



Artículo Original

Comunidades bentónicas e incidencia del buceo libre en arrecifes de Laguna de Maya, Matanzas, Cuba

Benthic communities and incidence of free diving in reefs of Laguna de Maya, Matanzas, Cuba

Leslie Hernández-Fernández¹  <https://orcid.org/0000-0002-1939-9790>, Elena de la Guardia Llansó²  <https://orcid.org/0000-0003-3374-7197>, Yadira Torres Olarriaga³  <https://orcid.org/0000-0002-0459-1632>

Resumen:

Contexto: Se carece de una caracterización cuantitativa de la estructura y abundancia de las comunidades bentónicas del arrecife coralino de “Laguna de Maya”. Esta información es de gran utilidad para prevenir afectaciones antrópicas, como las que provienen de la actividad de buceo libre y autónomo SCUBA, con fines recreativos y para la pesca de autoconsumo.

Objetivo: Caracterizar la comunidad bentónica y de peces, permitiendo la determinación de la incidencia del buceo sobre arrecifes del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”, Matanzas, Cuba.

Métodos: Fueron muestreados cuatro sitios, con el empleo del marco cuadrado de 1m de lado (1 m²), según Weinberg (1981). Se colocaron entre 26 y 31 unidades de muestreo por sitio, para un total de 117 unidades, tomando un lado de cada cuadrado para determinar la cobertura del sustrato. Se cuantificó el diámetro máximo y los porcentajes de superficie con muerte antigua, muerte reciente y blanqueamiento, por colonia.

Resultados: Se identificaron 19 especies de corales, dominando *Millepora complanata* y *Porites astreoides* y el zoantideo *Palythoa caribaeorum*. Se censaron 60 especies de peces, dominando *Thalassoma bifasciatum* y *Chromis cyanea*. Las mayores infracciones cometidas fueron los contactos sobre los corales (0.12 contactos/1 min).

Conclusiones: De forma general, el estado de salud de los corales fue afectado en dos de los sitios estudiados. Las consecuencias negativas, al parecer, fueron producto de los impactos locales (buceo recreativo). En la línea de base estudiada se identifican los disturbios y peligros que prevalecen sobre el arrecife del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”.

Palabras clave: buceo, corales, peces, impactos, Laguna de Maya.

Abstract:

Background: There is a lack of a quantitative characterization of the structure and abundance of the benthic communities of the “Laguna de Maya” coral reef. This information is very useful to prevent anthropic affectations, such as those that come from free and autonomous SCUBA diving activity, for recreational purposes and for self-consumption fishing.

Objective: To characterize the benthic and fish community, allowing the determination of the incidence of diving on reefs of the “Laguna de Maya” Wildlife Refuge Protected Area, Matanzas, Cuba.

Methods: Four sites were sampled, with the use of a square frame with a side of 1m (1m²), according to Weinberg (1981). Between 26 and 31 sampling units were placed per site, for a total of 117 units, taking one side of each square to determine the substrate coverage. The maximum diameter and the percentages of surface with old death, recent death and bleaching, by colony, were quantified.

Results: 19 species of corals were identified, dominating *Millepora complanata* and *Porites astreoides* and the zoanthid *Palythoa caribaeorum*. 60 species of fish were registered, with *Thalassoma bifasciatum* and *Chromis cyanea* dominating. The largest offenses committed were contacts on corals (0.12 contacts/min).

Conclusions: In general, the health status of the corals was affected in two of the studied sites. The negative consequences, it seems, were the product of local impacts (recreational diving). In the studied baseline, the disturbances and dangers that prevail on the reef of the Wildlife Refuge Protected Area “Laguna de Maya” are identified.

Keywords: free diving, corals, fishes, impacts, Laguna de Maya.

Historial del artículo

Recibido: 7 febrero 2021

Aceptado: 12 marzo 2021

¹Centro de Bioplasmas Universidad “Máximo Gómez Báez”, Ciego de Ávila, Cuba;

²Conceptos Arkipelago, Quintana Roo, México;

³Centro de Investigaciones Marinas (CIM), Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.

Email: coraleslhf@gmail.com

Artículo de acceso abierto bajo licencia Creative Commons Atribución NoComercial CompartirIgual (CC-BY-NC-SA) 4.0.



Citación recomendada para este artículo: Hernández-Fernández, L., Guardia Llansó, E. y Torres Olarriaga, Y. (2021). Comunidades bentónicas e incidencia del buceo libre en arrecifes de Laguna de Maya, Matanzas, Cuba. *Monteverdia*, 14 (1), pp. 28-41. Recuperado de: <https://revistas.reduc.edu.cu/index.php/monteverdia/3596>

Introducción

Los arrecifes coralinos brindan una serie de servicios ambientales. Según Moberg y Folke (1999), estos se deben enumerar como servicios físicos, bióticos, biogeoquímicos y servicios culturales, dentro de este último señalan a la recreación, como uno de los objetivos del turismo.

El turismo es, actualmente, una de las actividades económicas más importantes a nivel mundial y en particular para el Caribe. Cuba se incluye entre los diez polos biológicamente más ricos y atractivos del mundo, siendo determinante que sus arrecifes coralinos y otros ecosistemas costeros están entre los mejores conservados del Caribe (Juanes et al., 2007). Sin embargo, según Alcolado (2004), el desarrollo del turismo costero-marino en Cuba se asocia a una de las razones del deterioro de los ecosistemas marinos y en especial de los arrecifes coralinos.

Una de las opciones turísticas más atractivas, que se vinculan a los arrecifes coralinos, es el buceo recreativo. Entre los sitios cubanos más interesantes para esta actividad se destacan María la Gorda, Cayo Largo del Sur (zona suroccidental), Cayo Coco y Cayo Guillermo (Jardines del Rey), Cayo Blanco (Trinidad), Guardalavaca (Holguín), Sierra Mar (Santiago de Cuba), y Dársena y Barracuda (Varadero) (Juanes et al., 2007). Pueden mencionarse también el Parque Nacional Jardines de la Reina (Ciego de Ávila) y el Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya” (Matanzas).

Estudios, como los realizados por Zakai y Chadwick-Furman (2002), Barker y Roberts (2004), Álvarez (2012) y Cederstav et al. (2015), exponen que el buceo recreativo puede ser una amenaza para los arrecifes coralinos. Sin embargo, estudios realizados en Cuba por De la Guardia (2006) en Guajimico, Hernández-Fernández et al. (2008a) en Cayo Coco y Hernández-Fernández et al. (2016a) en el Parque Nacional Jardines de la Reina, no revelaron que las actividades de buceo afectaran a los arrecifes de coral en dichas zonas.

No obstante, que el buceo recreativo tenga una incidencia directamente negativa sobre el arrecife coralino, depende de la topografía del arrecife (Zakai & Chadwick-Furman, 2002), el tipo de actividad que se ejecute (buceo libre (snorkel) o autónomo SCUBA), así como las acciones educativas que se realicen antes y durante el buceo recreativo. Se ha demostrado que las

charlas (briefings) ecológicas antes del buceo, así como la intervención de guías de buceo, reducen el número de contactos sobre los organismos del arrecife (Barker & Roberts 2004; Krieger & Chadwick 2013).

Específicamente, el arrecife coralino del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya” es reconocido por su belleza y su descripción cualitativa aparece en el plan de manejo del área (Plan de Manejo. Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”). Sin embargo, a pesar que la información recopilada en este estudio data de 2008 y 2013, no se han encontrado trabajos cuantitativos sobre la estructura y abundancia de las comunidades bentónicas del arrecife, de ahí que estos resultados constituyan una línea base para futuros estudios. Esta información sería de gran utilidad si se considera que el sitio es utilizado para el buceo libre y autónomo SCUBA, y para la pesca de autoconsumo, cuyo uso continuo pudiera llegar a afectar la salud del arrecife.

Partiendo de estos resultados y realizando estudios actualizados, los administradores pueden trazar estrategias dirigidas a la protección del arrecife; recurso turístico único del área protegida. No obstante, este ecosistema también recibe las consecuencias del cambio climático, que es la causa principal de la declinación global de los arrecifes (Bruno et al., 2019). Según (Lirman et al., 2011) sobre los arrecifes coralinos se incrementa la presión del estrés antrópico y natural causando su declinación significativa en todo el mundo. Esta presión es más acentuada en los arrecifes coralinos de ambientes someros (menores de 30 m de profundidad) (Bongaerts et al., 2010), como los del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”.

