

ARTICULO ORIGINAL

INFLUENCIA DEL GRADIENTE DE PROTECCION SOBRE EL ESTADO DE LAS COMUNIDADES DE CORALES Y ALGAS CORALINAS COSTROSAS EN EL PARQUE NACIONAL JARDINES DE LA REINA, CUBA

Effect of the protection gradient on the status of the communities of corals and crustose coralline algae in the Jardines de la Reina National Park, Cuba

Leslie Hernández-Fernández^{1*}, Claudia Bustamante López², Lisadys B. Dulce Sotolongo², Fabián Pina Amargós³ y Tamara Figueredo Martín³.

¹ Departamento de Turismo y Organización Empresarial. Universidad "Máximo Gómez Báez". Ciego de Ávila.

² Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). Morón. Ciego de Ávila.

³ Especialista Ambiental Avalon-Marlin, Jardines de la Reina, Cuba.

* Autor para correspondencia: coraleslhf@gmail.com

Recibido: 15-11-2018

Aceptado: 22-01-2019

RESUMEN

El Parque Nacional Jardines de la Reina es considerado la reserva marina más grande del Caribe. Para conocer si el gradiente de protección, que existe desde la reserva centro hacia los extremos, influye sobre el estado de las comunidades de corales y de las algas coralinas costrosas, se estudiaron 12 sitios en crestas de arrecife y 24 en escarpes, en septiembre-octubre de 2017. Las crestas se dividieron en tres zonas de reserva y los escarpes en cinco. Para determinar el estado de la comunidad de corales se analizaron los indicadores ecológicos número de especies, porcentaje de cobertura, muerte reciente y muerte antigua. En las algas, se midió el porcentaje de cobertura. En las crestas y en los escarpes, no se obtuvieron diferencias significativas entre las zonas de la reserva para el número de especies de corales. En las crestas, de 20 especies identificadas, predominaron *Millepora complanata*, *Porites astreoides* y *Acropora palmata*. La cobertura de corales y la muerte reciente no mostraron diferencias significativas entre las zonas de la reserva, mientras que la muerte antigua ($p < 0.015$) y la cobertura de las algas ($p < 0.015$), sí. De 32 especies identificadas, en los escarpes, predominaron *Siderastrea siderea* y *Agaricia agaricites*. La cobertura de corales mostró diferencias significativas entre las zonas de la reserva ($p < 0.000$), al igual que las algas ($p < 0.000$), mientras que la muerte reciente y la muerte antigua, no. El gradiente de protección no tuvo una influencia clara y directa sobre el estado de la comunidad de corales y de las algas coralinas costrosas del parque.

PALABRAS CLAVE: corales, algas coralinas costrosas, gradiente de protección, zonas de reserva, Cuba.

ABSTRACT

*The Jardines de la Reina National Park is regarded as the largest marine reserve in the Caribbean. To determine the effect of the protection gradient that stretches from the central reserve to the east and west ends of the park, on the status of the communities of corals and coralline crustose algae, 12 sites in the reef crests and 24 sites in the slopes were surveyed during September and October, 2017. Crests were sorted out into three reserve zones and the slopes into five. To determine the status of corals, the ecological indicators number of species, percent cover, recent mortality and old mortality were used. In the case of algae, only percent cover was measured. Regarding the number of coral species, no significant differences were observed among the reserve zones. In the reef crests, *Millepora complanata*, *Porites astreoides* and *Acropora palmata* prevailed among the 20 species recorded. Coral cover and recent mortality showed no significant differences among the reserve zones, unlike old mortality ($p < 0.015$) and algal cover ($p < 0.015$). In the reef slopes, 32 species were identified with prevalence of *Siderastrea siderea* and *Agaricia agaricites*. Coral cover ($p < 0.000$) and algal cover ($p < 0.000$), showed significant differences among the reserve zones, but not recent mortality and old mortality. The effect of the protection gradient on the status of corals and crustose coralline algae of the park was not evident.*

KEY WORDS: corals, crustose coralline algae, protection gradient, reserve zones, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Las reservas marinas proporcionan una herramienta valiosa para el manejo de los recursos marinos y proveen un hábitat relativamente inalterado con el que se puede evaluar las modificaciones en los ecosistemas (Babcock *et al.*, 1999). Se usan ampliamente para la conservación y la gestión pesquera (Molloy *et al.*, 2009). En general, se plantea que las redes de Áreas Marinas Protegidas (AMPs) son particularmente

apropiadas para abordar cuestiones espaciales de conectividad (por ejemplo, conectar sitios de importancia crucial para ciertas etapas de vida de especies claves), heterogeneidad, disposición y composición espacial de los hábitats constitutivos, todo lo cual contribuye a la resiliencia de los ecosistemas (Brock *et al.*, 2012).

Existe un debate en torno a la velocidad de recuperación de las poblaciones dentro de las reservas y cómo la recuperación difiere entre las especies (Molloy *et al.*, 2009) y se considera que la mayoría de los estudios sobre los efectos de las reservas se han centrado en informar aumentos en la abundancia de las especies a lo largo del tiempo (Halpern, 2003). Se ha demostrado la efectividad de las AMPs en el incremento de la riqueza, densidad y biomasa de especies de peces (Chapman & Kramer, 1999; Halpern, 2003; Palumbi, 2004; Molloy *et al.*, 2009; Pina-Amargós *et al.*, 2014) y en la resiliencia de otras comunidades (Halpern, 2003; Mumby & Harborne, 2010; Mellin, 2016).

En Cuba están propuestas 105 AMPs, de las cuales 57 están incorporadas legalmente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) (Perera-Valderrama *et al.*, 2018). El archipiélago de los Jardines de la Reina, ubicado al sur de las provincias de Sancti Spíritus, Ciego de Ávila y Camagüey, es una de las AMPs más notables del país, caracterizada por abundantes poblaciones de peces y de invertebrados de importancia comercial (Perera-Valderrama *et al.*, 2018). El Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros de Cuba le otorgó la categoría de Parque Nacional a la totalidad de su extensión, por acuerdo el 6803/2010, debido a sus valores ecológicos y estado de conservación. Este parque nacional es considerado la reserva marina más grande del Caribe (Appeldoorn & Lindeman, 2003).

