamentales.

En el Caribe existen aproximadamente 577 especies de peces, desde los más pequeños que se mimetizan con el medio y son muy difíciles de ver, también llamado crípticos, hasta los grandes depredadores. Pero, lo que caracteriza a la mayoría de las especies que habitan el arrecife, son sus vistosos colores y variadas formas corporales, las cuales son un capricho de la evolución a lo largo del tiempo, lo que les confiere ventajas adaptativas ante el ambiente en el que se desarrollan. Todas estas especies conforman complicadas relaciones ecológicas y alimenticias que abarcan otros grupos animales y vegetales que habitan el arrecife y sus alrededores (Morales y Domínguez, 2017).

Los peces realizan importantes funciones en los ecosistemas marinos someros, en especial, en los arrecifes coralinos, donde controlan el crecimiento de las algas, cuyo sobre crecimiento es hoy uno de los principales peligros para la salud de los mismos. Muchos de estos peces, por el día habitan en los arrecifes, y por la noche se alimentan en los pastos marinos trasladando al hábitat diurno la energía consumida (parte de esta incluida en sus heces fecales), y contribuyen a la productividad biológica de éste (Claro, 2007).

La complejidad de los arrecifes es especialmente importante para los peces (Nystrom y Folke, 2001). Los hábitats complejos reducen la competencia cuando proveen abundantes refugios funcionales o un espectro mayor de recursos (alimento y protección) y microhábitats, lo que permite una mejor partición de nichos (Almany, 2004). Los hábitats con estas características influyen en la disminución de la predación al proveer mayor número de refugios a las presas y/o reducir el rango de encuentros entre estas y predadores (Murdoch y Oaten, 1975).

Los peces herbívoros se ubican dentro del grupo de consumidores clave de este ecosistema. Resaltan las familias: *Acanthuridae* (barberos) y *Scaridae* (loros) con una alta biomasa dentro de las comunidades ictícolas (Claro *et al.*, 2007) y que juegan un papel importante en el balance trófico del ecosistema porque impiden el exceso en la proliferación de algas. El grupo de consumidores secundarios o depredadores bien representados por las familias: *Lutjanidae* (pargos), *Serranidae* (meros) y *Sphyraenidae* (picúas) controlan los herbívoros así como a los raspadores o depredadores de corales como el caracol *Coralliophila abbreviata* (Lamarck, 1816), poliquetos, y las chopitas (Claro, 2007).

El número de especies de peces que habitan en un arrecife constituye una señal de la salud del mismo en cuanto a la acción antrópica a que está sometido. Una diversidad relativamente alta denota estabilidad en el ambiente arrecifal, dicha diversidad puede verse disminuida por un impacto humano desestabilizador como puede ser la contaminación, la sobrepesca o la destrucción mecánica del arrecife (Caballero *et al.*, 2004b).

Cada especie explota los recursos que necesita para sobrevivir y solo compiten con otras que ocupen los mismos recursos de similar forma. “Algunas especies son muy territoriales, atacando a todo aquel que se acerque a su casa”, como es el caso de los peces Damiselas; en este grupo de organismos los patrones de coloración son muy importantes para que puedan ser identificados por los de su misma especie, o para detectar a sus enemigos (Morales y Domínguez, 2017).

La abundancia de peces es una medida del número o la cantidad de peces en un área dada. Los científicos generalmente colectan datos tanto de cantidad como tamaño. La abundancia se presenta luego en términos de biomasa de peces (peso total de peces por unidad de área). A su vez la biomasa total de peces da información importante sobre la estructura trófica, reproductiva de los peces en el arrecife, la presión pesquera, las condiciones del hábitat, y el éxito del reclutamiento (Alcolado, 1984).

2.2.2 Composición y estructura de la comunidad de peces

La comunidad de peces se entiende como la agrupación de varias poblaciones de individuos de diferentes especies que ocurren juntas en un mismo tiempo y espacio (Begon *et al.*, 1997) Para poder determinar cómo está constituida la misma en los arrecifes, primero es necesario conocer quienes la componen, y así se obtiene la composición de la comunidad, que puede ser representada por un listado de especies presentes en un área determinada (Venail, 2002).

Con el fin de determinar la estructura de la comunidad se debe tomar en cuenta el número de especies, densidad, hábitos alimenticios y sus relaciones interespesíficos (Begon *et al.*, 1997). Para Hobson (1975) la estructura se conoce como el producto de procesos de orden y caos teniendo en cuenta las relaciones tróficas. Estas especies se distribuyen según las características del arrecife, estas especies están representadas por individuos de diferentes tipos de alimentación.

La estructura de las comunidades de un ecosistema natural está sometido a las dos clases de regulaciones descritas (Scheffer *et al.*, 2005): el control desde arriba (depredación) y el control desde abajo (disponibilidad de alimento). Ambos

controles influyen sobre las poblaciones y regulan su abundancia y composición. Si el control desde abajo es el limitante (disponibilidad de alimento insuficiente), priman las especies oportunistas. Por su parte, la depredación también es un importante mecanismo regulador, ya que puede distorsionar los patrones de asentamiento y limitar la abundancia (Steele y Forrester, 2002). Lo anterior propicia el aumento de las poblaciones de unas pocas especies oportunistas las cuales desplazan competitivamente a un gran número de especies incapaces de sobreponerse a los fuertes cambios ambientales. (Chiappone *et al.*, 1997) El listado de especies se emplea generalmente como referencia para la comparación de especies en el tiempo y con otros sistemas arrecifales para el análisis de estructura (Alcolado, 1984).

2.2.3 Principales amenazas de las comunidades ícticas en los arrecifes coralinos

La pesca excesiva y la degradación de los arrecifes de coral en las islas del Caribe amenazan la extinción de muchos peces, incluyendo fuentes alimenticias como los atunes y meros (Alcolado, 2004). Según Bonnaveira (2017) el 11% de todas las especies marinas evaluadas en la región están amenazadas de extinción; siendo en el Caribe, el pargo rojo (*Lutjanus campechanus* (Poey, 1860)), clasificado como Vulnerable, y el atún rojo (*Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758)), en peligro de extinción, figurando entre las especies amenazadas preferidas por los pescadores.

La diversidad de las comunidades ícticas está correlacionada con la pérdida de los arrecifes de coral. Estos han sido sujetos a disturbios naturales desde su aparición hace millones de años. La disminución del cubrimiento vivo del fondo por corales pétreos constituye una pérdida de hábitat y afectan al ciclo de vida de numerosas especies arrecifales (Alvarado *et al.*, 2006). Estos disturbios juegan un papel importante al determinar la estructura y la dinámica de las comunidades. Sin embargo, los disturbios antropogénicos que se han dado en una fracción muy pequeña de tiempo y son los que más preocupan, ya que la

diversidad, frecuencia e intensidad de estos han ido incrementándose de manera exponencial en los últimos 100 años (Morales y Domínguez, 2017).

Un alto rango de agentes estresantes locales, regionales y globales: cambio climático, la sobrepesca, la destrucción del hábitat, los pesticidas, la acumulación de metales pesados, la sobrecarga de nutrientes, sedimentación y los impactos directos de las actividades humanas, han puesto a los arrecifes en peligro. A esto le agregamos las alteraciones a los disturbios naturales (como los ciclones), resulta en efectos acumulativos mucho más dañinos. Los impactos causados mecánicamente por huracanes o ciclones son mucho menos letales que la mortalidad crónica ocasionada por los cambios hechos por el hombre. Así mismo, los impactos antropogénicos crónicos pueden impedir la habilidad de los arrecifes para recuperarse después de desastres naturales (Morales y Domínguez, 2017).

Otro problema que afecta las comunidades ícticas son las macropartículas de plástico (menores a los cinco milímetros) que se encuentran en los océanos convirtiéndose en alimento para peces. Este tipo de contaminación es un problema de alcance mundial, por lo que sugiere a la población disminuir el uso de plásticos desechables (Marroquín, 2017).

Por otra parte, en la década del 90 a escala mundial ocurrieron notables modificaciones del clima que pudieron haber afectado la diversidad biológica de la región. Así por ejemplo, como resultado del calentamiento global se ha incrementado la periodicidad e intensidad de los eventos de Oscilación del Sur El Niño (ENOS), provocando graves afectaciones en los arrecifes coralinos de todo el mundo (Jackson *et al.*, 2014).

2.3 Estado de las comunidades ícticas en Archipiélago Sabana-Camagüey

Desde mediados de la década de los años 70 la pesca alcanzó su máximo desarrollo e incluso se inició un proceso de declinación por sobrepesca de algunas especies. El Archipiélago Sabana-Camagüey (ASC), en la región Norcentral de Cuba, es una de las zonas de pesca más importantes del país, la cual aporta más del 35% de la captura nacional. Las capturas se realizan tanto en las aguas interiores de las macrolagunas como en el complejo de pastos marinos (seibadales) y arrecifes, en el batial superior y en las aguas oceánicas adyacentes (Claro *et al.*, 2004).

Esta región ha sido objeto de un acelerado desarrollo del turismo, para lo cual, en los últimos años se han construido viaductos (conocidos como pedraplenes) que unen la isla principal con los cayos que bordean la plataforma, y estos entre sí, modificando el sistema natural de circulación lo cual provocó notables alteraciones del régimen de circulación y cambios en la biota marina (Claro *et al.*, 2001).

2.4 Métodos de monitoreo de comunidades ícticas

Un método que aumenta su uso en los últimos años es la técnica de video bajo el agua. Es poca invasiva para la biota que se desea evaluar y cuenta con variantes que se ajustan a diferentes objetivos de investigación, pueden prescindir de la presencia de un especialista en el agua y requieren de un equipamiento costoso que limita su uso en muchas regiones. Los sistemas de video se denominan remotos cuando no dependen de un buzo que lo maneje bajo el agua, lo que hace posible aumentar la profundidad y el tiempo de muestreo mientras que los operados por buzos permiten maniobrar las cámaras, lo que ofrece ventajas en hábitats estructuralmente complejos o ante condiciones de baja visibilidad (Navarro-Martínez *et al.*, 2017).

El censo visual estacionario (Fig.1) es otra técnica de muestreo en la que el buzo permanece quieto por cinco minutos en un punto seleccionado al azar, transcurrido ese lapso, contabiliza todos los peces que por un promedio de 15 a 20 minutos en un radio de aproximadamente 7,5 m teniendo en cuenta los que

están dentro y no los que ingresan a dicha área. Permite hacer tantas réplicas como sea necesario (Hernández, 2007). Es bueno para la abundancia; permite tamaños de muestra grandes en distintos hábitats (Rogers, 1994).