Sobre la base de lo anteriormente planteado, se asumió que los arrecifes del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya” presentaban afectación en algunos indicadores ecológicos, cuya causa fundamental sería la combinación de impactos locales (buceo recreativo) e impactos globales (intensos huracanes). Con base a esta hipótesis se escogieron cuatro sitios de muestreo, dentro de los límites del área protegida, con el objetivo caracterizar la comunidad bentónica, especialmente, la de corales y la comunidad de peces, y determinar la incidencia del buceo recreativo (buceo libre) sobre el arrecife. Los resultados podrán emplearse como una herramienta de planificación para sustentar las decisiones de manejo en dicha área protegida.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El Área Protegida “Laguna de Maya” presenta una categoría de manejo de Refugio de Fauna. Se ubica en la provincia de Matanzas, a 9 km al Este-Noreste de la ciudad de Matanzas, y a 22 km al Oeste del balneario de Varadero, principal polo turístico de Cuba (Juanes et al., 2007). Presenta una extensión de 565.7 ha de área terrestre y 400.3 ha de área marina, cubriendo un total de 966.0 ha (Fig. 1). Su autoridad de manejo es la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna (Perera-Valderrama et al., 2018).

El uso dentro del área es el buceo recreativo (libre y autónomo SCUBA), el cual no se desarrolla de forma homogénea, por lo que el bentos presenta diferente grado de impacto antrópico. En tres de los cuatro sitios estudiados (Playa Coral, Mapita y Alberto) se realiza la actividad de buceo, generalmente, de forma independiente.

El sitio Bufadero es de difícil acceso desde la costa e informaciones aportadas por lugareños indican que no es un sitio utilizado para bucear (Fig. 1).

Comunidades bentónicas

Para determinar la condición del arrecife, en septiembre de 2008, se seleccionaron cuatro sitios de muestreo; 1-Playa Coral (23° 05'.465" N-81° 27'.517" W), 2-Alberto (23° 05'.387" N-81° 27'.385" W), 3-Mapita (23° 05'.321" N-81° 27'.217" W), y 4-Bufadero (23° 05'.278" N-81° 27'.135" W).

Para los muestreos de las comunidades bentónicas se empleó el marco cuadrado de 1 m de lado (1 m²) (Weinberg, 1981). Se colocaron entre 26 y 31 unidades de muestreo por sitios, para un total de 117 unidades analizadas. Dentro de cada marco se contaron las colonias de corales (mayores e iguales a 10 cm), de octocorales y de esponjas. Se determinó la cobertura del sustrato por corales y macroalgas. Para ello se empleó uno de los lados del cuadrado. A cada colonia

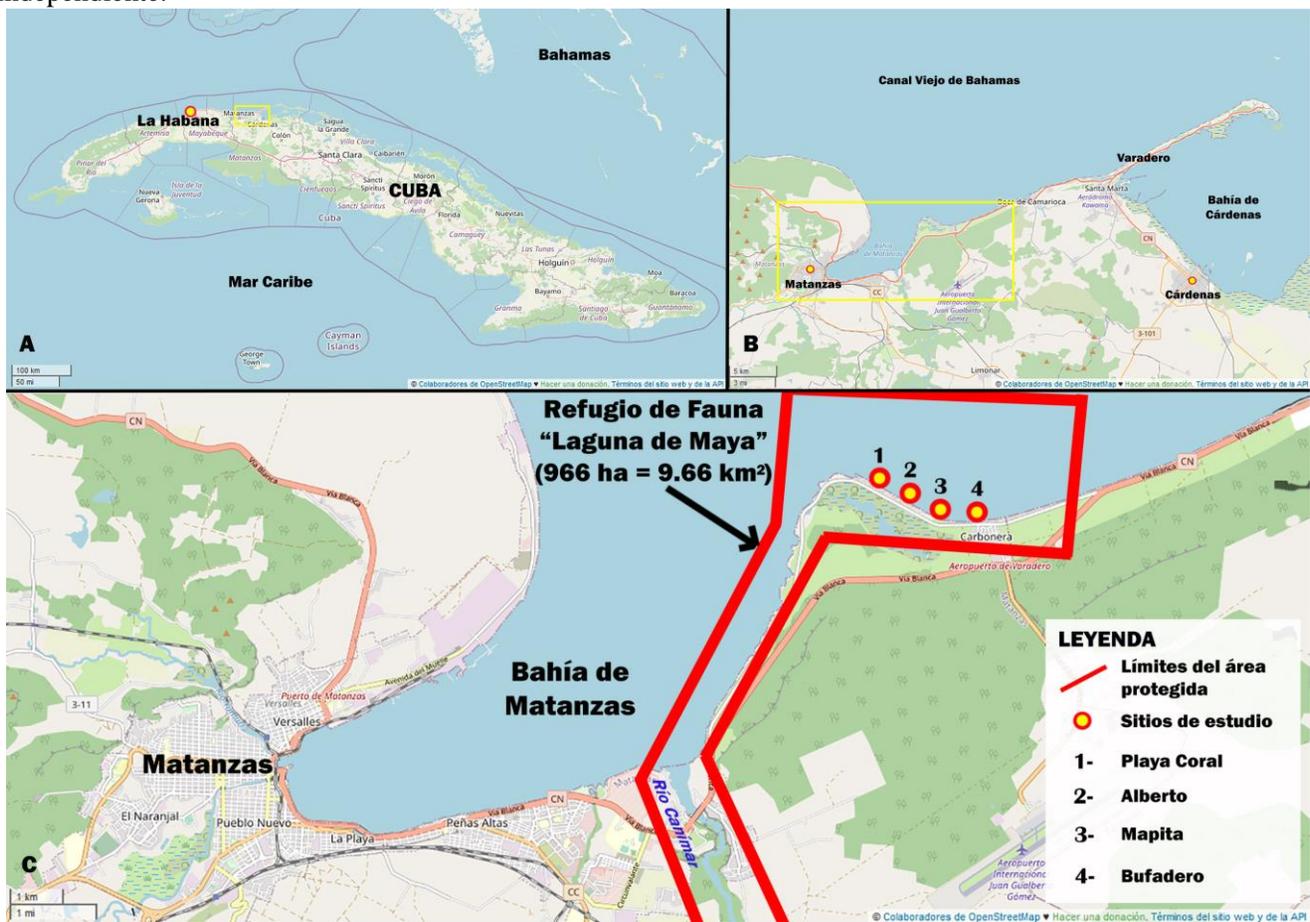


Fig. 1. Sitios de estudio seleccionados para el muestreo. A: Ubicación respecto a la Isla de Cuba. B: Ubicación respecto a la costa norte de la provincia de Matanzas. C: Ubicación respecto al Refugio de Fauna “Laguna de Maya”.

de coral, contada dentro del marco cuadrado, se le determinó: el diámetro máximo (cm), el porcentaje de superficie con muerte antigua (MA), con muerte reciente (MR) y con blanqueamiento (B). Las especies de corales se identificaron según los criterios de Zlatarski y Martínez- Estalella (1980) y González-Ferrer (2009). Dentro del término “corales” se incluyeron especies del Orden Scleractinia y el género *Millepora*, Orden Capitata.

En marzo de 2013, en los sitios 1 (Playa Coral) y 2 (Alberto), se determinó nuevamente la cobertura de coral, para analizar si existían diferencias con respecto a 2008. Estos sitios reciben una gran afluencia de visitantes para realizar buceo libre. Por esta razón en el sitio 2 (Alberto) se determinó la incidencia del buceo.

Comunidad de peces

En septiembre de 2008 para la caracterización de la ictiofauna se contaron las especies de peces no crípticas, utilizando el censo visual estacionario de Bohnsack y Bannerot (1986), en la zona que abarca los cuatro sitios de estudio. También se determinó *in situ*, un rango de talla aproximado de los individuos censados mediante observación directa (Hernández-Hernández et al., 2006). Para determinar visualmente las tallas de los peces se seleccionaron rangos de longitudes: 0-3 cm, 3-6 cm, 6-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm y mayores de 20 cm (20+). Fueron realizadas 10 unidades de muestreo (UM) por hábitat para un total de 30 UM por sitio. Todas las observaciones se realizaron mediante buceo autónomo SCUBA y los peces fueron identificados *in situ* hasta el nivel de especie, siguiendo los criterios de Eschmeyer (1998).