Precisamente en el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR) se caracterizaron los hábitats coralinos y se constató que la complejidad del hábitat y las especies bentónicas son similares en toda la región (Pina-Amargós *et al.*, 2008). También se evaluó la efectividad de la zona protegida sobre las áreas aledañas no protegidas, para la comunidad de peces comerciales de arrecife y se demostró que la zona de reserva tuvo un efecto positivo en cuanto a la abundancia y el aporte de peces comerciales de arrecifes hacia las áreas no protegidas por (Pina-Amargós *et al.*, 2014). El presente trabajo pretende conocer la influencia del gradiente de protección del PNJR sobre el estado de las comunidades de corales y de las algas coralinas costrosas, estas últimas por ser consideradas un componente abundante e importante del bento marino de mares tropicales (Dethier, 1987) y facilitar el asentamiento de larvas de invertebrados, como las de los corales (Steneck, 1997; Adey, 1998).

MATERIALES Y MÉTODO

El estudio se realizó en septiembre-octubre de 2017 en el PNJR, el cual se extiende desde Cayo Bretón hasta Cayo Cabeza del Este, en la parte meridional de la Isla de Cuba. Los arrecifes estudiados se ubicaron al sur de los cayos y se correspondieron con el hábitat de cresta de arrecife y de escarpe. Para conocer el porcentaje de cobertura de corales y de algas coralinas costrosas, así como el número de especies de corales y los porcentajes de muerte reciente y muerte antigua presentes en estos, y su vinculación con un gradiente de protección en los arrecifes del PNJR, se estudiaron 36 sitios; 12 en crestas de arrecife y 24 en escarpes (Tabla 1). Dentro del vocablo “corales” se incluyeron los pertenecientes

al Phylum Cnidaria, Clase Anthozoa, Orden Scleractinia y a los pertenecientes a la Clase Hydrozoa, Orden Capitata (género *Millepora*).

Para el hábitat de cresta de arrecife, los sitios de estudio se distribuyeron en tres zonas de reserva. Para el hábitat de escarpe, los sitios de estudio se distribuyeron en cinco zonas de reserva. Las zonas de reserva se distribuyeron según las divisiones realizadas por Pina-Amargós *et al.* (2008; 2014) (Fig. 1). Se consideró, sobre la base de la experiencia obtenida en más de 15 años de trabajo en la región de estudio y sobre la base de los criterios de Pina-Amargós *et al.* (2008; 2014), que existe un gradiente con mayor grado de protección al centro del PNJR, que disminuye hacia los límites del parque. Las zonas de la reserva se distribuyeron en:

REO – Reserva Extremo Oeste: Protección menos efectiva.

RO – Reserva Oeste: Protección intermedia.

RC – Reserva Centro: Protección efectiva.

RE – Reserva Este: Protección intermedia.

REE – Reserva Extremo Este: Protección menos efectiva.

Para el estudio de la comunidad de corales se tuvo en cuenta la metodología empleada por Caballero *et al.* (2013), como versión simplificada de AGRRA (2000). Se ubicaron, en cada sitio, 10 transeptos de 10 m de largo. A las colonias de corales que quedaron debajo de la cinta se les identificó la especie sobre la base de los criterios de Zlatarski y Martínez-Estalella (1980) y González-Ferrer (2009) y se les calculó la cobertura de coral vivo con un instrumento de medición (tubo de PVC de 1 m de largo, marcado con

Tabla 1. Sitios, profundidad y categorías de reserva de los hábitats de crestas de arrecife y escarpes, estudiados en el Parque Nacional Jardines de la Reina.

No.	Sitios	Coordenadas	Profundidad (m)	Categorías de Reserva
Crestas de arrecife				
1	Boca Piedra	20.761700-78.846583	2	Reserva Centro(RC)
2	Mariflores	20.771516-78.895650	2	Reserva Centro (RC)
3	Anclita	20.777812-78.917389	2	Reserva Centro (RC)
4	La Puntica	20.831137-78.977422	2	Reserva Centro (RC)
5	Peruano	20.846316-79.017866	2	Reserva Oeste (RO)
6	La Bayamesa	20.90055-79.101016	2	Reserva Oeste (RO)
7	Boca Guano	20.950666-79.164283	2	Reserva Oeste (RO)
8	Boca Grande	20.969666-79.194800	2	Reserva Oeste (RO)
9	Alcatraz	21.031483-79.293766	2	Reserva Extremo Oeste (REO)
10	Cinco Balas	21.032883-79.318516	2	Reserva Extremo Oeste (REO)
11	Horqueta	21.071733-79.395683	2	Reserva Extremo Oeste (REO)
12	Bretón	21.067216-79.424050	2	Reserva Extremo Oeste (REO)
No.	Sitios	Coordenadas	Profundidad (m)	Categorías de Reserva
Escarpes				
1	Cabeza del Este	20.509016-78.382066	9	Reserva Extremo Este (REE)
2	Macao	20.53975-78.408866	14	Reserva Extremo Este (REE)
3	Mexicana	20.580916-78.45785	8	Reserva Extremo Este (REE)
4	Boca Rica	20.59985-78.4885	10	Reserva Extremo Este 1 (RE1)
5	Peralta	20.604483-78.5128	11	Reserva Extremo Este 1 (RE1)
6	Boca Seca	20.61235-78.546216	9	Reserva Extremo Este 1 (RE1)
7	Carabineros	20.63145-78.615133	9	Reserva Extremo Este 2 (RE2)
8	Los Hierros	20.643716-78.712533	10	Reserva Extremo Este 2 (RE2)
9	Cachiboca	20.673116-78.753166	10	Reserva Extremo Este 2 (RE2)
10	Cruces	20.727433-78.810066	9	Reserva Centro (RC)
11	Mariflores	20.76728333-78.8693	9	Reserva Centro (RC)
12	Anclita	20.786-78.938183	9	Reserva Centro (RC)
13	Los Pinos	20.8369-78.99505	9	Reserva Oeste 2 (RO2)
14	Peruano	20.786016-78.938133	9	Reserva Oeste 2 (RO2)
15	Las Auras	20.87895-79.065583	12	Reserva Oeste 2 (RO2)
16	La Bayamesa	20.906483-79.114066	12	Reserva Oeste 1(RO1)
17	Boca Guano	20.947466-79.162533	12	Reserva Oeste 1 (RO1)
18	Boca Grande	20.97146667-79.2213	12	Reserva Oeste 1 (RO1)
19	Alcatraz	21.0289-79.301183	12	Reserva Extremo Oeste 2 (REO2)
20	Casimba	21.0398-79.3326	11	Reserva Extremo Oeste 2 (REO2)
21	Cinco Balas	21.059533-79.366433	12	Reserva Extremo Oeste 2 (REO2)
22	Horqueta	21.066-79.41715	11	Reserva Extremo Oeste 1 (REO1)
23	Esterón	21.070083-79.447516	12	Reserva Extremo Oeste 1 (REO1)
24	Bretón	21.08301667-79.48235	12	ReservaExtremoOeste 1 (REW1)