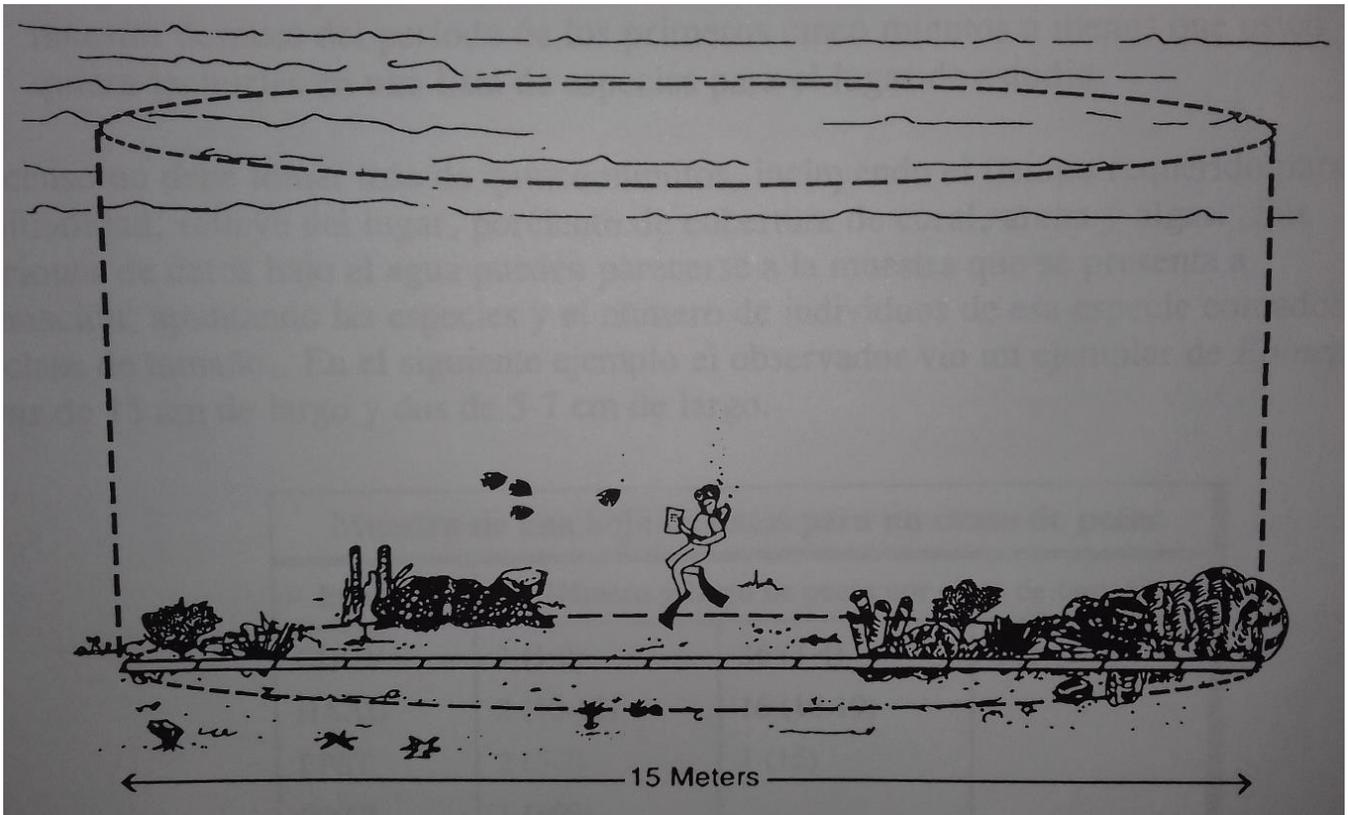


Figura 1. Técnica de censo visual estacionario. Tomado del manual de monitoreo de Arrecifes de coral en el caribe y el Atlántico occidental (Rogers, 1994)

La técnica de censo de buzo errante o nado al azar consiste en que el buzo nada de forma aleatoria por diez minutos y registra las especies observadas, solo el nombre y no la cantidad, procedimiento que se repite cinco veces. La importancia de que cada especie queda explícita en el hecho de que el pez haya sido observado en la primera, segunda o quinta réplica, según la cual recibe una valoración de 5, 4, 3, 2 y 1 respectivamente, permitiendo así que la abundancia se estime por la valoración asignada por la frecuencia o número de veces que

fue registrada (González, 2006). Muy probable que provea una lista completa de especies, describe una mayor porción de especies por muestra (Rogers, 1994).

La técnica del censo visual subacuático por transecto lineal (Fig.2) creada por Brock (1954) es la forma más práctica y no destructiva de evaluar poblaciones de peces asociados con rocas o arrecifes de coral. La técnica básica implica contar individuos dentro de una distancia predeterminada (a veces estimada) a ambos lados de una línea transectada. Aunque esta forma de censo visual ha ganado una amplia aceptación entre los ecólogos y ha sido refinada para hacer frente con variación temporal en el número de peces y la subestimación de las densidades de peces. Sin embargo, la estimación de la longitud de los peces bajo el agua es difícil. Los métodos de estimar la longitud de los peces bajo el agua son necesarios para facilitar el manejo de estas especies (Bell *et al.*, 1995). En cada censo se puede muestrear un área extensa, puede incluir más especies móviles, puede proveer mayor precisión en los estimados de densidad para especies tales como meros y pargos (Rogers, 1994).

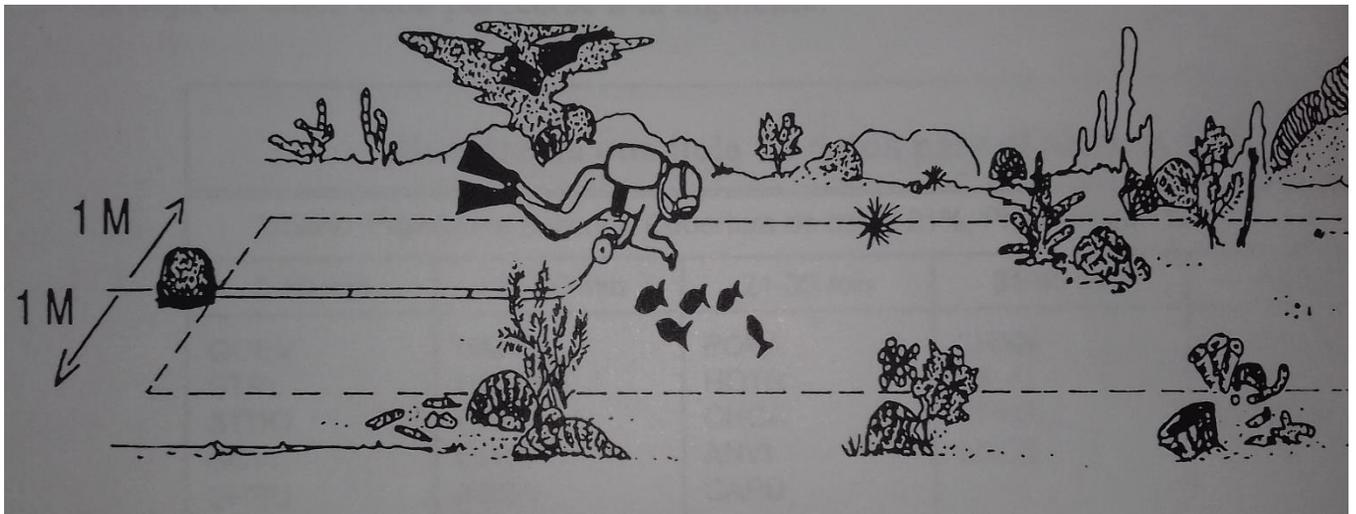


Figura 2. Técnica del censo visual subacuático por transecto lineal. Tomado del manual de monitoreo de Arrecifes de coral en el caribe y el Atlántico occidental (Rogers, 1994).

3. Materiales y Métodos

3.1 Sitio de muestreo:

La investigación se realizó en la zona turística correspondiente al hotel Meliá “Buena Vista” que se encuentra en la porción Noroeste de la cayería villaclareña, en el período comprendido entre 2014-2017.



Figura 3. Localización del sitio de muestreo: Cayo El Guanal.

Cayo El Guanal: Este punto está ubicado a 500 m de Cayo Santa María. Posee una comunidad coralina cuya cobertura no llega a formar una estructura arrecifal compleja y se ubica en una terraza rocosa, poco profunda, sometida al efecto del oleaje. El fondo es rocoso-arenoso, con refugios de mediano a pequeño tamaño.

La profundidad varía desde los 0,6 m a tres metros. Al sur del cayo el fondo se encuentra cubierto por seibadales, a medida que se avanza hacia el Norte del mismo la vegetación desaparece y abundan colonias coralinas de buen tamaño. Ya en el extremo del Norte del cayo aumenta la profundidad hasta los tres metros y el fondo se torna rocoso, desaparecen los corales y comienza un fondo arenoso con alta presencia de gorgonáceos.

Es perturbada por la acción mecánica del oleaje durante el invierno y por tormentas tropicales que aparecen periódicamente. Está influenciada por las corrientes de marea que son las responsables del intercambio de la bahía de Buenavista con el océano. Dichas corrientes son ricas en materia orgánica de origen natural y antrópico, producto de los efluentes de las plantas de tratamientos residuales, de Cayo Santa María y Cayo Ensenachos (Arias *et al.*, 2012).

3.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo

En este sitio durante los cuatro años de estudio (de 2014 al 2017) se utilizó la técnica de censo visual subacuático por transecto lineal (Brock, 1954), se ubicaron seis transectos: tres antes de llegar al cayo y tres bordeando el mismo. Cada uno de 50 m de largo por dos metros de ancho (un metro a cada lado de la cinta) y con cinco metros de separación entre los mismos para evitar que los peces contados en un transecto estén en el siguiente. Para medir las distancias se utilizó una cinta métrica de 50 m de longitud y la inmersión se realizó con equipo de buceo autónomo o ligero (snorkel, careta y patas de rana). La velocidad de nado para las repeticiones fue constante.

Se identificaron y contabilizaron, *in situ*, todas las especies de peces observadas, se anotó la cantidad de individuos y las tallas en cm de cada uno, estimadas visualmente, anotándose el largo total (Claro *et al.*), o sea la distancia desde la cabeza hasta el final de los lóbulos de la aleta caudal. Se dividieron en cinco rangos de tallas: peces menores de 10 cm, de 10 a 20 cm (considerados como peces pequeños), de 20 a 30 cm, de 30 a 40 cm (considerados peces medianos) y mayores de 40 cm que son peces grandes.

Los monitoreos se hicieron una vez al año: en el mes junio que coincide con el término de la primavera e inicio del verano. Para su determinación se utilizaron las obras de Guitart (1998) y Humann (1997). La organización supragenérica de

las especies se utilizó el criterio de Nelson *et al.* (2004) y para los géneros y especies Eschmeyer (1998).

Para la conformación de los grupos tróficos se utilizó Sierra *et al.* (19 en la que se utilizan los grupos: bentófagos, ictiófagos, bento-ictiófagos, herbívoros, omnívoros y planctívoros.