Incidencia del buceo

El monitoreo de la incidencia del buceo tuvo lugar en el sitio 2 (Alberto), en el mismo hábitat que se caracterizó la comunidad bentónica (veril superior). Las observaciones se realizaron en marzo 2013 (59 buceadores), según la metodología aplicada por Hernández-Fernández et al. (2008a). Esta consistió en observar los buceadores durante 30 minutos, sin que percibieran que estaban siendo monitoreados. Los buceadores sujetos a observación fueron seleccionados por orden de entrada al agua. Se anotó en una tablilla si cometían alguna infracción relacionada con colectas, daños mecánicos (rompimientos), si contactaban algún organismo, se paraban sobre el arrecife o vertían basura. Se registró el tipo de organismos que fue

dañado (esponjas, octocorales, corales y otros organismos bentónicos) y la parte del equipo de buceo o del cuerpo del buceador con la cual se cometió la infracción. Los buceadores objeto de estudio fueron clasificados según el género: masculino y femenino; la edad: adultos (mayores de 30 años), jóvenes (entre 15 y 30 años), menores (menores de 15 años) y si empleaban cámara subacuática o no.

Análisis de datos

Se confeccionó una lista de presencia o ausencia de especies de corales por sitio de muestreo. Se calcularon los promedios de cobertura del sustrato por corales y macroalgas, y la abundancia (densidad expresada en colonias/m²) de cada grupo bentónico (corales, octocorales y esponjas) por estación de muestreo y para el arrecife. Los indicadores de estado del bentos se calcularon por sitios de muestreo. Se comparó la cobertura de corales, en el sitio 1 (Playa Coral) y el sitio 2 (Alberto), entre 2008 y 2013. Se confeccionó una lista con el número de especies de peces por familias encontradas y se determinó la abundancia media (individuos/125m³) en toda la zona de estudio.

Se analizó la normalidad de los datos a través los tests de Shapiro-Wilk's W y Bartlett. Como estos no cumplieron las premisas de normalidad y homogeneidad de varianza, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. En los casos donde se reflejaron diferencias significativas, se aplicó la prueba de Wilcoxon para conocer entre qué sitios existían dichas diferencias. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software R versión 3.1.2 (R Core Team, 2014), con el paquete vegan (Oksanen et al., 2014). Para el procesamiento de los resultados sobre la incidencia del buceo se empleó el programa Microsoft Excel para Windows.

Resultados y discusión

Comunidades bentónicas

En toda el área se contaron un total de 561 colonias, entre las que se identificó una especie de zoantídeo; *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860), la cual representó el 19% de las colonias contadas. Este zoantídeo es común en arrecifes someros de la costa Oeste del Océano Atlántico (Santos et al., 2016; Santos, 2020) y es tolerante a un amplio rango de condiciones ambientales (Santos et al., 2016). Además, *P. caribaeorum* se adquiere y domina espacios por mecanismos físicos; creciendo

directamente sobre otros organismos sésiles, y por mecanismos químicos; al poseer altas concentraciones de una molécula tóxica (Palytoxin) que utiliza para eliminar dichos organismos y obtener el espacio (Suchanek & Green, 1981). Por ello, se puede considerar como un invertebrado sésil, competitivamente, superior al resto de este grupo (Suchanek & Green, 1981; Rabelo et al., 2013; Guilhem et al., 2020). La abundancia de este zoantídeo en el Caribe es reconocida como un indicador de severos impactos antrópicos (Santos et al., 2016), por lo que su abundancia en el área de estudio puede ser el resultado del impacto antrópico que recibe la misma, fundamentalmente, a través del buceo recreativo. *P. caribaeorum*, también ha sido observado, con cierta abundancia, en otros arrecifes de Cuba como en los del Parque Nacional Jardines de la Reina (Hernández-Fernández, observación personal, agosto 2017), donde no existen indicios de que los arrecifes estén afectados por estresores antrópicos (González-Díaz et al., 2018). Se identificaron 19 especies de corales, siendo las más abundantes *Millepora complanata* Lamarck, 1816 (17%), *Porites astreoides* Lamarck, 1816 (15%) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758) (11%) (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de corales identificadas en los sitios de estudio.

| Especies | Playa Coral (9 sp.) | Alberto (13 sp.) | Mapita (11 sp.) | Bufadero (14 sp.) |
|----------------------------------|------------------------|---------------------|--------------------|----------------------|
| <i>Agaricia agaricites</i> | x | x | x | x |
| <i>Agaricia tenuifolia</i> | | x | | |
| <i>Acropora cervicornis</i> | | x | | x |
| <i>Acropora palmata</i> | x | x | | |
| <i>Colpophyllia natans</i> | | x | x | |
| <i>Pseudodiploria clivosa</i> | x | x | | x |
| <i>Pseudodiploria strigosa</i> | x | x | x | x |
| <i>Dichocoenia stokesi</i> | | | | x |
| <i>Diploria labyrinthiformis</i> | | | | x |
| <i>Isophyllia sinuosa</i> | | x | | |
| <i>Millepora alcicornis</i> | | | | x |
| <i>Millepora complanata</i> | x | x | x | x |
| <i>Montastraea cavernosa</i> | x | x | x | x |
| <i>Orbicella annularis</i> | | | x | |
| <i>Orbicella faveolata</i> | x | x | x | x |
| <i>Meandrina meandrites</i> | | | x | x |
| <i>Porites astreoides</i> | x | x | x | x |
| <i>Stephanocoenia intersepta</i> | | | x | x |
| <i>Siderastrea siderea</i> | x | x | x | x |

Las especies de corales dominantes (*M. complanata* y

P. astreoides) son representativas en las crestas de arrecifes de otras regiones del país, como las de los parques nacionales Punta Francés, Desembarco del Granma (Caballero & Perera, 2014) y Jardines de la Reina (Hernández-Fernández et al., 2016b). También son representativas de otros arrecifes al Norte de Cuba (desde Cayo Paredón hasta Cayo Guillermo) (Hernández-Fernández et al., 2008b) y en el arrecife coralino de Rincón de Guanabo, en La Habana (Caballero et al., 2005). Mientras que *A. agaricites*, a pesar de identificarse en las crestas de arrecifes, tiende a prevalecer en el hábitat de escarpes pocos profundos, como los de los parques nacionales Jardines de la Reina (Hernández-Fernández et al., 2018), San Felipe, Guanahacabibes y Punta Francés, entre otros arrecifes del Sur de Cuba (Caballero & Perera, 2014). *A. agaricites* también fue abundante en crestas de arrecifes de Playa Baracoa, actualmente en Artemisa (González-Díaz et al., 2008).

El porcentaje promedio de cobertura de coral, en la zona de estudio, fue del 16.8 %, similar al obtenido por Caballero y Perera (2014) para las crestas y bajos de los arrecifes de las áreas protegidas del Sur de Cuba (16.3%) y a la media regional en el Caribe, desde 2001 a 2005, ($16.0 \pm 0.4\%$) (Schutte et al., 2010). El sitio de menor porcentaje de cobertura fue Playa Coral (8.8 %) y el de mayor fue Bufadero (20.6 %), sin mostrar diferencias significativas con Alberto (20.3 %) y Mapita (17.7 %) (Fig. 2 A). Según las escalas de indicadores de condición del bentos y de la ictiofauna propuesta por Alcolado y Durán (2011), para el indicador cobertura de coral, Playa Coral mostró una condición “Pobre”, Mapita “Regular”, mientras Alberto y Bufadero mostraron una condición “Buena”. El último tuvo el mayor porcentaje de macroalgas (36.3 %) comparado con el resto ($p < 0.05$) (Fig. 2 B).

La densidad promedio de octocorales y esponjas fue de 1.6 colonias/m² y 0.8 colonias/m², respectivamente. Bufadero fue el sitio de mayor densidad (4.2 colonias/m² de octocorales y 2.3 colonias/m² de esponjas) con marcadas diferencias entre los restantes sitios ($p < 0.05$) (Fig. 3 A y B), lo que debe estar condicionado a las características del sustrato, así como a las condiciones fisicoquímicas del lugar, aspecto no analizado en este estudio. También fue el sitio Bufadero donde se detectó el mayor porcentaje de muerte antigua (MA) y muerte reciente (MR) y el segundo sitio de mayor blanqueamiento (Tabla 2).