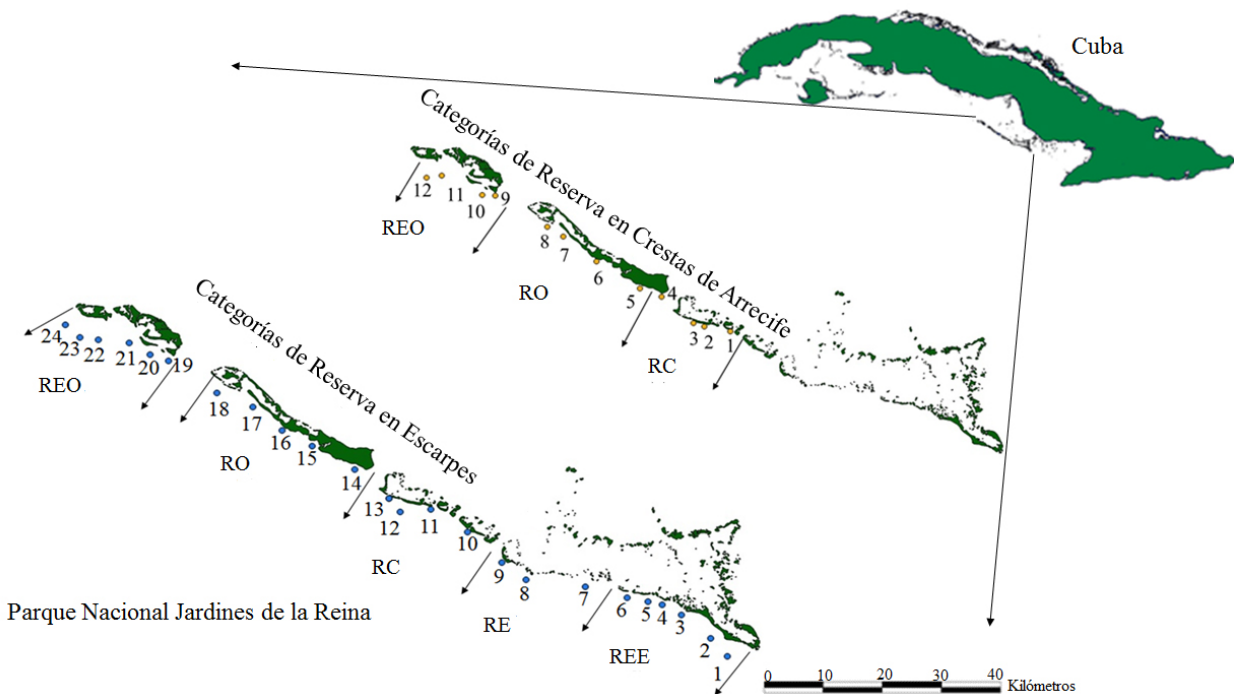


Fig. 1. Zona de estudio. Crestas de arrecife estudiadas en el Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Centro (RC: 1- Boca Piedra, 2-Mariflores, 3- Anclita, 4-La Puntica). Reserva Oeste (RO: 5-Peruano, 6- La Bayamesa, 7-Boca Guano, 8- Boca Grande). Reserva Extremo Oeste (REO: 9- Alcatraz, 10-Cinco Balas, 11-Horqueta, 12-Bretón). Sitios de escarpes. Reserva Extremo Este (REE: 1- Cabeza del Este, 2-Macao, 3- Mexicana, 4-Boca Rica, 5-Peralta, 6-Boca Seca). Reserva Este (RE: 7-Carabineros, 8-Hierros, 9-Cachiboca). Reserva Centro (RC: 10-Cruces, 11-Mariflores, 12-Anclita, 13-Los Pinos). Reserva Oeste (RO: 14-Peruano, 15-Las Auras, 16-Bayamesa, 17-Boca Guano, 18-Boca Grande). Reserva Extremo Oeste (REO: 19-Alcatraz, 20-Casimba, 21-Cinco Balas, 22-Horqueta, 23-Esterón, 24-Bretón).

tramos de 10 cm de largo). Para ello se estimó cuántos metros del transepto quedaron sobre el coral vivo (medido a los 10 cm más cercanos). También se les determinó el porcentaje de muerte reciente (MR) y de muerte antigua (MA).

Para determinar el porcentaje de cobertura de algas coralinas costrosas y el número de reclutas de corales (≤ 2 cm de diámetro máximo) se utilizó un marco de 0.25 cm de lado, el cual fue colocado cada 2 m en transeptos de 10 m de largo, hasta completar 50 cuadrados en cada sitio de estudio.