3.3 Procesamiento de datos

El cálculo de la biomasa se realizó por la metodología establecida por Marks y Klomp (2003) la cual es una relación directa entre el promedio de las longitudes y la constante de relación peso-longitud establecida por Claro (1994b):

$$B = aL^b \quad \text{donde:}$$

B: biomasa

L: longitud (en cm)

a y b: Constante de relación peso-longitud

Para cada año se estimaron los valores acumulativos y los promedios \pm la desviación

estándar (DE) de abundancia y biomasa para la caracterización de la comunidad ictícola del sitio y fue expresada en g/m^2 .

La abundancia se calculó como el promedio de individuos por años y fue expresada en $ind/100m^2$:

$$A = TI / nt \quad \text{donde:}$$

A: abundancia

TI: total de individuos

nt: número de transectos

El índice de similitud de Bray-Curtis se utilizó para analizar los valores de similitud y disimilitud para los datos de abundancia y biomasa.

3.4 Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos recopilados y los gráficos representativos de dicho análisis se realizaron con los programas STATISTICA versión 10.0 (Statsoft, 2010) y Primer 5.0 que se utilizó el paquete SIMPER para el análisis de las especies que más contribuyen a la similitud y disimilitud del sitio en los años de estudio.

La data obtenida en los años objeto de muestreo, se compararon utilizando prueba de Kruskal-Wallis, ya que los datos no cumplían las premisas para el uso de pruebas paramétricas, dado que en los casos en que las variables eran del tipo continuas, en ninguno de los casos estas se ajustaban a la distribución normal una vez aplicada prueba de bondad de ajuste (Anderson-Darling), y en los restantes casos se trató con variables discretas ordinales a las que estadísticamente no pueden aplicarse pruebas paramétricas para la inferencia de resultados. Para la aplicación de las pruebas de hipótesis con vistas a la comparación de los datos, se utilizó un nivel de significación $\alpha < 0,05$ en busca de cambios significativos, en relación a las variables objeto de estudio. Para determinar las diferencias entre los años se utilizó la prueba de Dunn.

3.5 Describir el estado de salud de la comunidad de peces del sitio de estudio.

Se utilizó el sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe creado por Alcolado y Duran (2011) (Tabla I), Esta permite la evaluación de su estado de conservación mediante categorías: crítica, pobre, regular, buena y muy buena, a los que corresponden puntuaciones desde 1 a 5 respectivamente.

Al obtenerse el promedio del sitio, el valor se clasifica de nuevo acorde a la tabla y se obtiene la condición de la comunidad de peces en el lugar muestreado. Para esta evaluación solo se incluyen las especies que incluye la metodología AGRRA.

Para el grupo trófico de carnívoros se incluyeron: Bentófagos, ictiófagos y bento-ictiófagos.

Tabla I. Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición de la ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe

Indicador	Clasificación y Puntaje				
	Crítica 1	Pobre 2	Regular 3	Buena 4	Muy buena 5
Biomasa total de peces (g/100m ²)	< 3 000	3 000-5 999	6 000-11 999	12 000-25 000	> 25 000
Biomasa de peces herbívoros (g/100m ²)	< 1 000	1 000-1 999	2 000-3 999	4 000-8 000	> 8 000
Biomasa de peces carnívoros (g/100m ²)	< 2 000	2 000-3 999	4 000-7 999	8 000-16 000	> 16 000
Densidad total de peces (ind/100m ²)	< 25,0	25,0-49,9	50,0 - 99,9	100,0-200,0	>200,0
Densidad de peces herbívoros (ind/100m ²)	<12,5	12,5-24,9	25,0 - 49,9	50,0-100,0	>100,0
Densidad de peces carnívoros (ind/100m ²)	< 25,0	25,0-49,9	50,0 - 99,9	100,0-200,0	>200,0
Talla promedio de peces loros (cm)	< 10,0	10,0-14,9	15,0 - 19,99	20,0-30,0	>30,0
Talla promedio de peces pargos (cm)	<15,0	15,0-19,9	20,0 - 24,99	25,0-30,0	> 30,0
Talla promedio de peces meros (cm)	< 15,0	15,0-19,9	20,0 - 29,9	30,0-40,0	> 40,0

4. Resultados

4.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo.

En los cuatro años de estudio se censaron un total de 1 474 individuos, organizados en 15 familias, 25 géneros y 46 especies (Tabla II).

Tabla II. Valores de los muestreos por años.

Año	2014	2015	2016	2017	Total
No. Individuos (N)	282	183	264	745	1474
Riqueza de especie	27	23	15	37	46
Total de géneros	16	16	11	21	26
Total de familias	12	12	6	11	15

Las familias más representadas por géneros son: Pomacentridae y Holocentridae, reportadas en todos los años de trabajo. La primera con cinco géneros y la segunda con tres (*Holocentrus*, *Plectrypops* y *Sargocentrum*). Las que presentaron mayor cantidad de individuos fueron Labridae y Haemulidae, con 397 y 395 peces respectivamente.

Los géneros con mayor número de especies son: *Halichoeres* con cuatro {*H. bivittatus* (Bloch, 1791), *H. maculipinna* (Müller & Troschel, 1848), *H. radiatus* (Linnaeus, 1758) y *H. poeyi* (Steindachner, 1867)}; con tres: *Acanthurus* {*A. bahianus* Castelnau, 1855, *A. chirurgus* (Bloch, 1787) y *A. coeruleus* (Bloch & Schneider, 1801)}; *Haemulon* {*H. flavolineatum* (Desmarest, 1823), *H. plumieri* (Lacepède, 1801), *H. sciurus* (Shaw, 1803)} y *Lutjanus* {*L. apodus* (Walbaum, 1792), *L. griseus* (Linnaeus, 1758), *L. synagris* (Linnaeus, 1758)}. Los más numerosos fueron *Haemulon* y *Thalassoma* con 385 y 292 peces respectivamente.

La especie dominante en 2014, 2015 y 2016 fue *Thalassoma bifasciatum* (Bloch, 1791). Para 2017 fue *Haemulon flavolineatum*. *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus,

1758) (151) y *Haemulon sciurus* (144) se reportan dentro de las especies más abundantes en los cuatro años de muestreo.

El año que presentó una mayor densidad de peces fue 2017 con 124.5 ind/100m², seguido por 2015 con 60 ind/100m², en 2014 fue de 46.83 ind/100m² y 2016: 43.67 ind/100m².

Del total de individuos en los años de muestreo la mayor cantidad de peces se concentran en el rango considerado pequeño, que incluye a individuos con talla menor de 10 cm (385) y entre 11-20 cm (1 046). Los ubicados dentro del rango de talla media fueron los segundos más abundantes: entre 21-30 cm (30) y 31-40 cm (2). Por último se ubican los de talla grande, mayores de 40 cm (11) solo en 2015 (Fig. 4).

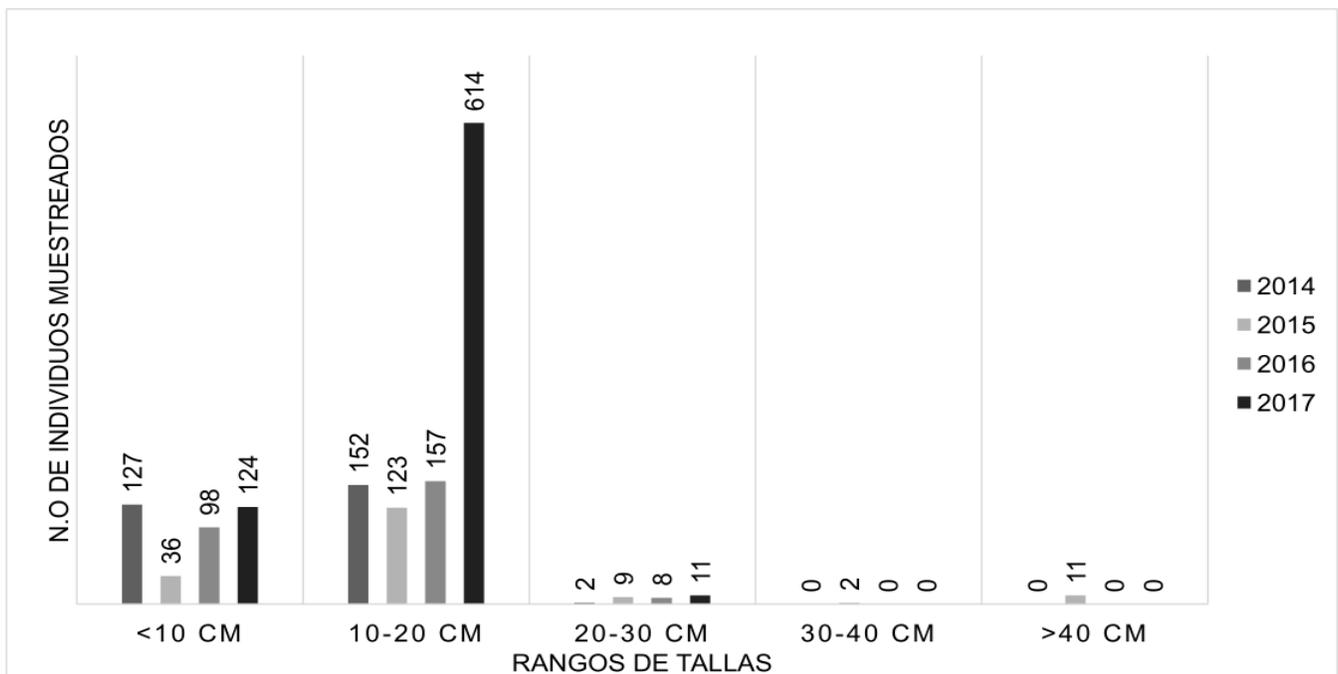


Figura 4. Cantidad de individuos por rangos de talla durante los años de muestreo.