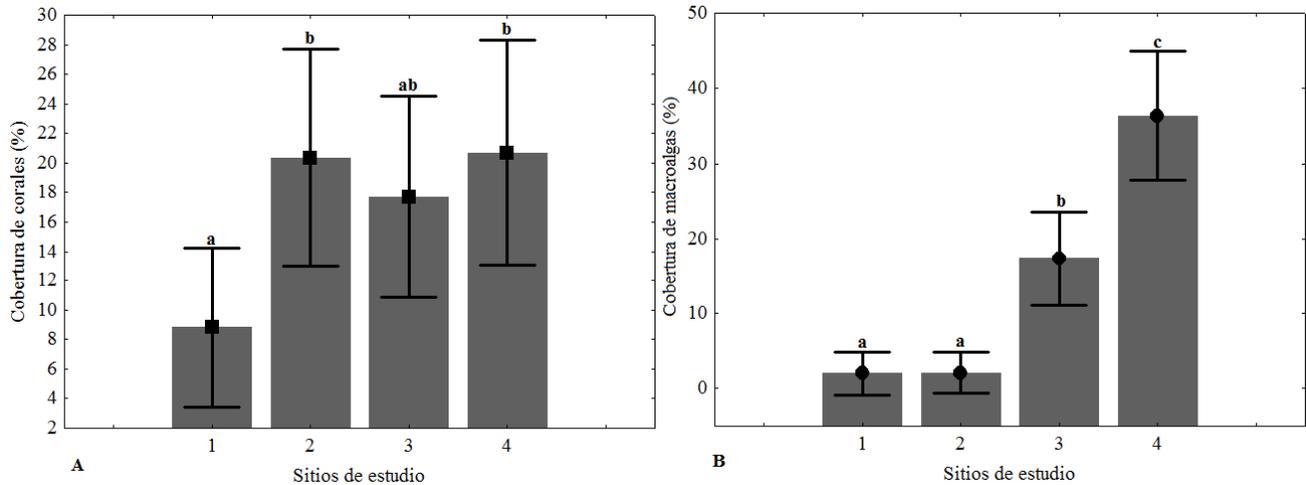


Fig. 2. Porcentaje de cobertura de coral (A) y de macroalgas (B) en sitios de estudio del Área Protegida “Laguna de Maya”. 1: Playa Coral, 2: Alberto, 3: Mapita, 4: Bufadero. Las letras minúsculas señalan las diferencias significativas entre los sitios.

Tabla 2. Afectación por muerte antigua (MA), blanqueamiento (BL) y muerte reciente (MR) en los sitios de estudio del Área Protegida “Laguna de Maya”.

| Sitios | MA (%) | MA | BL (%) | BL | MR (%) | MR |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | Promedio | Std.Dev. | Promedio | Std.Dev. | Promedio | Std.Dev. |
| Playa Coral | 6,46 | 15,26 | 3,33 | 17,44 | 0,00 | 0,00 |
| Alberto | 10,45 | 18,97 | 4,23 | 17,88 | 0,08 | 1,12 |
| Mapita | 6,08 | 16,26 | 13,63 | 32,33 | 0,00 | 0,00 |
| Bufadero | 10,55 | 20,11 | 9,07 | 27,06 | 0,21 | 1,72 |

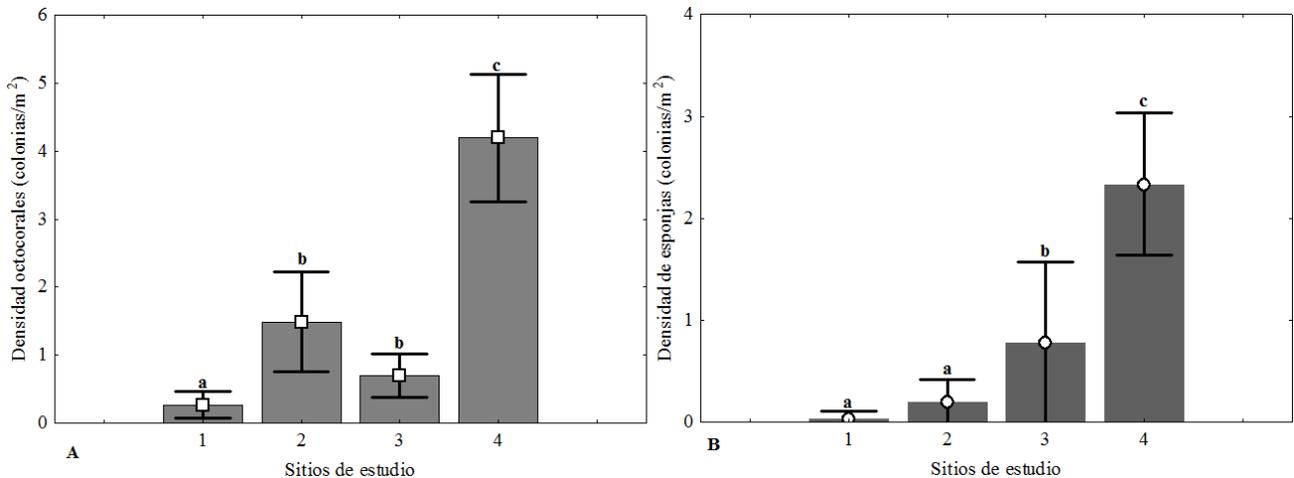


Fig. 3. Densidad de octocorales (A) y de esponjas (B) (colonias/m²) en sitios de estudio del Área Protegida “Laguna de Maya”. 1: Playa Coral, 2: Alberto, 3: Mapita, 4: Bufadero. Las letras minúsculas señalan las diferencias significativas entre los sitios.

No obstante, según las escalas de indicadores de condición del bentos y de la ictiofauna, propuesta por Alcolado y Durán (2011), para la MA, los sitios Playa Coral y Mapita obtuvieron una condición de “Muy

Buena”, mientras que Alberto y Bufadero obtuvieron un condición de “Buena”. Para la MR, todos los sitios obtuvieron una condición de “Muy Buena”.

La densidad promedio de corales fue de 5.2

colonias/m². Playa Coral fue el sitio de mayor densidad (7.6 colonias/m²) marcando diferencias significativas con el resto de los sitios estudiados (p<0.05). Por su parte, Alberto y Bufadero no mostraron diferencias significativas entre sí, con 4.2 colonias/m² y 3.7 colonias/m², respectivamente. Mapita tuvo una densidad de 5.2 colonias/m² (Fig. 4 A). Este fue el sitio de mayor diámetro máximo promedio de colonias (41.3 cm), con diferencias significativas respecto a los restantes sitios (p<0.05) (Fig. 4 B). El diámetro máximo promedio de las colonias de corales fue de 27.8 cm.

A pesar de los buenos resultado obtenidos en 2008, en 2013 la condición del arrecife fue diferente en los sitios de Playa Coral y Alberto, pues tuvieron una disminución cobertura de coral. El sitio Playa Coral, en 2013, bajó a un 4.5 % de cobertura, sin tener diferencias significativas con respecto a 2008 (p>0.05). Mientras que el sitio Alberto bajó, en 2013, a 7.4 % de cobertura, con marcadas diferencias respecto a 2008 (p<0.05) (Fig. 5). En 2013 Playa Coral pasó a tener una condición “Crítica” y Alberto una condición “Pobre”, según las escalas propuestas por Alcolado y Durán (2011).