Con la información recopilada, sobre los indicadores ecológicos y para conocer la efectividad del gradiente de protección del PNJR sobre la comunidad de corales

y las algas coralinas costrosas, para cada hábitat del arrecife, se realizó un análisis de varianza factorial, con un nivel de significación de 0.05 e intervalos de confianza al 95%. El análisis se realizó con Statistica 6.0 (StatSoft, Inc., 2004). Se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad de los datos, según los criterios de Zar (1996). También se realizó una evaluación del estado de salud, tanto de las crestas del arrecife como de los escarpes, teniendo en cuenta los criterios de Alcolado y Durán (2011) sobre el sistema de escala para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe.

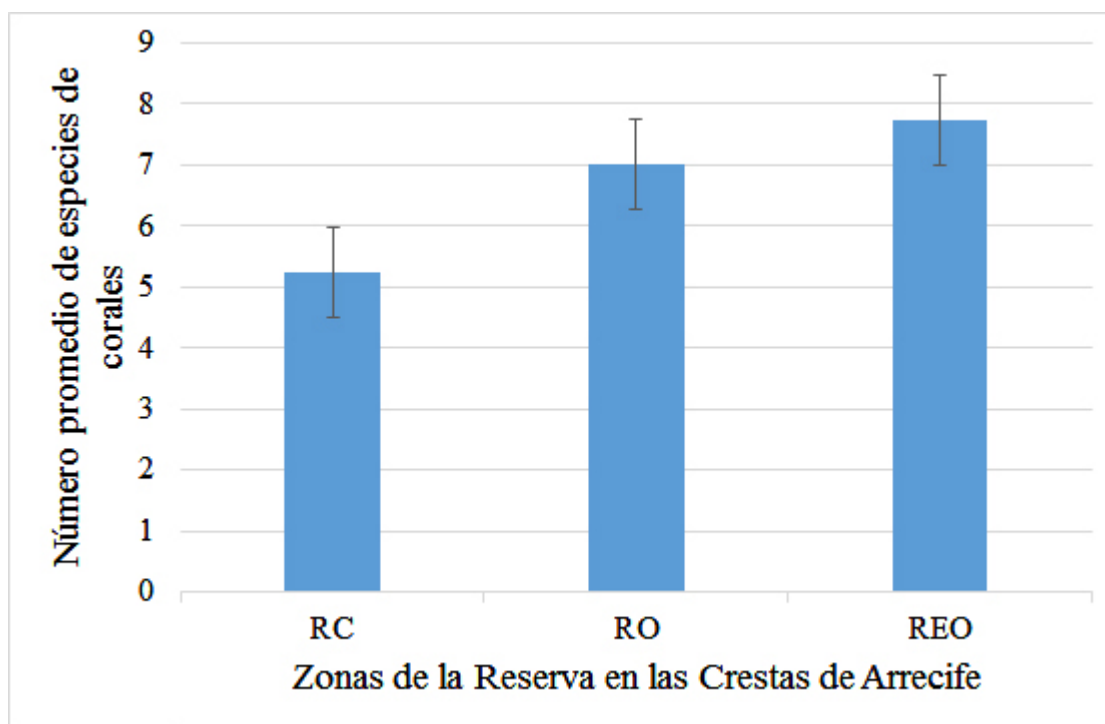


Fig. 2. Número promedio de especies, por categorías de reserva, en crestas de arrecife del Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Centro (RC: Boca Piedra, Mariflores, Anclitas y La Puntica), Reserva Oeste (RO: Peruano, La Bayamesa, Boca Guano y Boca Grande) y Reserva Extremo Oeste (REO: Alcatraz, Cinco Balas, Horqueta y Bretón).

RESULTADOS

CRESTAS DE ARRECIFE

En las crestas de arrecife, no hubo diferencias significativas entre las zonas de reserva para el número de especies ($p < 0.116$) (Fig. 2). De las 20 especies identificadas, las de mayor número de representación fueron *Millepora complanata* Lamarck, 1816, *Porites astreoides* Lamarck, 1816 y *Acropora palmata* (Lamarck, 1816).

La cobertura de corales entre las zonas de reserva de las crestas de arrecife, fue mayor para la RO, seguida de la RC y en menor porcentaje para la REO, sin mostrar diferencias significativas entre las mismas (Fig.3A). Por su parte, para las algas coralinas costrosas sí hubo diferencias entre las zonas de reserva ($p < 0.015$), con mayor predominio en la RO y menor en la RC (Fig.3B).

La MR no tuvo diferencias significativas entre las zonas de reserva de las crestas de arrecife (Fig. 4A), mientras que la MA sí, con un mayor porcentaje en la RC, zona que tuvo diferencias significativas con respecto a la REO ($p < 0.015$) (Fig. 4B).

ESCARPES

En los escarpes, no hubo diferencias significativas entre las zonas de reserva para el número de especies ($p < 0.140$) (Fig. 5). De las 32 especies identificadas, las de mayor número de representación fueron *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander 1786) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758).

La cobertura de corales tuvo diferencias significativas entre las zonas de reserva ($p < 0.000$), con un menor porcentaje en la REO (Fig. 6A). También las algas coralinas costrosas manifestaron diferencias