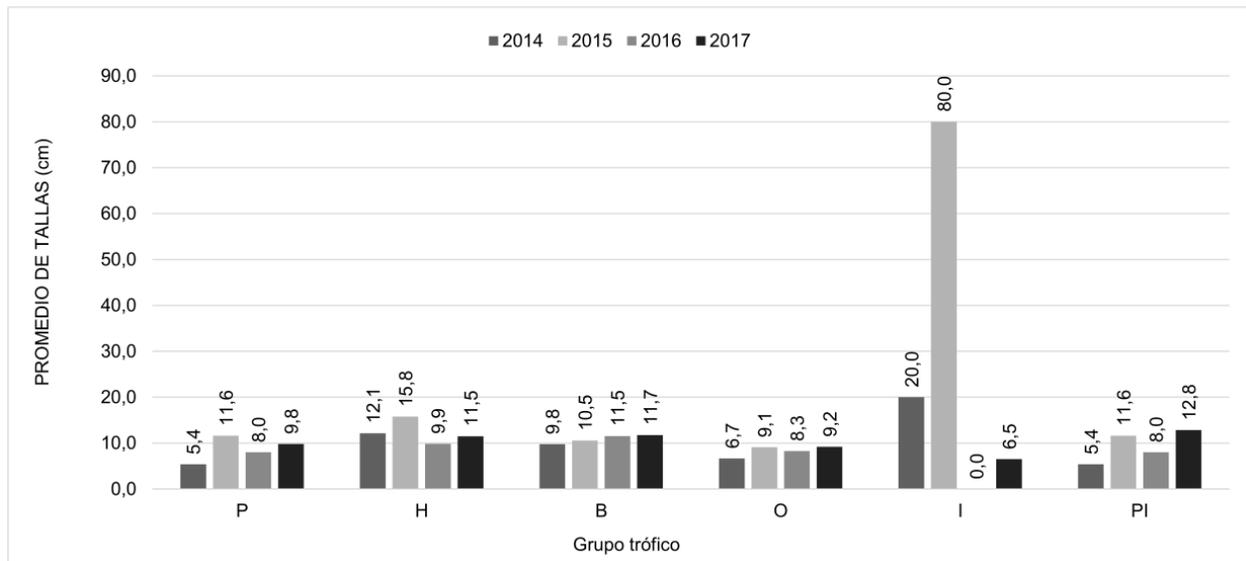


Figura 5. Promedio de tallas por grupos tróficos en los años de estudio.

Cuando se realiza el análisis del promedio de las tallas por grupos tróficos (Fig.5), los ictiófagos tuvieron los mayores tamaños en 2014 y 2015, los demás grupos estuvieron por debajo de los 20 cm en todos los años.

4.2 Determinación de las diferencias entre la estructura del taxoceno en los años de muestreo.

La prueba de Kruskal-Wallis encontró diferencias significativas para la densidad entre los años de estudio ($H(3, N=21) = 10,16450$ $p= 0.0172$). La Prueba de Dunn (Anexo I) refleja que hay diferencias entre los años 2016 y 2017. Tanto 2014 como 2015 no se diferencian con ninguno de los años de estudio y presentan valores ubicados dentro del rango de densidad obtenido, los extremos de estos valores lo representan los años 2016 y 2017 (Fig. 6).

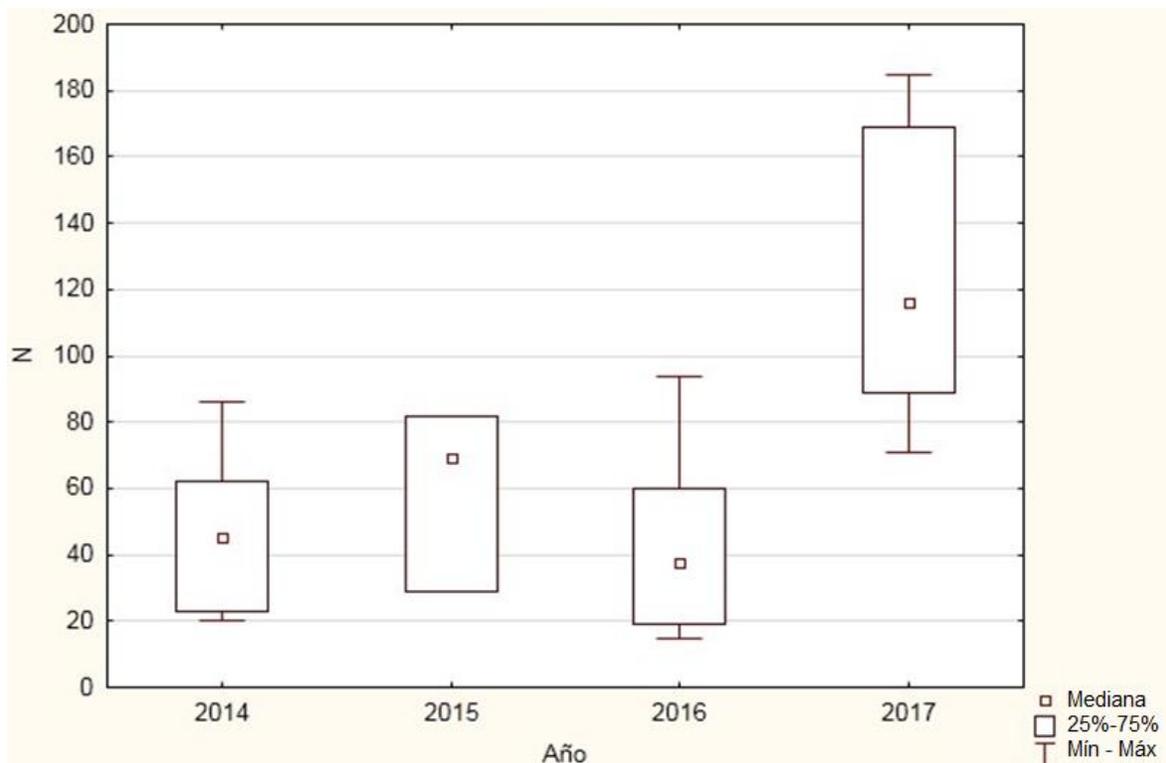


Figura 6. Densidad de peces en los años de estudio en El Guanal.

En 2014 la biomasa tuvo un valor promedio de 19,044 g/m², en 2015 de 24,988 g/m², en 2016 de 38,093 g/m² y en el 2017 fue de 77,545 g/m².

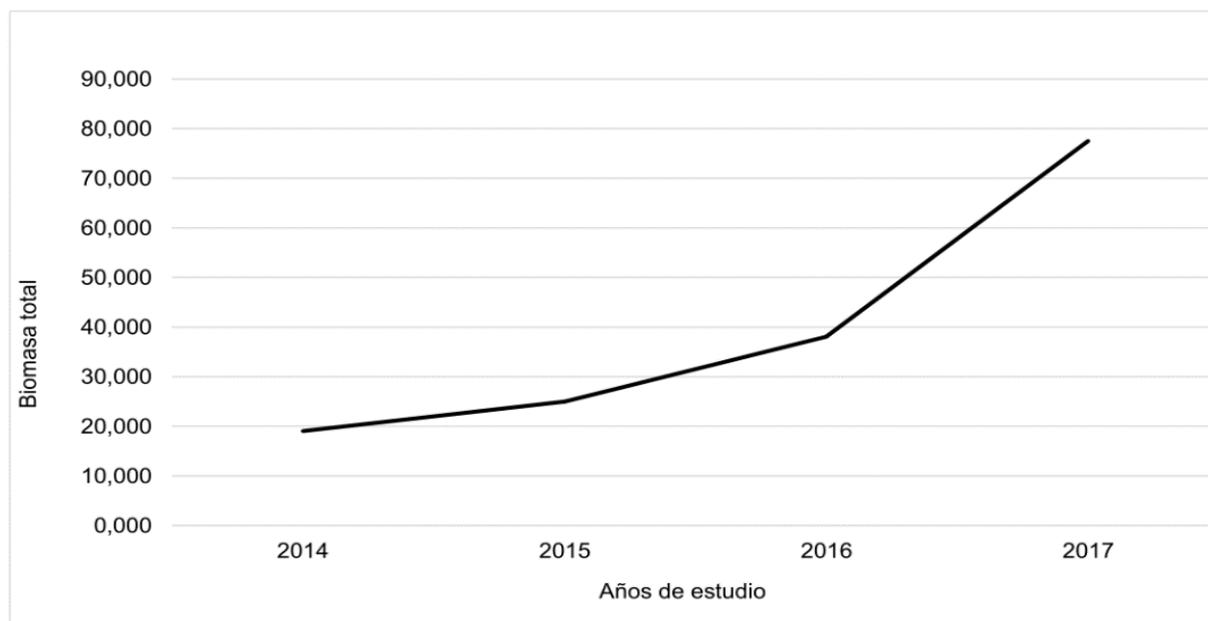


Figura 7. Biomasa total (g/100 m²) en los años de estudio.

El promedio de la biomasa por año va en ascenso (Fig. 7) y el análisis de Kruskal-Wallis para la biomasa no encuentra diferencias significativas entre los años de estudio ($H(3, N=21) = 5,376623$ $p=0,1462$). Para todos los años la mediana está en el rango entre los 1 000 y 5 000 g/100 m². La tercera parte de los transectos de cada año presenta valores que llegan a ser hasta más tres veces mayor que el de la mediana (Fig. 8).

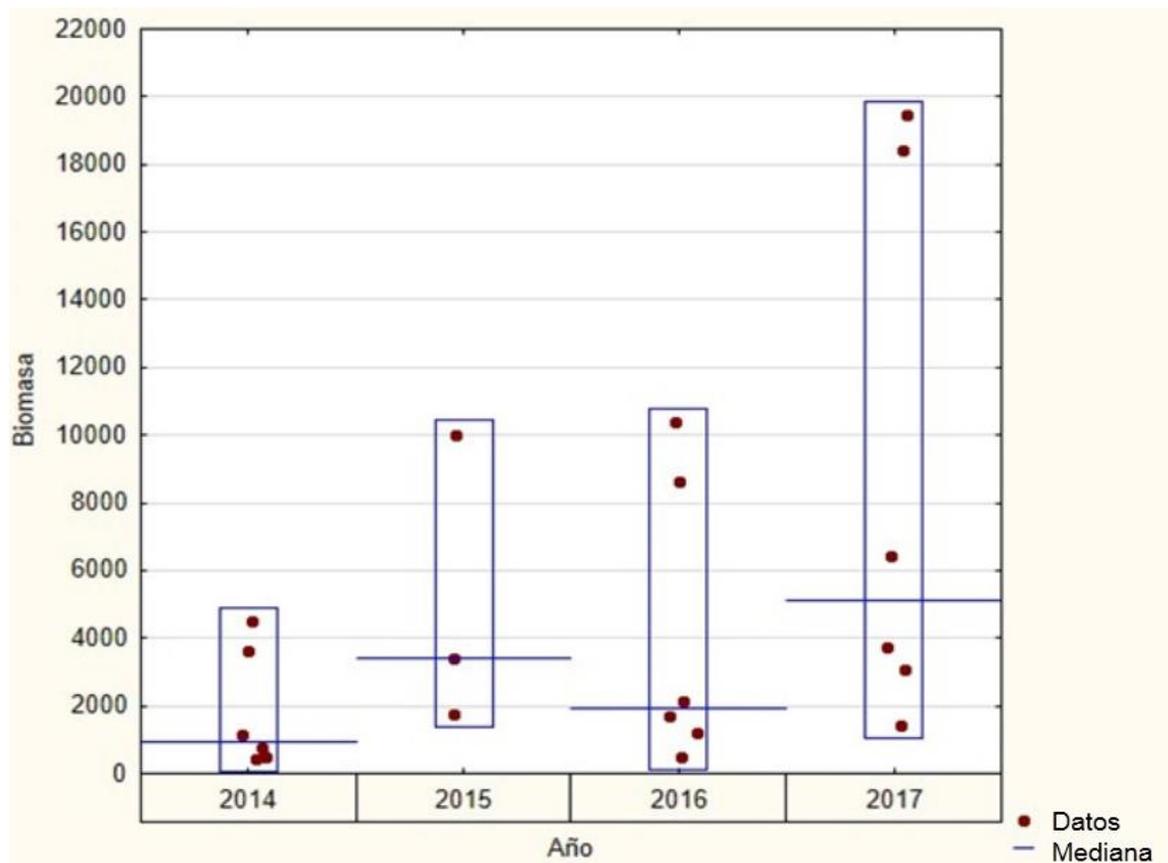


Figura 8. Distribución de la biomasa (g/100 m²) por transectos en los años de estudio.