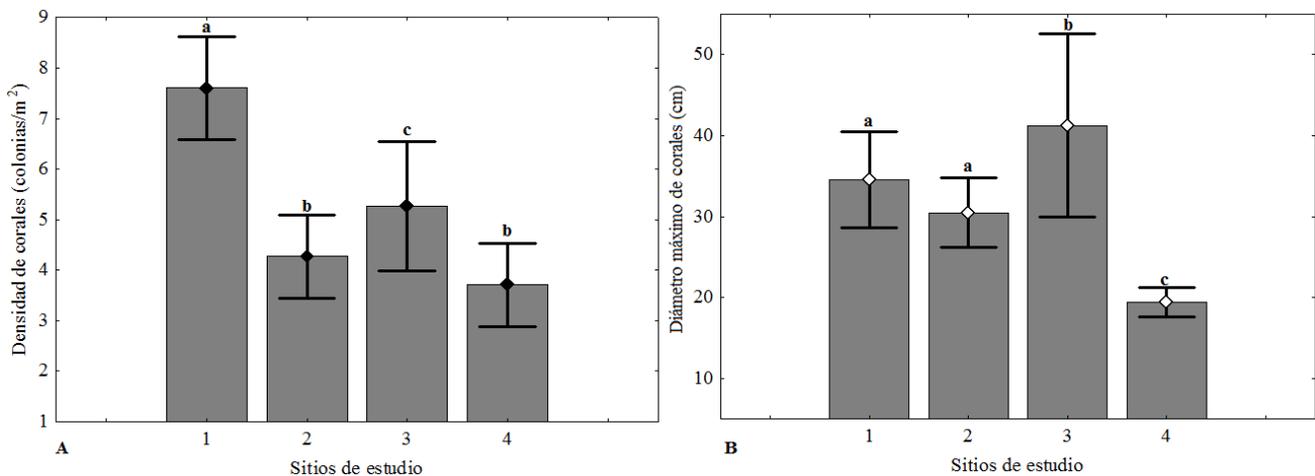


Fig. 4. Densidad de corales (colonias/m²) (A) y diámetro máximo de colonias de corales (cm) (B) en sitios de estudio del Área Protegida “Laguna de Maya”. 1: Playa Coral, 2: Alberto, 3: Mapita, 4: Bufadero. Las letras minúsculas señalan las diferencias significativas entre los sitios.

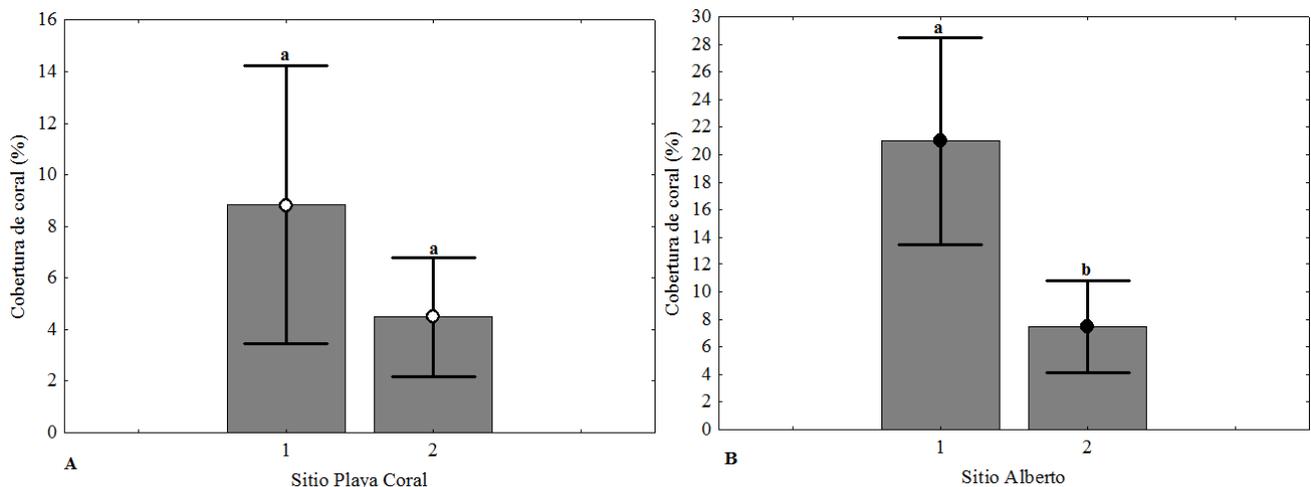


Fig. 5. Cobertura de coral (%) en 2008 y 2013. A: Sitio 1 (Playa Coral). B: Sitio 2 (Alberto). Las letras minúsculas señalan las diferencias significativas entre los sitios.

La disminución de la cobertura entre 2008 y 2013 pudo estar determinada por la afluencia de buceadores que visitaron estos sitios, aunque no se cuenta con cifras exactas para precisar un aumento de buceadores. Se conoce, según información aportada por la administración del área protegida, que en 10 meses se recibieron un total de 34 750 visitantes (promedio de 3 500 personas por mes y 116 diarias). Ello implica unos 58 buceadores/sitio/día en dos sitios de buceo, o sea, 1 700 al mes/sitio o 17 000 al año/sitio (suponiendo solo 10 meses de uso por el mal tiempo). Además, la visitación se concentró, generalmente, en las horas de la mañana, lo que hace que la carga instantánea fuera alta. Estas cifras de buceadores son superiores a las determinadas para los sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina, cuyo promedio fue de 19 buceadores/sitio/día y 4 949 al año/sitio (Hernández-Fernández et al., 2016a). De esta información se concluye que el Área Protegida “Laguna de Maya” puede ser considerada como una de las regiones más visitadas por buceadores en Cuba, sobre todo para realizar buceo libre.

También Krieger y Chadwick (2013) registraron que la incidencia del buceo en Cayo Largo, en la Florida, ocasionó afectación al 80 % de las colonias de corales y que su cobertura se redujo a valores menores al 11% en 2011. Estos autores consideraron que la proporción de corales dañados aumentó significativamente con la proporción estimada de buceadores en cada arrecife. Igual resultado obtuvieron Lyons et al. (2015), quienes demostraron que el impacto del buceo redujo la complejidad estructural de los arrecifes de Bonaire.

El Área Protegida “Laguna de Maya”, además de los impactos locales vinculados al buceo recreativo y a la pesca de autoconsumo, también está expuesta a otros, como los relacionados con la calidad del agua. Referente a ello, según Arenas y Oliveras (2012) la calidad del agua en la zona es buena debido a que no recibe influencia de aguas residuales, ni de aguas de escorrentías del ecosistema ciénaga de Zapata, ni tiene influencia directa de las aguas de la Bahía de Matanzas.

Según Matos-Pupo (comunicación personal, 23 de octubre de 2020), sobre el área protegida, entre 2008 y 2013, no hubo incidencia directa de huracanes. Esta área solo recibió los embates de las Tormentas Tropicales Fay e Ike, en agosto y septiembre de 2008, respectivamente. Este estudio fue realizado días posteriores a la TT Ike y no se detectaron afectaciones

directas de estas tormentas sobre el arrecife. En 2010 incidió la Depresión Tropical (DT) Paula y en 2012, la DT Isaac. Se asume que estos eventos meteorológicos no provocaron graves daños al arrecife del área protegida. Los huracanes en sí y el estrés inducido por el clima, como el evento de El Niño, están bien identificados dentro de los mayores contribuidores de la declinación de los arrecifes coralinos (Heron et al., 2008; Steneck et al., 2019; Gil-Agudelo et al., 2020). Sin embargo, los huracanes no solo son eventos destructivos y catastróficos, ellos también proporcionan beneficios a los arrecifes tropicales y subtropicales, al disminuir el estrés termal provocado por el aumento de la temperatura de la superficie del mar entre otros beneficios, que dependen de las características propias del huracán (Heron et al., 2008).

Comunidad de peces

Son peces uno de los atractivos principales en los arrecifes coralinos para el buceo recreativo, por ello resulta necesario monitorear su abundancia y valores estéticos (Lorenzo et al., 2013). En septiembre de 2008 se censaron 60 especies de peces, agrupados en 23 familias, siendo Pomacentridae (14 %) y Labridae (12 %) las más representadas. Las familias Balistidae, Carangidae, Lutjanidae y Serranidae, presentaron un número de especies muy inferior al esperado (menor del 60 %). Tres de estas cuatro familias fueron comerciales (Tabla 3). Las especies más abundantes en la zona de estudio fueron *Thalassoma bifasciatum* (Bloch, 1791), *Chromis cyanea* (Poey, 1860) y *Halichoeres bivittatus* (Bloch, 1791), las cuales pertenecen a las dos familias más abundantes. El número de especies identificadas, fue similar al reportado por (Lorenzo et al., 2013) para Playa Coral, identificada en ese trabajo como el sitio de mayor riqueza. La especie *Acanthurus coeruleus* (Bloch and Schneider, 1801) presentó una “abundancia falsa” (Tabla 4). Esta especie se traslada, generalmente, en grupos y en el transcurso de este estudio fue contado un grupo de aproximadamente 400 individuos en una oportunidad. En condiciones normales (fuera del cardumen), dicha especie presentó una abundancia similar a *A. bahianus*.

Sólo el 5% del total de los individuos censados pertenecen a especies que soportan impacto pesquero y alcanzaron tallas superiores a los 20 cm. Así mismo sólo el 3 % de los individuos censados pertenecieron a especies comerciales de 20 cm de longitud.