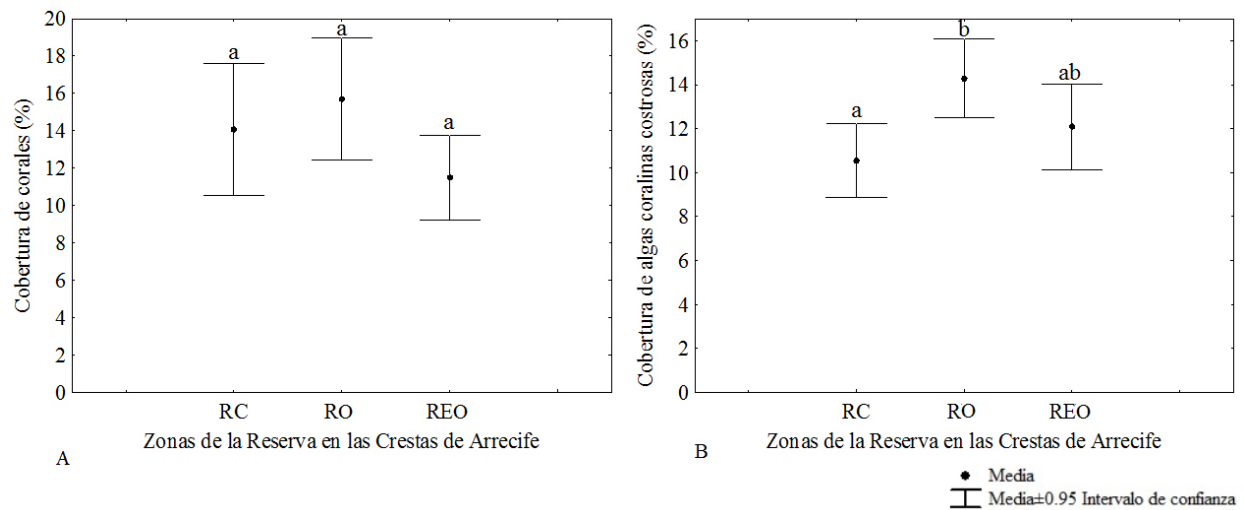


Fig. 3. Porcentaje de cobertura de corales (A) y algas coralinas costrosas (B), en crestas de arrecife del Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Centro (RC: Boca Piedra, Mariflores, Anclitas y La Puntica), Reserva Oeste (RO: Peruano, La Bayamesa, Boca Guano y Boca Grande) y Reserva Extremo Oeste (REO: Alcatraz, Cinco Balas, Horqueta y Bretón).

significativas entre las zonas de reserva (p<0.000), con menor porcentaje de representación en la REO (Fig.6B).

La MR (entre 5% y 45% para todas las zonas de reserva) y la MA (entre 18% y 36% para todas las zonas de reserva) no evidenciaron diferencias significativas entre las

zonas de reserva para los escarpes (p<0.338 y p<0.391 respectivamente).

RECLUTAS

Para las crestas de arrecife se identificaron reclutas de seis especies; *A. agaricites* (18%), *Eusmilia fastigiata* (Pallas, 1766)

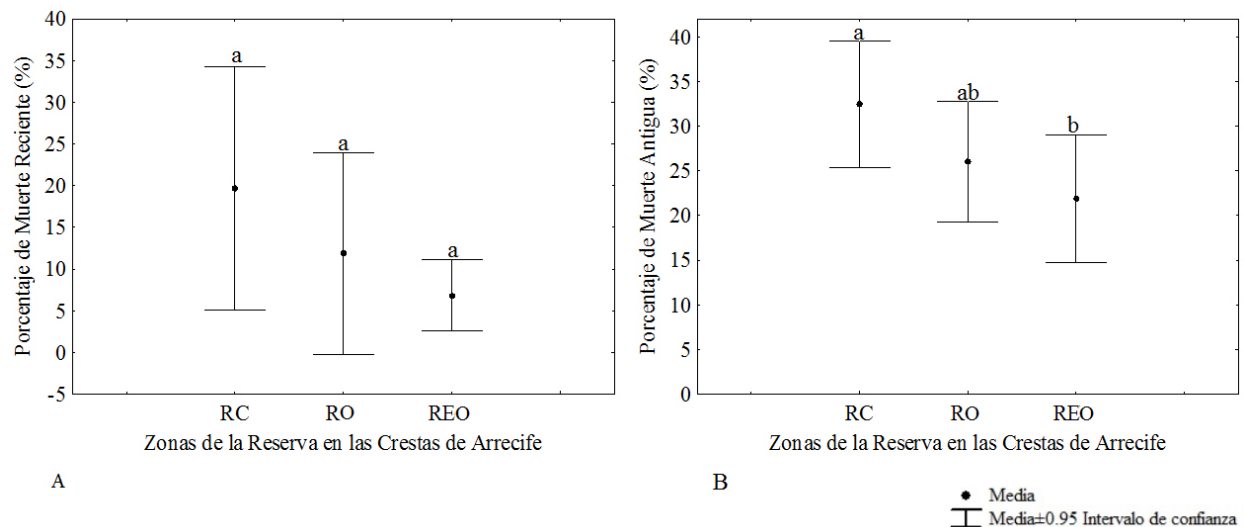


Fig. 4. Porcentaje de muerte reciente (A) y muerte antigua (B), en crestas de arrecife del Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Centro (RC: Boca Piedra, Mariflores, Anclitas y La Puntica), Reserva Oeste (RO: Peruano, La Bayamesa, Boca Guano y Boca Grande) y Reserva Extremo Oeste (REO: Alcatraz, Cinco Balas, Horqueta y Bretón).