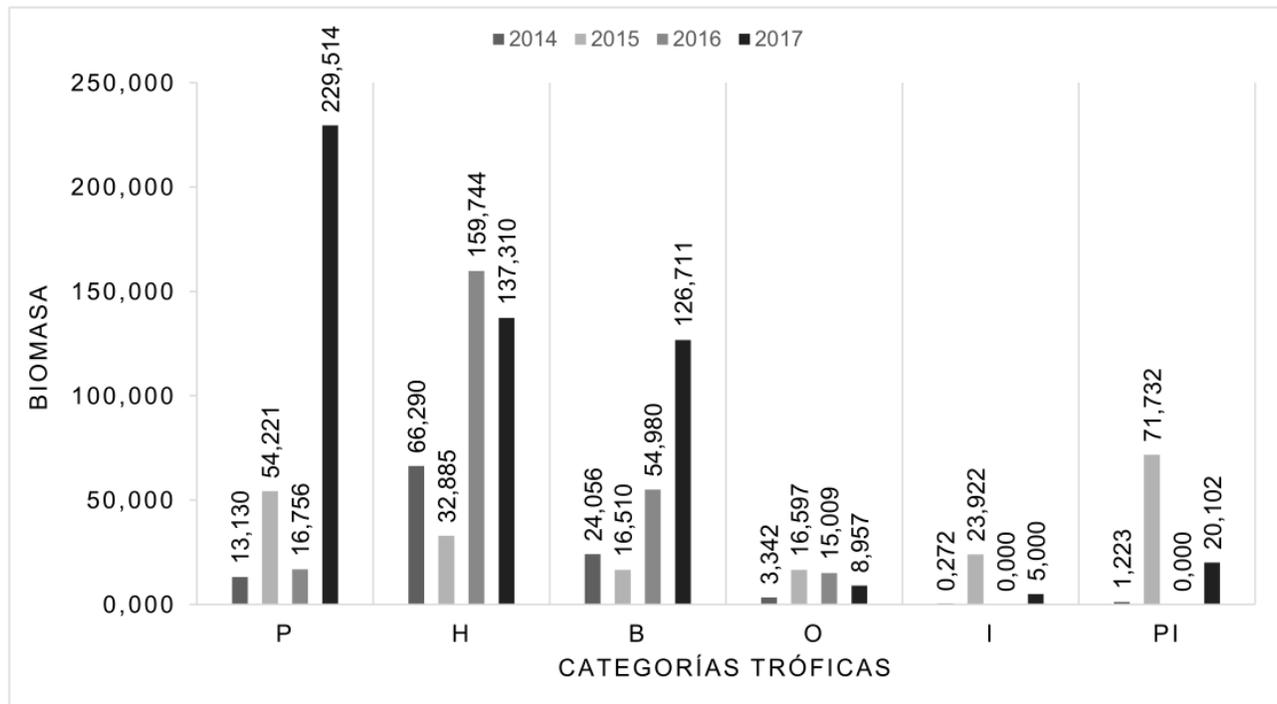


Figura 9. Biomasa por los grupos tróficos por año donde P: planctívoros, H: herbívoros, B: bentófagos, O: omnívoros, I: ictiófagos y PI: bento-ictiófagos.

La mayor biomasa está en el grupo de planctívoros en 2017 con 229,514 g/100m², en este mismo año se reportaron los valores más altos para los bentófagos: 126,711 g/100m². En el caso de los herbívoros fue en 2016 con 159,744 g/100m², para los omnívoros, ictiófagos y los bento-ictiófagos fue 2015 con 16,597 g/100m², 23,922 g/100m² y 71,732 g/100m² respectivamente (Fig. 9).

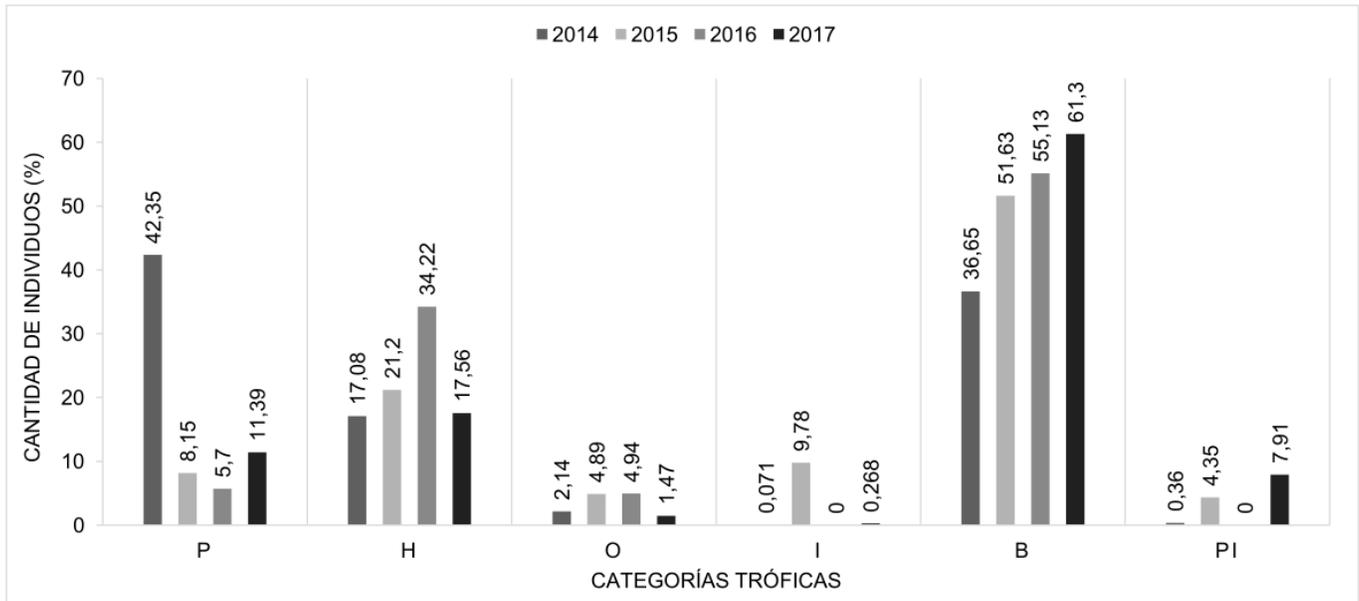


Figura 10. Cantidad (%) de individuos por grupo trófico en los años de estudio, P: planctívoros, H: herbívoros, B: bentófagos, O: omnívoros, I: ictiófagos y PI: bento-ictiófagos.

En cada año el grupo trófico con mayor cantidad de individuos muestreado fueron los bentófagos (Fig. 10), con más del 50% del total censado, con excepción de 2014 que alcanzó solo el 36,65%. En 2014 los planctívoros alcanzó su mayor densidad: 42,35%. Los omnívoros no superan el 5% en ninguno de los años. Los ictiófagos mantienen frecuencias menores al 1% en todos los años excepto para el 2015. En 2016 los grupos tróficos de ictiófagos y bento-ictiófagos no tuvieron representantes.

En el sitio los años más similares por densidad fueron 2014 y 2015 con un 57,05 %; 2015 y 2017 con un 50,78 % y 2014 y 2017 con un 49,95 %, en ese orden. El resto de las comparaciones de los años no superan el 40 % de similitud (Anexo II A). *Thalassoma bifasciatum* fue la especie que más contribuyó a la similitud entre transectos por año con valores que superan el 40%, exceptuando en 2016 que solo alcanza un 23,43%.

La disimilitud para la densidad entre años estuvo superior al 65% (Anexo III A). Los años más diferentes fueron 2016 y 2017 con un 80,01%, y los años 2014 y 2016 con una diferencia de 78,08%.

Las especies que más aportan a la disimilitud entre los años 2016 y 2017 fueron *Haemulon flavolineatum* con 20,23%, *T. bifasciatum* con 12,46% y *Abudefduf saxatilis* con 8,88% para un acumulado de 33,58%. Para los años 2014 y 2016 las especies que más aportaron son *T. bifasciatum* con 14,43%, *Haemulon sciurus* con 9,31% y *Abudefduf saxatilis* con 8,41% para un acumulado de 32,15%.

Los años más similares en cuanto a la biomasa en el sitio son 2015 y 2017 con un 50,673% seguido por 2014 y 2015 con 39,568%. El resto de comparaciones entre los años no superan 35% de similitud (Anexo II B). La familia *Haemulidae* que más aporta a esta similitud en los cuatro años.

Los años con mayores diferencias en cuanto a la biomasa son 2014 con 2016 (92,89%), la demás comparaciones entre años tienen porcentajes semejantes (Anexo III B). La disimilitud para la densidad entre años estuvo superior al 65%. Los años más diferentes fueron 2016 y 2017 con un 80,01% y los años 2014 y 2016 con una diferencia de 78,08%.

Con respecto a los índices de conservación para 2014, 2015, 2016 y 2017, estos alcanzaron 12, 15, 14 y 21 puntos respectivamente. Según el puntaje que da la valoración cualitativa los valores obtenidos fueron: 1,33 para 2014, 1,67 para 2015, 1,56 para 2016 y 2,33 para 2017. Estos valores permitieron clasificar la salud de la comunidad de peces en los tres primeros años como crítica y en 2017 como pobre.

5. Discusión

5.1 Descripción de la composición y estructura actual de la comunidad íctica en el sitio de muestreo.

En los cuatro años de estudio los individuos censados se organizaron en 15 familias, 25 géneros y 46 especies, en un estudio similar hecho por Caballero *et al.* (2004a) en la costa oriental de Bahía de Cochinos se identificaron 37 familias, 64 géneros y 80 especies de peces. En estos dos estudios coinciden con las familias más representadas con mayor número de individuos: Labridae y Haemulidae. También coinciden en su especie más abundante *Thalassoma bifasciatum*, aunque para el estudio de Bahía de Cochinos se suman: *Coriphopterus personatus*, *Chromis cyanea*, *Clepticus parrai*, y *Scarus iseri* y para el nuestro *Haemulon flavolineatum*, *Abudefduf saxatilis* y *Haemulon sciurus*.