Tabla 3. Número de especies por familias, número de especies esperadas según la bibliografía del área (Claro, *et al.*, 2001) y porcentaje de correspondencia entre las especies observadas y las esperadas encontradas en el área de estudio.

| Familia | # de especies observadas (EEn) | # de especies esperadas (EEs) | Porcentaje de correspondencia EEn/EEs (%) |
|--------------------|--------------------------------|-------------------------------|---|
| 1 Acanthuridae | 3 | 3 | 100 |
| 2 Aulostomidae | 1 | 1 | 100 |
| 3 Balistidae | 1 | 3 | 33 |
| 4 Carangidae | 1 | 8 | 13 |
| 5 Chaetodontidae | 3 | 3 | 100 |
| 6 Gerreidae | 1 | 1 | 100 |
| 7 Grammatidae | 1 | 1 | 100 |
| 8 Haemulidae | 5 | 6 | 83 |
| 9 Holocentridae | 2 | 2 | 100 |
| 10 Kyphosidae | 1 | 1 | 100 |
| 11 Labridae | 8 | 10 | 80 |
| 12 Lutjanidae | 4 | 9 | 44 |
| 13 Malacanthidae | 1 | 1 | 100 |
| 14 Mullidae | 2 | 2 | 100 |
| 15 Opistognathidae | 1 | 1 | 100 |
| 16 Pomacanthidae | 2 | 3 | 67 |
| 17 Pomacentridae | 7 | 9 | 78 |
| 18 Scaridae | 5 | 6 | 83 |
| 19 Scombridae | 1 | 1 | 100 |
| 20 Serranidae | 5 | 9 | 56 |
| 21 Sparidae | 2 | 2 | 100 |
| 22 Synodontidae | 1 | 1 | 100 |
| 23 Tetraodontidae | 1 | 1 | 100 |

Se observaron ocho especies de peces que son objeto cotidiano de pesca en la zona (*Ocyurus chrysurus* (Bloch, 1791), *Haemulon plumieri* (Lacépède, 1801), *Caranx ruber* (Bloch, 1793), *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828), *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788), *Sparisoma aurofrenatum* (Valenciennes, 1840), *Haemulon sciurus* (Shaw, 1803) y *Cephalopholis fulva* (Linnaeus, 1758); cuatro de las mismas se consideraron especies comerciales (*O. chrysurus*, *H. plumieri*, *L. analis* y *H. sciurus*) (Tabla 4).

A pesar que en el presente estudio no se precisaron las consecuencias de la pesca de autoconsumo sobre la comunidad de peces en esta área protegida, Lorenzo et al. (2013), consideraron que Playa Coral, no presentaba protección. Estos autores expusieron que Varadero presentó la menor biomasa de peces y un mayor

deterioro de la calidad y atractivos de los arrecifes para el buceo recreativo que las restantes tres zonas estudiadas en el Archipiélago Sabana-Camagüey (Cayos de Villa Clara, Cayo Coco y Santa Lucía).

Tabla 4. Abundancia media de las especies seleccionadas para la investigación. La clasificación se realizó según Eschmeyer (1998).

| Especie | Abundancia media (individuos/1 25m ³) |
|---|---|
| <i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch y Schneider, 1801) | 11.8 |
| <i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791) | 11 |
| <i>Chromis cyanea</i> (Poey, 1860) | 8.6 |
| <i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791) | 7.9 |
| <i>Acanthurus bahianus</i> (Walbaum, 1792) | 6.5 |
| <i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791) | 4.9 |
| <i>Scarus taeniopterus/iserti</i> (Desmarest, 1831/Bloch, 1789) | 4.4 |
| <i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829) | 3.8 |
| <i>Chromis multilineata</i> (Guichenot, 1853) | 3.5 |
| <i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758) | 2.8 |
| <i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes, 1839) | 2.6 |
| <i>Stegastes partitus</i> (Poey, 1868) | 2.6 |
| <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828) | 2.4 |
| <i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830) | 2.2 |
| <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840) | 1.9 |
| <i>Haemulon plumieri</i> (Lacépède, 1801) | 1.7 |
| <i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793) | 1.7 |
| <i>Sparisoma atomarium</i> (Poey, 1861) | 1.6 |
| <i>Chaetodon capistratus</i> (Linnaeus, 1758) | 1.5 |
| <i>Clepticus parrae</i> (Bloch y Schneider, 1801) | 1.5 |
| <i>Kyphosus sectetrix</i> (Linnaeus, 1758) | 1.4 |
| <i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest, 1823) | 1.4 |
| <i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788) | 1.3 |
| <i>Malacanthus plumieri</i> (Bloch, 1787) | 1.3 |
| <i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830) | 1.2 |
| <i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum, 1792) | 1.0 |
| <i>Haemulon sciurus</i> (Shaw, 1803) | 0.9 |
| <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793) | 0.5 |
| <i>Halichoeres maculipinna</i> (Muller y Troschel, 1848) | 0.5 |
| <i>Cephalopholis fulva</i> (Linnaeus, 1758) | 0.5 |

Incidencia del buceo

De 59 buceadores observados en 2013, la mayoría eran jóvenes y hombres, y el 22 % tenían cámaras

fotográficas (Fig. 6). De los buceadores observados, 15 (25.4 %) cometieron las 54 infracciones detectadas. La mayor infracción cometida fue el contacto con los organismos marinos; octocorales y corales, con mayor incidencia en estos últimos. Resultado este que coincidió con el obtenido por Álvarez (2012), en el Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California, México. Similar resultado fue reportado por Krieger y Chadwick (2013) para los sitios de buceo de Cayo Largo, en la Florida, quienes argumentaron que los contactos sobre los corales depositaban sedimentos sobre ellos, causaban abrasión a sus tejidos y los fracturaban. Lyons et al. (2015) reportaron a los corales como los organismos más afectados por los buceadores en los arrecifes de Bonaire. Hernández-Fernández et al. (2008a, 2016a) observaron que los organismos más contactados fueron los octocorales en los sitios de buceo de Cayo Coco y del Parque Nacional Jardines de la Reina. No obstante, los corales dañados físicamente por los buceadores son más susceptibles a las enfermedades y menos resilientes (Hawkins et al. 1999), mientras que los octocorales y las esponjas son relativamente más resistentes o resilientes (Lyons et al., 2015).

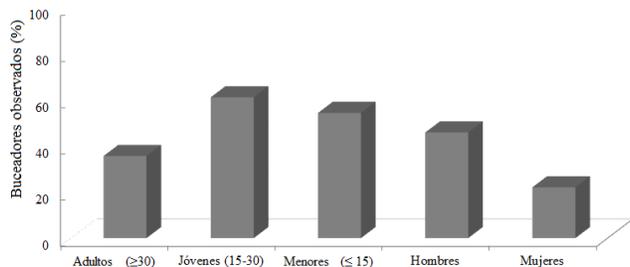


Fig. 6. Porcentaje de buceadores observados en el sitio 2 (Alberto) del Área Protegida “Laguna de Maya”.

La parte del equipo de buceo con la cual se cometió el mayor porcentaje de las infracciones fue con las aletas (Fig. 7). Ello fue coincidente con lo expuesto por Hernández-Fernández et al. (2008a, 2016a) y Álvarez (2012). La mayoría de las infracciones cometidas fueron intencionales, provocadas por los buceadores que portaban cámaras subacuáticas (E. de la Guardia Llansó, observación personal, marzo 2013). Esta observación coincidió con lo expuesto por Hernández-Fernández et al., (2008a, 2016a) para los sitios de buceo de Cayo Coco y del Parque Nacional Jardines de la Reina. Roupheal y Graeme (2001) y Barker y Roberts (2004) reportaron que los buceadores que no portaban cámaras fotográficas causaban menos daños

al arrecife, que aquellos que sí las portaban en el Parque Marino de la Gran Barrera Arrecifal Australiana. Resultado similar fue expuesto por Gallo et al. (2002) para el arrecife de San Andrés, Colombia. Krieger y Chadwick (2013) determinaron que aquellos buceadores que no recibían charlas (*briefings*) ecológicas antes del buceo y los que portaban cámara fotográfica provocaban más daños al arrecife.