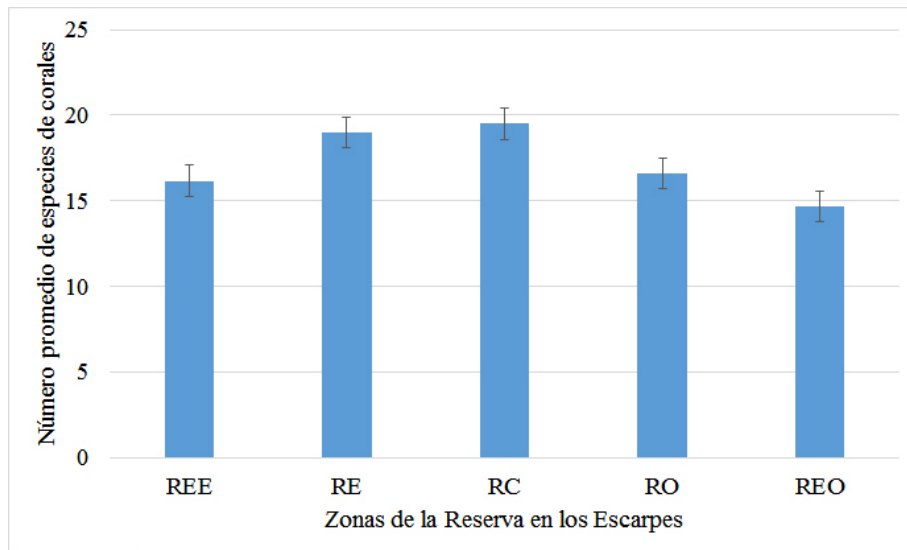


Fig. 5. Número promedio de especies, por categorías de reserva, en escarpes del Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Extremo Este (REE: Cabeza del Este, Macao, Mexicana, Boca Rica, Peralta, Boca Seca). Reserva Este (RE: Carabineros, Hierros, Cachiboca). Reserva Centro (RC: Cruces, Mariflores, Anclita, Los Pinos). Reserva Oeste (RO: Peruano, Las Auras, Bayamesa, Boca Guano, Boca Grande). Reserva Extremo Oeste (REO: Alcatraz, Casimba, Cinco Balas, Horqueta, Esterón, Bretón).

(1 %), *Favia fragum* (Esper, 1795) (15 %), *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767) (1 %), *P. astreoides* y *Porites porites* (Pallas,

1766) (2 %). En los escarpes se identificaron reclutas de 19 especies; *A. agaricites* (25 %), *S. siderea* (20 %), *F. fragum* (11 %), *P.*

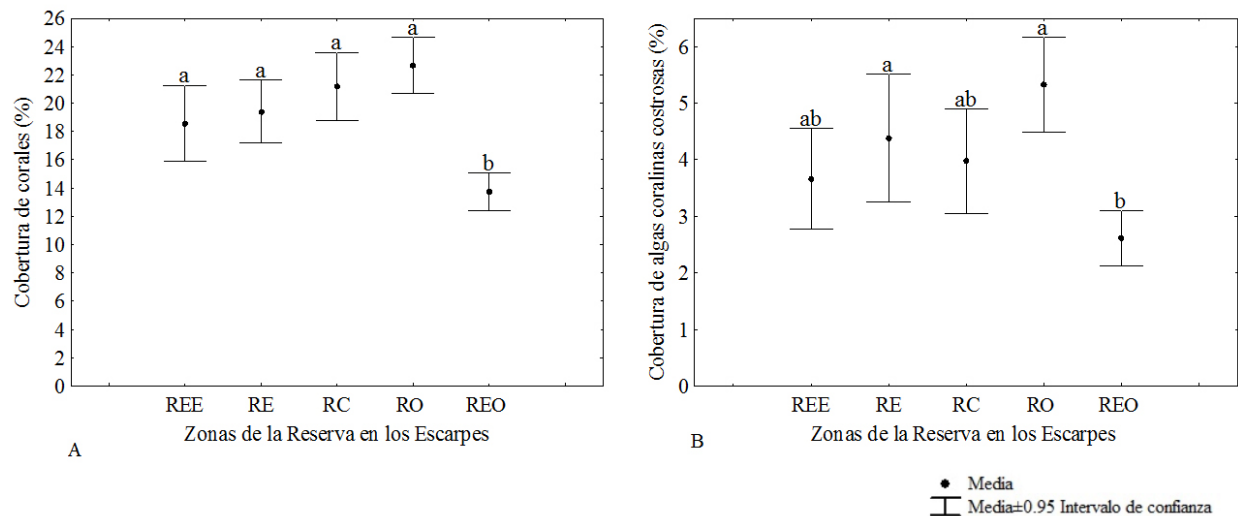


Fig. 6. Porcentaje de cobertura de corales (A) y algas coralinas costrosas (B), por categorías de reserva, en escarpes del Parque Nacional Jardines de la Reina. Reserva Extremo Este (REE: Cabeza del Este, Macao, Mexicana, Boca Rica, Peralta, Boca Seca). Reserva Este (RE: Carabineros, Hierros, Cachiboca). Reserva Centro (RC: Cruces, Mariflores, Anclita, Los Pinos). Reserva Oeste (RO: Peruano, Las Auras, Bayamesa, Boca Guano, Boca Grande). Reserva Extremo Oeste (REO: Alcatraz, Casimba, Cinco Balas, Horqueta, Esterón, Bretón).

astreoides (10 %), *Orbicella annularis* (Ellis y Solander, 1786) (9 %), *Stephanocoenia intersepta* (Lamarck, 1836) (6 %), *M. cavernosa* (5 %), *P. porites* (4 %), *Dichocoenia stokesi* M. Edwards y Haime, 1848 (3 %), *Scolymia* sp. (2 %), *Orbicella* sp. (1.5 %), *Meandrina meandrites* (Linnaeus, 1758) (1.3 %), *Pseudodiploria strigosa* (Dana, 1846) (0.7 %), *Dendrogyra cylindrus* Ehrenberg, 1834 (0.7 %), *Madracis decactis* (Lyman, 1859) (0.6 %), *Orbicella faveolata* (Ellis y Solander, 1786) (0.6 %), *E. fastigiata* (0.4 %), *Porites furcata* Lamarck, 1816 (0.4 %) y *Helioseris cucullata* (Ellis y Solander, 1786) (0.4 %).

DISCUSIÓN

Tanto en el hábitat de crestas de arrecife, como en el de escarpe, el número promedio de especies, no tuvo diferencias que evidenciaran que el gradiente de protección haya incidido sobre dicho indicador ecológico. Este resultado coincide con el obtenido por Pina-Amargós *et al.* (2008) para la región de estudio, cuando consideró este indicador dentro de los que demostraron que el hábitat coralino era relativamente homogéneo a lo largo del PNJR, a pesar de haber empleado el marco cuadrado de 1 m de lado, metodología que difiere de la empleada en el presente estudio.