La cantidad de peces en el sitio (N) durante los años de muestreo aumenta (Tabla I), aunque este incremento solo se observa en especies de pequeño y mediano tamaño (Fig. 1). Este resultado parece estar determinado por las características del sitio (baja profundidad, refugios escasos y de pequeño tamaño) (Claro, 1994a), que sólo permite a estos rangos de tallas el uso óptimo de las pequeñas oquedades disponibles en el arrecife, tanto para protección como para la obtención de alimento. Lo anterior ya ha sido descrito para arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes en el cual predominaron los peces de tallas pequeñas entre 5 y 20 cm de largo (Rojas *et al.*, 2011).

La frecuencia de individuos por rango de talla mantuvo valores similares en los cuatro años muestreados, excepto los individuos menores de 10 cm que en 2015 disminuyeron considerablemente, esto puede estar influenciado por la realización de solo tres transectos. Por otro lado, en 2017 los peces correspondientes al rango de 10 a 20 cm aumentaron tres veces su número respecto al año anterior, las familias que más influyeron en este aumento fueron *Acanthuridae*, *Haemulidae* y *Labridae*. Lara *et al.* (2013) declaran a la familia *Lutjanidae* como la dominante

para el archipiélago Sabana-Camagüey, mientras que para las zonas de Varadero y Santa Lucía fueron *Labridae* y *Pomacentridae*.

El aumento de individuos en estas familias puede estar determinada por razones diferentes. En el caso de Haemulidae influye la conducta de esta familia a formar cardúmenes, mayormente, los individuos de mediano tamaño (Valdes-Muñoz y Mochek, 1994). Además este sitio está ubicado en un área que ha sido sometida a pesca excesiva, tanto ilegal como estatal, lo que puede provocar a largo plazo la ocupación de los biotopos típicos de algunas especies comerciales como la biajaiba, *Lutjanus synagrys* (Linneaus, 1758), por especies de esta familia (Claro, 1994a).

Clavijo y Donaldson (1994), registraron que las agregaciones para el desove de la familia Labridae ocurren fundamentalmente, en los meses de enero y junio. Estos autores afirman, además, que ello tiene lugar en zonas generalmente poco profundas y carentes de relieve vertical. Estas características concuerdan con las del sitio de estudio y el mes de muestreo. También describen que los individuos de la familia *Acanthuridae* poseen hábitos gregarios, por lo que forman cardúmenes usualmente numerosos. Asimismo, McGehee (1941) reportó que las especies pertenecientes al género *Acanthurus* prefieren hábitats someros.

La densidad en el sitio aumenta en los años. Los datos de los tres primeros años no coinciden con los reportados para el archipiélago por Lara *et al.* (2013) y Claro *et al.* (2000) pero si con los correspondientes al año 2017.

En 2015 se observó un apreciable aumento de la talla promedio y la biomasa. Esta irregularidad puede responder al hecho de que se observaron 11 ejemplares de barracudas (*Sphyraena barracuda*) con una longitud aproximada de 1,20 m. Dicha especie es transeúnte-pelágica, por lo que su principal hábitat es la columna de agua, de hábitos diurnos, usualmente solitario pero en la etapa preadulto forma pequeñas agregaciones (Claro y Robertson, 2010). Por otro lado, se observaron también grandes ejemplares de 40 cm de loros (*Sparisoma rubripinne*, *Scarus vetula*). No obstante, en el año anterior (2014) y en los dos siguientes (2016 y

2017) los valores fueron similares porque no se encontraron peces dentro de los rangos de talla de 30 a 40 cm ni mayores de 40 cm.

5.2 Determinación de las diferencias entre la estructura del taxoceno en los años de muestreo.

Las especies dominantes en el área de estudio, por su densidad, están relacionadas con las diferentes estrategias biológicas para utilizar el hábitat del sitio con fines alimenticios, reproductivos o de protección (Díaz-Ruiz *et al.*, 2004). La especie dominante en los años 2014, 2015 y 2016 fue *Thalassoma bifasciatum*, no ocurre así en 2017 donde *Haemulon flavolineatum* fue la dominante con 162 individuos. A pesar que *T. bifasciatum* mostró los mayores valores de densidad poblacional en los tres primeros años, el número de ejemplares observados disminuyó en 2015 y 2016 (39 y 43 individuos respectivamente), sin embargo, aumentó significativamente en 2017 (127 individuos).

Esta especie por su abundancia es considerada como uno de los elementos más importantes de las comunidades de peces costeras. Esto está influenciado por su amplio espectro alimentario que le permite cambiar su táctica para obtener alimentos y en consecuencia pasa tanto tiempo en el bentos como en el estrato suprabentónico (Randal, 1967, Schaper, 1996, Aguilar *et al.*, 2004).

Se encontraron diferencias significativas para la densidad entre los años de estudio pero no para la biomasa. Esto se debe a que el número de individuos de 2017 es muy superior al del 2016 pero los tamaños de los individuos son menores de 15 cm en ambos años. En el parque nacional Guanahacabibes Rojas *et al.* (2011) no encontraron diferencias significativas en los valores de densidad, ni en los de biomasa. Estos mismos autores plantean que los valores de densidad y biomasa de peces están relacionados con la complejidad del sustrato, donde la estructura del fondo es más compleja e irregular se observan mayores valores. La complejidad del hábitat es el principal determinante de la abundancia, esta es mayor en los hábitats de alta complejidad estructural (Hixon y Beets, 1993, McCormick, 1994).

Bell *et al.* (1991), plantean que hábitats estructuralmente complejos no solo soportan una mayor densidad sino también una mayor riqueza de especies. Un mecanismo propuesto para explicar este patrón general es que una alta complejidad estructural reduce la competencia y la predación (Holt, 1987) porque la disponibilidad de refugios de adecuado tamaño pueden influir tanto en la abundancia como la distribución de la talla de los peces (Hixon y Beets, 1989).

Cuando se observa la distribución de la biomasa por transectos, el primer transecto siempre resultó el de mayor valor excepto para el año 2016 que fue el sexto. El primero se ubicaba más próximo al seibadal, lo que aumenta la riqueza de especies y la cantidad de individuos por encontrarse en el límite de 2 biotopos; posibilitado por la gran movilidad que caracteriza a los peces. En el caso del año 2016, el sexto transecto fue el de mayor biomasa porque tuvo mayor cantidad de peces y se detectaron 3 individuos herbívoros de mediano tamaño dos pertenecientes a la especie *Anisotremus virginicus* y dos a *Sparisoma aurofrenatum* los cuales su biomasa fue casi la mitad del valor total para el transecto. Este aumento en el número implica un aumento en la biomasa, pues al haber mayor densidad de peces mayor es su aporte a la biomasa total. Los bajos valores de biomasa coinciden con los encontrados por Lara *et al.* (2013) y en este estudio, se debe a una mayor abundancia de peces de talla pequeña (<20 cm).

La escasa presencia de grandes depredadores como: pargos (Lutjanidae), los que sus individuos fueron de pequeño tamaño y la ausencia total de meros (Serranidae) es un indicador de pesca excesiva. La sobrepesca disminuye las abundancia de la mayoría de las especies depredadoras de valor comercial, lo que puede ocasionar el predominio de especies de pequeño tamaño y de bajo nivel trófico (Aguilar, 2005). Al ser el control desde arriba deficiente o nulo, permite que las especies de niveles tróficos inferiores, con ciertas ventajas adaptativas, dominen sobre las restantes y ocasione una reestructuración de la comunidad. Esto puede observarse de manera directa como cambios en la alimentación y provoca variaciones en las cadenas tróficas y los flujos de energía (Friedlander y DeMartini, 2002, Gardner *et al.*, 2003, Hernández *et al.*, 2008). Varias especies de

Pomacentridae y *Holocentridae*, todas de pequeño tamaño, predominaron en los años de muestreos y son de gran atractivo por su colorido y conducta, que constituye un factor importante en el valor estético para las actividades de buceo contemplativo.

La disminución en la densidad de peces se expresó en todas las categorías tróficas con excepción de los bentófagos y fue más notoria en el caso de los planctófagos debido principalmente a la disminución de su única especie en este ecosistema: *A.saxatilis*. Este comportamiento ya ha sido descrito por Claro *et al.* (2000) para el archipiélago Sabana-Camagüey. Este resultado no coincide con los encontrados por Rojas *et al.* (2011) que reporta los valores más altos de densidad para los planctófagos y los omnívoros en todas las estaciones.

La similitud por transecto se traduce como la homogeneidad que presenta el sitio por año. El sitio en función de la densidad y la biomasa resultó ser variable en los años de estudio. El año más homogéneo fue 2016, tanto en densidad como biomasa; mientras que 2014 fue el más heterogéneo al hacer el mismo análisis porque presenta los valores más bajos de similitud para la biomasa mientras para la densidad es la segunda más baja. La especie que más aporta a la similitud entre los años a la densidad es *T. bifasciatum* que corresponde con lo planteado por Claro y García-Arteaga (1994), Claro y Cantelar (2003) y Claro *et al.* (2007) como una de las especies dominantes comunes de cualquier arrecifes cubano, como se ha explicado antes presenta una gran detectabilidad y no utilizan los refugios del arrecife, solo la irregularidades del mismo para escapar a gran velocidad de los depredadores, a lo que se suma que son muy móviles y están en todos los sectores del arrecife.

El comportamiento de la comunidad de peces en 2015 vuelve a ser heterogéneo, similar al año anterior, con la salvedad de la similitud entre transectos para la biomasa fue mayor respecto al año 2014. *Stegastes adustus* y *Abudefduf saxatilis* fueron las que más contribuyeron a esta similitud.

Stegastes adustus es una de las especies territoriales más comunes en los arrecifes, es un pez violento que tiene reacciones agresivas con otros peces y se

esconde rápidamente cuando es amenazado (Mochek, 1984, Valdes-Muñoz y Mochek, 1994). Al defender una zona pequeña (70 a 80 cm), por lo que permanecen en su territorio, son solitarios y hacen poco uso del refugio, todo lo anterior tributa que sea de las especies que más aporta a la similitud.

Abudefduf saxatilis es una de las especies predominantes en la plataforma (Valdes-Muñoz y Mochek, 1994), no es dependiente de la complejidad del sustrato porque hace poco uso de los refugios como defensa y al alimentarse de crustáceos planctónicos (Randal, 1967) se encuentra usualmente en la columna de agua, que lo hace un pez pelágico-suprabentónico, sobre las elevaciones del arrecife lo que hace fácil su detección. En este año las tallas de todos los ejemplares fueron similares lo que influye directamente en la similitud en la biomasa.

Los años 2016 y 2017 en el sitio tienen un comportamiento más homogéneo. Los porcentos de densidad y biomasa para ambos años son semejantes.

Al comparar los años también se presenta variabilidad. Las mayores disimilitudes respecto a la biomasa se encontraron entre 2014 y 2016, las menores entre 2015 y 2017. Las especies que más aportaron a la disimilitud entre los años 2014 y 2016 fueron *Sparisoma aurofrenatum* y *Abudefduf taurus*, mientras que las que más aportaron a la similitud entre los años 2015 y 2017 fueron *Abudefduf saxatilis* y *Lutjanus apodus*.