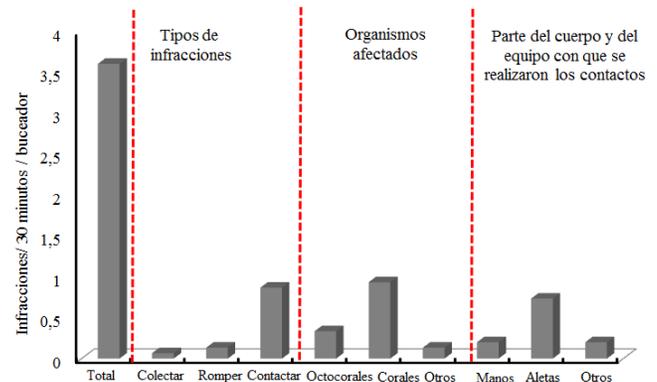


Fig. 7. Número de infracciones, organismos afectados y parte del cuerpo o del equipo con que realizaron contactos los buceadores observados en el sitio 2 (Alberto) (N= 59) del Área Protegida “Laguna de Maya”.

El número promedio de contactos, sobre los organismos, por buceador, fue de 3.6 contacto/30 min (0.12 contactos/1 min). Esta frecuencia de contactos/min. fue baja si se compara con las detectadas por otros autores. Hernández-Fernández et al. (2008a) determinaron, a 3 m de profundidad, una frecuencia de 2.7 contactos/1 min, la cual fue disminuyendo a medida que aumentaba la profundidad en el arrecife de los sitios de buceo de Cayo Coco. Hernández-Fernández et al. (2016a) detectaron 3.7 contactos/min en los sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina. Gallo et al. (2002), para los fotógrafos, detectaron una frecuencia de 1.35 contactos/min. Mientras que Zakai y Chadwick-Furman (2002) detectaron entre 0.25 y 0.55 contactos/min., independientemente de la topografía en los arrecifes coralinos de Eilat, al norte del Mar Rojo.

Todos estos resultados se obtuvieron observando buceadores realizando buceo autónomo SCUBA. Cabría esperar que en el buceo libre (el observado en este estudio) haya más contactos con los organismos del bentos, ya que generalmente se realiza a menor profundidad que el buceo autónomo SCUBA y los buceadores tienden a ponerse en posición vertical con más frecuencia (Hernández-Fernández, observación

personal, septiembre 2015). No obstante, el hecho de que en este estudio se hayan detectado “pocos” contactos pudo deberse al tamaño de muestra, que, para futuros estudios, deberá ampliarse.

Conclusiones

Este estudio permitió conocer la condición de los indicadores ecológicos (cobrimiento de corales, cobertura de macroalgas, afectaciones a la salud, composición por especies y densidad de comunidades) en 2008, en el Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”. Solo se le dio seguimiento, a través de los años, a la cobertura de coral. A pesar de lo cual se puede plantear, de forma general, que el estado de salud de los corales fue afectado en dos de los sitios estudiados, al bajar su cubrimiento entre 2008 y 2013, pero no se constatan las causas exactas de dicha afectación.

La causa de este comportamiento está más directamente relacionada con los impactos locales, como el buceo recreativo, atendiendo a la correspondencia sincrónica que se aprecia, pues las afectaciones varían en un marco temporal breve. Esto no se corresponde con el ritmo de algunos impactos globales, como los huracanes y el aumento de la temperatura de la superficie del mar, cuyo marco temporal es más espaciado, aunque estos últimos no fueron objeto de estudio en este trabajo. Comparando ambos impactos (locales y globales), los efectos del buceo recreativo son probablemente los de más fácil control (Lyons et al., 2015).

En esta línea base se identifican los disturbios y peligros que prevalecen sobre el arrecife del Área Protegida Refugio de Fauna “Laguna de Maya”, que como plantearon Caballero y Perera (2014), son de las acciones que se realizan dentro de las áreas protegidas.

Recomendaciones

En la zona se deben realizar estudios que permitan comparar los resultados aquí expuestos con los que se obtengan en ese momento y así conocer si ocurren cambios en los indicadores ecológicos a través de los años, y la razón de dichos cambios. Ello es necesario para el manejo adecuado de los arrecifes, pues como plantean González-Díaz et al. (2013), facilita la interpretación de los factores que regulan las comunidades bentónicas y de peces.

También se deben realizar estudios orientados a

determinar la capacidad de carga de cada sitio de buceo, en los cuales se deben incluir el seguimiento a las colonias afectadas por los buceadores, principalmente, de aquellas que reciben daños mecánicos severos (rompimiento). Además, debe prohibirse la pesca de autoconsumo y establecerse como condición, antes de realizar tanto el buceo libre, como el autónomo SCUBA, el recibir charlas educativas respecto a la zona, sus condiciones de salud y protección, así como que sea obligatorio realizar esta actividad con un guía de buceo. Ello favorecería el uso sostenible de los arrecifes ante una de las actividades económicas más importantes para Cuba; el turismo.

Agradecimientos

Las autoras agradecen la colaboración de Oyaima González Ontivero, Ivet Hernández Hernández, Anmari Álvarez Alemán, Leila Maricel León Fraga y Danay Macías Reyes, así como la de Felipe Matos Pupo. También, a la administración y a los trabajadores del Área Protegida “Laguna de Maya”, al Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana (CIM) y a la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna (FF).

Financiamiento de la investigación

Este estudio se realizó con el financiamiento de la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna (FF).

Contribución de los autores

Hernández-Fernández: Planeamiento de la investigación, análisis de datos y redacción y revisión final del artículo.

Guardia Llansó: Planeamiento de la investigación, muestreo de las comunidades bentónicas, muestreo de la incidencia del buceo, análisis de datos y revisión del artículo.

Torres Olarriaga: Muestreo de la comunidad de peces, muestreo de la incidencia del buceo, análisis de datos y revisión del artículo.

Conflictos de intereses

No se expresan conflictos de interés.

Referencias

Alcolado, P. M. (2004). El turismo en Cuba y los arrecifes coralinos. En S. González-Ferrer (Ed),

- Corales Pétreos, jardines sumergidos de Cuba*. Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba. 318 pp.
- Alcolado, P. M., Durán, 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. *Ser. Oceanol.*, 8, 25-29.
- Álvarez del Castillo, P. (2012). *Capacidad de carga de buceo del Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California, México*. Trabajo de Grado no publicado, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. CICIMAR-IPN. Baja California, México.
- Arenas-Moya, G. M., Oliveras-Simón, J. (2012). Análisis de la calidad del agua de las playas El Tenis, Faro Maya, Descanso, Los Pinos y Buena Ventura de la provincia de Matanzas (Cuba). *Memorias de Proyecto*. 108 pp.
- Barker, N. H. L., Roberts, C. M. (2004). Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biol. Conserv.*, 12, 481-489. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.021>
- Bohnsack, J. A., Bannerot, S. P. (1986). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Tech. Rep. NMFS. 41. 15 pp.
- Bongaerts, P., Ridgway, T., Sampayo, E. M., Hoegh-Guldberg, O. (2010). Assessing the 'deep reef refugia' hypothesis: focus on Caribbean reefs. *Coral Reefs*. 29, 309-327.
- Bruno, J. F., Coté, I. M., Lauren, T. T. (2019). Climate Change, Coral Loss, and the Curious Case of the Parrotfish Paradigm: Why Don't Marine Protected Areas Improve Reef Resilience? *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 11, 307-34.
- Caballero, H., Perera, S. (2014). Ecosistemas prioritarios. Resultados del Programa de arrecifes coralinos. Bentos. En A. Hernández Ávila (Ed.), *Estado actual de la biodiversidad marino-costera, en la región de los Archipiélagos del Sur de Cuba* (pp.19-33). Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana: Impresos Dominicanos s.r.l.
- Caballero, H., Rosales, D., Alcalá, A. (2005). Estudio diagnóstico del arrecife coralino del Rincón de Guanabo, Ciudad de La Habana, Cuba. 1. Corales, Gorgonáceos y Esponjas. *Rev. Invest. Mar.*, 26, 207-217.
- Cederstam, A., Lawrence, J., Quintanilla, V. (2015). *La Protección de los Arrecifes de Coral en México. Rescatando la Biodiversidad Marina y sus Beneficios para la Humanidad. IV Amenazas de los arrecifes de coral*. AIDA. México, D. F.: Asociación Interamericana para la Defensa del ambiente.
- Eschmeyer, W. N. (1998). *Catalog of Fishes. Spec. Pub. No.1 Centre Biod. Res. and California Acad. Sci.* III. T. 2905 pp.
- Gallo, F., Martínez, A., Ríos, J. I. (2002). *Efectos del buceo Scuba en fondos coralinos de San Andrés Isla, Colombia*. Trabajo de Grado no publicado, Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales. UTP.
- Gil-Agudelo, D. L., Cintra-Buenrostro, C. E., Brenner, J., González-Díaz, P., Kiene, W., Lustic, C., Pérez-España, H. (2020). Coral Reefs in the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Conservation Status, Challenges, and Opportunities. *Front. Mar. Sci.* 6, 807. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00807>
- González-Díaz, P., González-Sansón, G., Aguilar-Betancourt, C., Álvarez-Fernández, S., Perera-Pérez, O., Hernández-Fernández, L., Ferrer-Rodríguez, V.M., Cabrales-Caballero, Y., Armenteros, M., de la Guardia-Llanso, E. (2018). Status of Cuban coral reefs. *Bulletin of Marine Science*, 94, 229-247.
- González-Díaz, P., González-Sansón, G., Piloto-Cubero, Y., Cabrales, Y., Álvarez-Fernández, S. (2008). Estructura de las poblaciones de *Acropora palmata*, *Porites astreoides* y *Agaricia agaricites* forma masiva (CNIDARIA; SCLERACTINEA), en el arrecife de Playa Baracoa, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29, 213-223.
- González-Díaz, P., Martínez-Rodríguez, Y. B., Perera-Pérez, O., Álvarez-Fernández, S. (2013). Estimación de indicadores ecológicos a nivel de comunidad y población de corales hermatípicos en arrecifes con grado diferente de impacto. *UCE Ciencia. Revista de Postgrado.*, 1, 1-21.
- González-Ferrer, S. (2009). Diversidad de Organismos. Celenterados-Filo Cnidaria: Clase Anthozoa, Subclase Zoantharia, corales pétreos Orden