En cuanto al número de especies identificadas, para el hábitat de crestas de arrecife, se observó una especie menos que las reportadas por Rey-Villiers *et al.* (2016) (21 especies) en su trabajo de línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazonos y el archipiélago Jardines de la Reina, durante el período 2001-2012. Sin embargo, más allá de los números, en el presente estudio se identificaron cinco especies, no registradas por Rey-Villiers *et al.* (2016) (Tabla 2). Por su

parte, Rey-Villiers *et al.* (2016), registraron otras tres especies, no identificadas en el presente estudio (Tabla 2). También en el presente trabajo se identificaron seis especies no registradas por Hernández-Fernández *et al.* (2011), quienes estudiaron la composición de octocorales y corales pétreos para esta misma región de estudio (Tabla 2). Teniendo en cuenta las especies registradas por Hernández-Fernández *et al.* (2011) y Rey-Villiers *et al.* (2016), así como las identificadas en el presente estudio, para el hábitat de crestas de arrecife del PNJR se han identificado, hasta el presente, un total 26 especies de corales.

Para el hábitat de escarpe, en el presente estudio se identificaron cuatro especies, no registradas por Rey-Villiers *et al.* (2016) (Tabla 2). Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016), registraron otras cuatro especies, no identificadas en el presente estudio (Tabla 2). Se identificaron cuatro especies no registradas por Hernández-Fernández *et al.* (2011) y viceversa. Teniendo en cuenta las especies registradas por Hernández-Fernández *et al.* (2011) y Rey-Villiers *et al.* (2016), así como las identificadas en el presente estudio, para el hábitat de escarpe del PNJR se han identificado, hasta el presente, un total 40 especies de corales. En general, entre el hábitat de cresta de arrecife y el de escarpe, se han identificado un total de 42 especies.

La cobertura de corales en las crestas de arrecife del PNJR, fue estudiada por Pina-Amargós *et al.* (2008) en 24 sitios, sin que se obtuviera diferencias significativas entre los mismos. Recientemente, Hernández-Fernández *et al.* (2016) la analizaron solo en cuatro sitios de crestas y obtuvieron diferencias significativas entre ellos. En el presente estudio no hubo diferencias significativas, para la cobertura de

Tabla 2. Especies de corales identificadas en los hábitats de crestas y escarpes del Parque Nacional Jardines de la Reina por Hernández-Fernández et al. (2011), Rey-Villiers et al. (2016) y en 2017.

Especies de corales	Hábitats	Crestas de arrecife			Escarpes		
	Años	2011	2016	2017	2011	2016	2017
Phylum Cnidaria							
Clase Anthozoa							
Subclase Hexacorallia							
Orden Scleractinea							
Familia Acroporidae							
<i>Acropora cervicornis</i> (Lamarck, 1816)		X	X	X	X	X	X
<i>Acropora palmata</i> (Lamarck, 1816)		X	X	X		X	
<i>Acropora prolifera</i> (Lamarck, 1816)			X	X			
Familia Agariciidae							
<i>Agaricia agaricites</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	X	X	X	X
<i>Agaricia grahamae</i> Wells, 1973							X
<i>Agaricia humilis</i> Verrill, 1902				X			X
<i>Agaricia lamarcki</i> M. Edwards y Haime, 1851						X	X
<i>Agaricia tenuifolia</i> Dana, 1846						X	
<i>Leptoseris cucullata</i> (Ellis y Solander, 1786)					X	X	X
Familia Astrocoeniidae							
<i>Stephanocoenia intersepta</i> (Lamarck, 1836)					X	X	X
Familia Caryophylliidae							
<i>Eusmilia fastigiata</i> (Pallas, 1766)				X	X	X	X
Familia Faviidae							
<i>Colpophyllia natans</i> (Houttuyn, 1772)				X	X	X	X
<i>Diploria labyrinthiformis</i> (Linnaeus, 1758)		X	X		X	X	X
<i>Favia fragum</i> (Esper, 1795)		X					X
<i>Manicina areolata</i> (Linnaeus, 1758)					X		
<i>Pseudodiploria clivosa</i> (Ellis y Solander, 1786)		X	X	X	X	X	X
<i>Pseudodiploria strigosa</i> (Dana, 1846)			X	X	X	X	X
<i>Montastraea cavemosa</i> (Linnaeus, 1767)		X	X	X	X	X	X
<i>Orbicella annularis</i> (Ellis y Solander, 1786)		X	X	X	X	X	X
<i>Orbicella faveolata</i> (Ellis y Solander, 1786)			X		X	X	X
<i>Orbicella franksi</i> (Gregory, 1895)					X	X	X
<i>Orbicella annularis</i> (complejo de especies) (Dana, 1846)		X			X	X	
Familia Meandrinidae							
<i>Dendrogyra cylindrus</i> Ehrenberg, 1834					X	X	X
<i>Dichocoenia stokesi</i> M. Edwards y Haime, 1848					X	X	X
<i>Meandrina meandrites</i> (Linnaeus, 1758)				X	X	X	X
Familia Mussidae							
<i>Isophyllia rigida</i> (Dana, 1846)							X
<i>Mycetophyllia aliciae</i> Wells, 1973						X	
<i>Mycetophyllia danaana</i> M. Edwards y Haime, 1849					X	X	X

<i>Mycetophyllia ferox</i> Wells, 1973				X	X	
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i> M. Edwards y Haime, 1848				X	X	X
<i>Mussa angulosa</i> (Pallas, 1766)				X	X	
Familia Pocilloporidae						
<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)			X	X	X	X
<i>Madracis auretenra</i> (Lamarck, 1816)				X	X	X
Familia Poritidae						
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816	X	X	X	X	X	X
<i>Porites branneri</i> Rathbun, 1888		X				
<i>Porites divaricata</i> Lesueur, 1821	X	X	X	X	X	X
<i>Porites furcata</i> Lamarck, 1816	X		X	X	X	X
<i>Porites porites</i> (Pallas, 1766)	X	X	X	X	X	X
Familia Siderastreidae						
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis y Solander, 1786)	X	X	X	X	X	X
<i>Siderastrea radians</i> (Pallas, 1766)		X		X		X
Orden Capitata						
Familia Milleporidae						
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	X	X	X	X	X	X
<i>Millepora complanata</i> Lamarck, 1816	X	X	X	X		

corales entre las zonas de reserva en las crestas de arrecife, aunque la zona RO mostró el mayor porcentaje para dicho indicador ecológico. Al comparar los resultados de la cobertura de corales con los obtenidos por Pina-Amargós *et al.* (2008), por zonas de reserva, se pudo apreciar un aumento con excepción de la REO donde se mantuvo igual a 11.8% (Pina-Amargós *et al.* (2008); RC: 6.8%, RO: 8.4%. En 2017; RC: 14%, RO: 15.8%).