Sparisoma aurofrenatum tienen una gran actividad motora y son gregarios. Se alimentan de algas fijadas al fondo y se mueven por extensas áreas en busca de alimento. No utiliza refugios para defenderse sino que nadan o imitan a otras especies. Contribuyen a la disimilitud debido a la alta variabilidad que presentó la especie en los 4 años respecto a su presencia o no. Esto puede estar influenciado por las características antes descritas de su actividad motora, el pequeño tamaño del sitio de estudio y a la variedad de biotopos aledaños a la comunidad coralina El Guanabaco, que influye en su presencia-ausencia en los años de muestreo.

Lutjanus apodus se caracteriza por poseer hábitos gregarios-suprabentónicos que utilizan los refugios en caso de ser atacados. Pueden imitar otras especies o, en menor medida, ser agresivos. La alta contribución de la disimilitud está determinado por la variabilidad de la abundancia de la especie en el sitio. Este hecho puede estar determinado porque la especie se alimenta en el arenazo o en el seibadal en la noche y no regrese en el día al mismo arrecife.

La disimilitud para la densidad entre años fue superior al 65%. Los años más diferentes fueron 2016 y 2017, que se corresponde con las diferencias encontradas por la prueba de Kruskal-Wallis y puede estar determinado por la alta variabilidad de *Haemulon flavolineatum* la cual es una especie que utiliza diferentes biotopos para su alimentación por lo que presenta una gran movilidad, ello unido al pequeño tamaño del sitio de estudio provoca estas diferencias.

El incremento del puntaje de la comunidad a través de los años evidencia la mejora de la comunidad de peces. Las categorías de salud avanzan de crítica hasta pobre. Los índices obtenidos (de 12 a 21) son menores a los reportados para la cayeria de Villa Clara (37 puntos) y para Cayo Coco (35 puntos) y se semejan mas a los hallados en Varadero y Santa Lucía con 24 y 22 puntos respectivamente (Lara *et al.* (2013)). También se asemejan a los de arrecifes de las islas Martinica (19), Guadalupe (23) y al área explotada de West Sambo en Florida con 20 puntos donde la ictiofauna presenta afectaciones asociadas a la explotación pesquera y degradación de los hábitats.

6. Conclusiones

1. Se registraron 46 especies de peces, donde *Thalassoma bifasciatum* y *Haemulon flavolineatum* fueron las dominantes y pertenecen a las familias más representadas *Labridae* y *Haemulidae*, respectivamente.
2. Las características de la zona y la sobrepesca justifican el predominio de los peces de talla pequeña en el sitio y de los bajos valores de abundancia de los ictiófagos.
3. El incremento de la biomasa y de la densidad de herbívoros influye en el incremento de los puntajes del estado de salud de la comunidad de peces y el cambio de la categoría de crítica a pobre, lo que evidencia una mejora en el tiempo para el arrecife El Guanál.

7. Recomendaciones

- Continuar con el monitoreo de la comunidad íctica en el sitio para evaluar su evolución en el tiempo.
- Realizar estudios de conectividad de la comunidad de peces con los biotopos aledaños.
- Extender el presente estudio a otras comunidades coralinas someras de la provincia.

8. Bibliografía

- Aguilar, C. (2005) La ictiofauna costera de Ciudad de La Habana: Efectos acumulativos de agentes estresantes múltiples en varios niveles de organización biológica. In: *Departamento de Biología*. Centro de Investigaciones Marinas: Universidad de La Habana, Cuba, pp. 122.
- Aguilar, C., G. , González-Sansón, K. R., Munkittrick y MacLatchy, D. L. (2004) Fish assemblages on fringe coral reefs of the northern coast of Cuba near Havana Harbor. *Ecotox. Env. Saf.* 58: 126-138.
- Alcolado, P. (1984) Utilidad de algunos índices ecológicos estructurales en el estudio de las comunidades marinas de Cuba. *Cien.* 11: 61-77.
- Alcolado, P., González, S. y Martínez-Daranas, B. (1998) Protocolo para el monitoreo del bento de los arrecifes coralinos. INSTITUTO DE OCEANOLOGÍA.
- Alcolado, P. y Duran, A. (2011) Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Océano.* 25 -29.
- Alcolado, P., Lorenzo, S. y Almeida, I. (2011) Efectos del cambio climático sobre los arrecifes coralinos de cuba: medidas para el manejo ambiental de las crestas arrecifales de Cuba a nivel municipal. Informe del Proyecto 5 —Localización y estado de deterioro de las crestas arrecifales en zonas prioritizadas de Cuba (del Macro-proyecto —Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100II).
- Alcolado, P. M. (1995) El arrecife coralino: Habitat amenazado de incuestionable valor para el hombre *Divulgación Científico-técnica del Proyecto CUB/92/G31 GEF/PNUD.* 4.
- Alcolado, P. M. (2004) *Manual de capacitación para el monitoreo voluntario de alerta temprana en arrecifes coralinos.*

- Almany, G. R. (2004) Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos*. 106: 275-284.
- Alvarado, J. J., Fernández, C. y Nielsen, V. (2006) Capítulo V: Arrecifes y comunidades coralinas. *Informe Técnico Ambientes Marino Costeros de Costa Rica*.
- Arias, R., Rodríguez, E., Martín, I. y Reyes, C. (2011) Monitoreo de arrecifes coralinos. Informe Final de servicio estatal. Centro de estudios y Servicios Ambientales, CITMA Villa Clara 14pp.
- Arias, R., Rodríguez, E., Martín, I., Reyes, C. y Triana, M. (2012) Monitoreo de arrecifes coralinos. 2012. Informe Parcial de Servicio Estatal. Centro de Estudios y Servicios Ambientales, CITMA Villa Clara.16pp.
- Begon, M., Harper, J. L. y Townsend, C. R. (1997) Cap 17: Ecology: Individuals, population and Communities. Blakwell Scientific publications. Cambridge. London. *The Nature of the community*. pp. 679-709.
- Bell, J. D., Craik, G. J. S., Pollard, D. A. y Russell, B. C. (1995) Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater *Coral Reefs*. 4: 41-44.
- Bell, S. S., McCoy, E. D. y Mushinsky, H. R. (1991) Habitat structure: the physical arrangement of objects in space.
- Birkeland, C. (1997) *Life and Death of Coral Reefs*: New York, 536 pp.
- Bonnaveira, G. (2017) *La pesca excesiva y la disminución de los arrecifes de coral amenazan las pesquerías de las islas del Pacífico y el Caribe*. [En línea] Disponible desde: www.iucn.org. [Consultado: noviembre 2017].
- Booth, D. y Beretta, G. (2002) Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*. 245: 205–212.
- Brock, V. E. (1954) A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*. 18: 297-308.
- Caballero, H., Chevalier, P. P., Varona, G., Cárdenas, A. L., Lourdes Pastor, Pérez-Hernández, A. y García., Y. (2004a) Componentes más comunes de la fauna del arrecife de coral de la costa oriental de Bahía de cochinos, Cuba: corales, esponjas, gorgonáceos y peces. *Rev. Invest. Mar.* 25: 37-44.

- Caballero, H., Chevalier, P. P., Varona, G., Cárdenas, A. L., Pastor, L., Hernandez, A. P.-. y García, Y. (2004b) Componentes más comunes de la fauna del arrecife de coral de la cota oriental de Bahía de Cochinos, Cuba: corales, esponjas, gorgonáceos y peces: 37-44.
- Claro, R. (1994a) Ecología de los peces marinos de Cuba. En: Claro, R. (ed.). *Características generales de la ictiofauna*. pp. 55-70: Centro de investigaciones de Quintana Roo.
- Claro, R. (1994b) *Ecología de los peces marinos de Cuba*: Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba.
- Claro, R., Bustamante, G., García-Arteaga, J. P., García-Cagide, A., Sierra, L. M., Valdés-Muñoz, E., Koshelev, B. V., Mochev, A. D., Shatunovsky, M. I., Reshetnikov, Y. S., Papova, O. A. y Baisre, J. A. (1994) Ecología de los peces marinos de Cuba. Centro de investigaciones de Quintana Roo. México, D.F. : 26.
- Claro, R. y García-Arteaga, J. P. (1994) Estructura de las comunidades de peces en los arrecifes del grupo insular Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*. 2: 83-107.
- Claro, R., Cantelar, K., 2, F. P. A. y García-Arteaga, J. P. (2000) Biodiversidad y manejo de la ictiofauna del archipiélago Sabana-Camagüey. Instituto de oceanología.
- Claro, R., García-Arteaga, J. P. y Pina-Amargó, F. (2001) Ictiofauna de los fondos blandos del Archipiélago Sabana-Camagüey. *Rev. Invest. Mar.* 22: 117-127.
- Claro, R. y Cantelar, K. (2003) Rapid assessment of the coral communities of María La Gorda, Southeast Ensenada de Corrientes, Cuba (Part 2: reef fishes). *Atoll. Res. Bull.* 496: 278-293.
- Claro, R., rteaga, J. P. G. í. a.-A., Gobert, B., Ramos, K. C., Gómez, S. V. V. y Amargós, F. P. (2004) Situación actual de los recursos pesqueros del archipiélago Sabana-Camagüey , Cuba. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33.
- Claro, R. (2007) La biodiversidad marina de Cuba. Instituto de Oceanología, La Habana.CD-ROM.

- Claro, R., Cantelar, K., Pina-Amargos, F. y Garcia-Artega, J. P. (2007) Cambios en las comunidades de peces de los arrecifes coralinos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Biología Tropical*. 55: 537-547.
- Claro, R. y Robertson, D. R. (2010) Los peces de Cuba. Instituto de Oceanología, CITMA, La Habana, Cuba.
- Clavijo, I. E. y Donaldson, P. L. (1994) Spawning behavior in the labrid *Halichoeres bivittatus*, on artificial and natural substrates in Onslow Bay, North Carolina, with notes on early life history. *Bull. Mar. Sci.* 55: 383-387.
- Chiappone, M., Sullivan, K., Bustamante, G. y Sluka, R. (1997) Status of reefs in the central Bahamas based on large-scale survey. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symposium, Panamá City*. 1: 345-350.
- Díaz-Ruiz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A. y Ortega-Bernal, R. (2004) Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Biología Tropical*. 52: 187-199.
- Eschmeyer, W. N. (1998) Catalog of Fishes. Special Pub. (California Acad. Sci., S. F., CA, ed.). San Francisco, CA.
- Friedlander, A. M. y DeMartini, E. E. (2002) Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- Gardner, T. A., Cote, I. M., Gill, J. A., Grant, A. y Watkinson, A. R. (2003) Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*.
- González, A. R. (2006) *Ecología: Metodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*: Editorial Potificia Universidad Juveriana.
- Guitart, D. (1998) *Sinopsis de los peces marinos de Cuba*: Editorial Científico-Técnica, 562 pp.
- Hernández-Zanuy, A. A., P.M. (2012) *La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: II. Memorias del Simposio Iberoamericano de biodiversidad marina y cambio climático.*: RED CYTED BIODIVMAR.