- Scleractinia. En R. Claro (Ed.), *Biodiversidad marina de Cuba* (pp. 42-46). Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba.
- Guardia, E. de la (2006). Caracterización de la comunidad de corales y estimación del efecto del buceo recreativo en Guajimico, región surcentral de Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 27, 191-196.
- Guilhem, I. F., Masi, B. P., Creed, J. C. (2020). Impact of invasive *Tubastraea* spp. (Cnidaria: Anthozoa) on the growth of the space dominating tropical rocky-shore zoantharian *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing and Michelotti, 1860). *Aquatic Invasions*. 15, 98-113. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.1.07>
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M., Van'T, Hof T., De Meyer, K., Tratalos, J., Aldam, C. (1999). Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conserv. Biol.*, 13, 888-897.
- Hernández-Hernández, I., Aguilar, B. 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, 61-68.
- Hernández-Fernández, L., Bustamante López, C., Dulce Sotolongo, L. B. (2016b). Estado de crestas de arrecifes en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 36, 79-91.
- Hernández-Fernández, L., Bustamante López, C., Dulce Sotolongo, L. B., Pina-Amargós, F., Figueredo-Martín, T. (2018). Influencia del gradiente de protección sobre el estado de las comunidades de corales y algas coralinas costosas en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 38, 83-99.
- Hernández-Fernández, L., De la Guardia, E. Brady, K. A. (2008b) Comunidades de corales pétreos en la costa norte de Ciego de Ávila, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29, 25-130.
- Hernández-Fernández, L., Olivera Espinosa, Y. M., Figueredo-Martín, T., Gómez-Fernández, R., Brizuela-Pardo, L., Pina-Amargós, F. (2016a). Incidencia del buceo autónomo y capacidad de carga en sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 8, 9-27. DOI: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2.1>
- Hernández-Fernández, L., Rodríguez Ávila, L., Monticone, K., De la Guardia Llansó, E. (2008a). Incidencias del buceo recreativo sobre los arrecifes coralinos en Cayo Coco, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29, 205-212.
- Heron, S. F., Morgan, J., Eakin, M., Skirving, W. (2008). Hurricanes and their Effects on Coral Reefs. En: C. Wilkinson & D. Souther (Eds.), *Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005*. (p. 31-36). Global Coral Reef Monitoring Network, and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville.
- Juanes, J. L., Claro, R., Miravet, M. E., Loza, S. (2007). Otros recursos vinculados a la diversidad biológica marina. En R. Claro, (Ed.), *La biodiversidad marina de Cuba*, Instituto de Oceanología, La Habana, Cuba, CD-ROM.
- Krieger, J. R., Chadwick, N. E. (2013). Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. *J Coast. Conserv.*, 17, 179-189.
- Lirman, D., Schopmeyer, S., Manzello, D., Gramer, L. J., Precht, W.F., et al. (2011). Severe 2010 Cold-Water Event Caused Unprecedented Mortality to Corals of the Florida Reef Tract and Reversed Previous Survivorship Patterns. *PLoS ONE*, 6 (8), e23047. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023047>
- Lorenzo, A. L., García-Rodríguez, A., Chevalier-Montegudo, P., Salvat-Torres, H., Claro-Madruga, R. (2013). Estado de conservación de la ictiofauna arrecifal en sitios de buceo turístico de cuatro regiones del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Serie Oceanológica*. 13, 76-94.
- Lyons, P. J., Arboleda, E., Benkwitt, C. E., Davis, B., Gleason, M., Howe, C., Mathe, J., Middleton, J., Sikowitz, N., Untersteggaber, L., Villalobos S. (2015). The effect of recreational SCUBA divers on the structural complexity and benthic assemblage of a Caribbean coral reef. *Biodivers. Conserv.*, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1009-2>
- Moberg, F., Folke, C. (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29, 215-233.
- Oksanen, J., Blanchet, J.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L.,

- Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2014). Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-0. Recuperado de <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Perera-Valderrama, S., Hernández-Ávila, A., González-Méndez, J., Moreno-Martínez, O., Cobián-Rojas, D., Ferro-Azcona, H., Milián-Hernández, E., Caballero-Aragón, H., Alcolado, P. M., Pina-Amargós, F., Hernández-González, Z., Espinosa-Pantoja, L., Rodríguez-Farrat, L. F. (2018). Marine protected areas in Cuba. *Bull. Mar. Sci.*, 94, 1-20.
- Rabelo, E. F., Soares, M. de O., Matthews-Cascon, H. (2013). Competitive interactions among zoanthids (Cnidaria: Zoanthidae) in an intertidal zone of northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 61, 35-42. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592013000100004>
- Rouphael, B., Graeme, J. I. (2001). Take only photographs and leave only footprints?: An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reefs sites. *Biol. Conserv.*, 100, 281-287.
- Santos, G. S., Amaral, F. D., Sassi, C. F. C., Schwamborn R. (2016). Response of the zooxanthellae of *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Zoanthidea) to different environmental conditions in coastal and oceanic ecosystems of the Tropical Atlantic. *Helgol. Mar. Res.*, 70, 2-7.
- Santos, M. E. A. (2020). Sibling zoantharians: phylogeography and associated symbiodiniaceans. En R. Ormond (Ed.), *Reef Encounter* (pp.40-42).
- Schutte, V. G. W., Selig, E. R., Bruno, J. F. (2010). Regional spatio-temporal trends in Caribbean coral reef benthic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 402, 115-122.
- Steneck, R. S., Arnold, S. N., Boenish, R., de León R., Mumby, P.J., Rasher, D. B., Wilson, M. W. (2019). Managing Recovery Resilience in Coral Reefs Against Climate-Induced Bleaching and Hurricanes: A 15 Year Case Study From Bonaire, Dutch Caribbean. *Front. Mar. Sci.* 6:265. doi: 10.3389/fmars.2019.00265.
- Suchanek, T. H., Green, D. J. (1981). Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on ST. Croix Reefs, U.S. Virgin Islands. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila*, 2, 679-684.
- Weinberg, S. (1981). A comparison of Coral Reef Survey Methods. *Contrib. Zool.*, 51, 199-218.
- Zakai, D., Chadwick-Furman, N. E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol. Conserv.*, 105, 179-187. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00181-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00181-1)
- Zlatarski, V.N., Martínez-Estalella, N. (1980). *Escleractinios de Cuba con datos sobre sus organismos asociados* (en ruso). Editorial Academia de Bulgaria, Sofía, Bulgaria.