- Hernández, I., Aguilar, C. y González-Sansón, G. (2008) Tramas tróficas de peces de arrecifes en la región noroccidental de Cuba. II. Grupos funcionales. . *Rev. Biol. Trop.* 56: 1391-1401.
- Hernández, J. J. C. (2007) Seguimiento científico de los sistemas de arrecifes artificiales ubicados en el litoral de las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran canaria y La Palma. (López, J. L. H. y González, Y. P., eds.).
- Hixon, M. A. y Beets, J. P. (1989) Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.* 44: 666-680.
- Hixon, M. A. y Beets, J. P. (1993) Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecol. Monogr.* 63: 77-101.
- Hobson, E. S. (1975) Predatory behavior of some shore fishes in the Gulf of California. Research report 73. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. USA, pp. 98.
- Holt, R. D. (1987) Prey communities in patchy environments. *Oikos.* 106: 276-290.
- Humann, p. (1997) *Guía de peces del Caribe*: M&G Difusión, S.L.
- Jackson, J., Donovan, M., Cramer, K. y Lam, V. (2014) Status and Trends of Caribbean Coral Reefs. *Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, 1970-2012.* pp. 304
- Karlson, R. H. (1999) *Dynamics of Coral Communities*: Kluwer Acad. Publ, 250 pp.
- Lara, A., García, A., Chevalier, P., Salvat, H. y Claro, R. (2013) Estado de conservación de la ictiofauna arrecifal en sitios de buceo turístico de cuatro regiones del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica*
- Marks, W. K. y Klomp, K. D. (2003) Fish biomass conversion equations. pp. 625-628.
- Marroquín, C. P. (2017) *El plástico, una de las principales amenazas para los océanos.* [En línea] Disponible desde: www.prensalibre.com. [Consultado: noviembre 2017].
- McCormick, M. I. (1994) Comparison of field methods for measuring surface topography and their associations with a tropical reef fish assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 112: 87-96.

- McGehee, M. A. (1941) 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.
- Mocheke, A. D. (1984) Los arrecifes artificiales de los mares de diferentes latitudes. *Rep. Invest. Inst. Oceanol. Acad. Cienc. Cuba.* 30: 1-7.
- Morales, O. G. Á. y Domínguez, O. D. (2017) *Peces arrecifales del Mar Caribe*. [En línea] Disponible desde: www.sabermas.umich.mx. [Consultado].
- Murdoch, W. W. y Oaten, A. (1975) Predation and population stability. *Adv. Ecol. Res.* 9: 1-132.
- Muscantine, L., Goiran, C., Land, L., Jaubert, J. y Cuif, J. (2005) Stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of organic matrix from coral skeleton. *Proc Natl Acad Sci USA.* 102: 1525–1530.
- Navarro-Martínez, Z., Guardia, E. d. I., López, L. G. y Valdés, J. A. (2017) Primeras experiencias con estero video operado por buzos para muestreo de peces de arrecife en Cuba. *Revista de investigaciones marinas.* 37.
- Nelson, J. S., Crossman, E. J., Espinosa-Pérez, H., Findley, L. T., Gilbert, C. R., Lea, R. N. y Williams, J. D. (2004) Common and scientific names of fishes from the United States. *Am. Fish. Soc. Special Publication.* 29.
- Nystrom, M. y Folke, C. (2001) Spatial resilience of coral reefs. *Ecosystems.* 4: 406-417.
- Randal, J. E. (1967) Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.* 5: 847.
- Rogers, C. S. (1994) Manual para el monitoreo de Arrecifes de coral en el Caribe y el Atlántico occidental. Virgin Islands National Park, pp. 106.
- Rojas, D. C., Madruga, R. C., Monteagudo, P. P. C., Valderrama, S. P. y Aragón, H. C. (2011) Estructura de las asociaciones de peces en los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Mar y Costa.* 3: 153-169.
- Schaper, S. (1996) The fish community in a reef of Puerto Viejo (Limon, Costa Rica). *Rev. Biol. Trop.* 44: 923-925.

- Scheffer, M., Carpenter, S. y Young, B. d. (2005) Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution*. 20: 579-581.
- Sierra, L. M., Claro, R. y Popova, O. A. (1994) Alimentación y relaciones tróficas. *Ecología de los peces marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología.
- Steele, M. y Forrester, G. (2002) Early predation on reef fishes: effects on spatial patterns of recruitment. *Ecology*. 83: 1076-1091.
- Valdes-Muñoz, E. y Mocheke, A. D. (1994) Estructura etológica de las comunidades de peces. En: Claro, R. (ed.). *Ecología de los peces marinos de Cuba*: Centro de investigaciones de Quintana Roo
- Valdés-Muñoz, E. (2010) Corales Pétreos (escleractinios), Bloques de Construcción de los Arrecifes Tropicales. *Home*.
- Valmaseda, A. E. M., Silva, J. B. P., Salvat-Torres, H. M. y Quesada, M. S. (2014) Diversidad de peces en los arrecifes de coral de la costa sur-central de Cuba. *Ciencias Marinas y costeras*. 6: 91-101.
- Vázquez-Domínguez, E. (2000) *The importance of reef biodiversity*.
- Venail, R. (2002) Acercamiento a la estructura y composición de la comunidad íctica arrecifal de la isla de Malpelo, utilizando el censo visual rápido en el mes de marzo de 2002. In: *Facultad de Ciencias*. Pontificia universidad de Javeriana.
- Wild, C., Hoegh-Guldberg, O., Naumann, M. S. y Colombo-Pallotta, M. F. (2011) Climate change impedes scleractinian corals as primary reef ecosystem engineers. *Marine and Freshwater Research*. 62: 205-215.

9. Anexos

Anexo 1

Test de Anderson- Darling para determinar si las variables cumplen las premisas para el uso de pruebas paramétricas.

	Año	Cantidad de transectos	Adstatistic	p	Interpretación
No. individuos	2014	6	0,228169882	0,6745962	no
	2015	3	0,280025597	0,32526313	no
	2016	6	0,292952581	0,47812024	no
	2017	6	0,320234581	0,40289623	no
Biomasa	2014	6	0,738626845	0,02473676	si
	2015	3	0,316159163	0,24124726	no
	2016	6	0,655028846	0,04346613	si
	2017	6	0,606274939	0,06039421	no

Anexo 2

Phylum CHORDATA

Subphylum VERTEBRATA

Superclase GNATHOSTOMATA

Grado Teleostomi

Clase Actinopterygii

Subclase Neopterygii

División Teleostei

Superorden Labroidei

Serie Percomorpha

Orden Beryciformes

Familia Holocentridae

Holocentrus rufus (Walbaum, 1792)

Holocentrus adscensionis (Osbeck, 1765)

Plectrypops retrospinis (Guichenot, 1853)

Sargocentron bullisi (Woods, 1955)

Orden Perciformes

Familia Acanthuridae

Acanthurus bahianus Castelnau, 1855

Acanthurus chirurgus (Bloch, 1787)

Acanthurus coeruleus Bloch & Schneider, 1801

Familia Carangidae

Caranx crysos (Mitchill, 1815)

Caranx ruber (Bloch, 1793)

Familia Chaetodontidae

Chaetodon capistratus Linnaeus, 1758

Chaetodon striatus Linnaeus, 1758

Familia Gerreidae

Gerres cinereus (Walbaum, 1792)

Familia Haemulidae

Anisotremus virginicus (Linnaeus, 1758)

Haemulon flavolineatum (Desmarest, 1823)

Haemulon plumieri (Lacepède, 1801)

Haemulon sciurus (Shaw, 1803)

Familia Kyphosidae

Kyphosus sp.

Familia Labridae

Halichoeres bivittatus (Bloch, 1791)

Halichoeres maculipinna (Müller & Troschel, 1848)

Halichoeres poeyi (Steindachner, 1867)

Halichoeres radiatus (Linnaeus, 1758)

Thalassoma bifasciatum (Bloch, 1791)

Familia Lutjanidae

Lutjanus apodus (Walbaum, 1792)

Lutjanus griseus (Linnaeus, 1758)

Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758)

Ocyurus chrysurus (Bloch, 1791)

Familia Mullidae

Mulloidichthys martinicus (Cuvier, 1829)

Pseudupeneus maculatus (Bloch, 1793)

Familia Pomacanthidae

Pomacanthus paru (Bloch, 1787)

Familia Pomacentridae

Abudefduf saxatilis (Linnaeus, 1758)

Abudefduf taurus (Müller & Troschel, 1848)

Microspathodon chrysurus (Cuvier, 1830)

Stegastes adustus (Troschel, 1865)

Stegastes diencaeus (Jordan & Rutter, 1897)

Stegastes partitus (Poey, 1868)

Holacanthus ciliaris (Linnaeus, 1758)

Familia Scaridae

Scarus iseri (Bloch, 1789)

Scarus taeniopterus Lesson, 1829

Scarus vetula Bloch & Schneider, 1801

Sparisoma atomarium (Poey, 1861)

Sparisoma aurofrenatum (Valenciennes, 1840)

Sparisoma radians (Valenciennes, 1840)

Sparisoma rubripinne (Valenciennes, 1840)

Sparisoma viride (Bonnaterre, 1788)

Familia Sparidae

Calamus bajonado (Bloch & Schneider, 1801)

Familia Sphyraenidae

Sphyraena barracuda (Edwards, 1771)

Orden Tetraodontiformes

Familia Monacanthidae

Cantherhines pullus (Ranzani, 1842)

Anexo 3

Resultados de la prueba de Dunn para la densidad, en rojo las diferencias significativas para $p= 0,05$.

Depend.:N	2014	2015	2016	2017
	R: 8,3333	R: 10,3333	R: 7,3333	R: 17,6670
2014		1,000000	1,000000	0,055067
2015	1,000000		1,000000	0,567830
2016	1,000000	1,000000		0,023522
2017	0,055067	0,567830	0,023522	

Anexo 4

Similitud (%) entre los años de estudio para Cayo El Guanal según: A densidad, B biomasa, en rojo los valores con mayor similitud.

A:

	2014	2015	2016
2014			
2015	57,053		
2016	37,269	35,806	
2017	49,951	50,779	28,342

B:

	2014	2015	2016
2014			
2015	39,568		
2016	9,176	13,572	
2017	31,936	50,673	15,907

Anexo 5

Disimilitud (%) entre los años de estudio para Cayo El Guanal según: A densidad, B biomasa, en rojo los valores con mayor disimilitud.

A:

	2014	2015	2016
2014			
2015	73,59		
2016	78,08	74,96	
2017	68,71	66,71	80,01

B:

	2014	2015	2016
2014			
2015	88,77		
2016	92,89	88,51	
2017	88,97	73,19	89,97