Por su parte Rey-Villiers *et al.* (2016), expusieron que el porcentaje de cobertura de corales en las crestas de arrecife evaluadas en el 2001, en el archipiélago de los Jardines de la Reina, fue generalmente bajo como consecuencia de la gran cantidad de colonias muertas de *A. palmata*. A pesar de ello, la cobertura de corales en el conjunto de crestas de arrecife, evaluadas en 2012, fue un 3% menor que en 2001. Estos resultados son similares a los obtenidos en el presente estudio para las zonas

de reserva RC y REO, mientras que en la RO se obtuvo un ligero aumento.

Las algas coralinas costrosas tuvieron la mayor cobertura en la RO y a diferencia de la cobertura de corales, manifestaron diferencias significativas con la RC. Según Rey-Villiers *et al.* (2016), la cobertura de algas coralinas costrosas aumentó en el 57% de las crestas de arrecife estudiadas en archipiélago de los Jardines de la Reina entre 2001 y 2012, con porcentajes mayores a los obtenidos en el presente estudio. Los resultados obtenidos sobre los indicadores ecológicos analizados (cobertura de corales y algas coralinas costrosas), para las zonas de la reserva en las crestas de arrecife, no evidenciaron que el gradiente de protección del PNJR esté influyendo sobre los mismos.

Los porcentajes de MR obtenidos en el presente estudio, por zonas de reserva, estuvieron por encima de los obtenidos por Rey-Villiers *et al.* (2016) para las crestas de

arrecife estudiadas en 2001 y 2012. Esto puede ser preocupante, si se tiene en cuenta que la MR es la expresión fundamental de lo que fue la condición del arrecife durante el año anterior (McField & Kramer, 2008). Los porcentajes de MA fueron similares a los obtenidos por Rey-Villiers *et al.* (2016) en 2012, quienes plantearon que en este año la MA fue mucho menor, en la mayoría de las crestas de arrecife estudiadas, en comparación con el 2001, donde el 95% de las crestas visitadas estaban severamente deterioradas.

Si se tienen en cuenta los criterios de Alcolado y Durán (2011), las tres zonas de reserva establecidas para el hábitat de crestas de arrecife, tanto para la cobertura de corales, como para la de algas coralinas costrosas y el porcentaje de MA, mostraron una condición regular. El número de especies mostró una condición pobre. Para el porcentaje de MR la condición varió desde crítica para la RC, pobre para la RO y regular para la REO.

P. astreoides fue una de las especies mejor representada en las crestas de arrecife del PNJR, lo que coincide con estudios anteriores (Hernández-Fernández *et al.*, 2011; Ferrer *et al.*, 2016; González-Díaz *et al.*, 2018). Según Jackson *et al.* (2014) y De Bakker *et al.* (2016), la abundancia de dicha especie puede ser un indicador del declive de los arrecifes al ser calificada como oportunista, de gran plasticidad y estructuralmente pequeña, y que como tal, sustituye especies masivas y constructoras de arrecife. No obstante, *P. astreoides* es considerada como especie poco dañada por los huracanes (Lirman & Fong, 1996, 1997). Además, Rey-Villiers *et al.* (2016) constataron que las crestas de arrecife en el archipiélago de los Jardines de la Reina experimentaron entre 2001 y 2012, cambios

en el predominio de las especies, que implicó la pérdida de abundancia relativa de *A. palmata* y un incremento de *M. complanata* y *P. astreoides*, y con ello, el detrimento de sus funciones ecológicas fundamentales. Sobre esta base, se recomienda continuar el estudio de las poblaciones de *P. astreoides* e incluirla como objetivo en el plan de manejo del parque, donde se debe tener en cuenta además, que dentro de los reclutas fue la de mayor representación.

En el escarpe la cobertura de corales fue menor para la REO, donde hubo diferencias significativas con el resto de las zonas de reserva (RO, RC, RE y REE). Este resultado difiere con el de Pina-Amargós *et al.* (2008), quienes no identificaron diferencias significativas para este indicador en dicho hábitat. Por su parte, Rey-Villiers *et al.* (2016) plantearon que la cobertura de corales, en el conjunto de escarpes estudiados en el archipiélago Jardines de la Reina, se mantuvo constante en el período 2001-2012, con porcentajes similares a los registrados en el presente estudio.

Al comparar los resultados de la cobertura de corales con los obtenidos por Pina-Amargós *et al.* (2008), por zonas de reserva en los escarpes, se apreció un aumento para la RC, RO y RE (Pina-Amargós *et al.* (2008); RC: 18%, RO: 18.7%, y RE: 16% y en 2017; RC: 21%, RO: 22.8%, RE: 19%). Un aumento discreto para la REE (Pina-Amargós *et al.* (2008); REE: 17.1% y en 2017:18.5%) y una disminución para la REO (Pina-Amargós *et al.* (2008); REO: 15.8% y en 2017: 13.5%).

El hecho que la REO fue considerada la zona con protección menos efectiva y en este estudio haya tenido menor cobertura de coral que el resto de las zonas establecidas para el escarpe, no indica que exista una influencia del gradiente de protección

sobre la comunidad de corales, pues en el resto de los indicadores ecológicos medidos (número de especie, cobertura de algas coralinas costrosas, porcentaje de MA y MR) no mostraron diferencias significativas con el resto de las zonas. Como plantearon Chapman & Kramer (1999), el gradiente de protección puede verse afectado por otros factores, como la calidad del hábitat entre las áreas de la reserva.

La cobertura de algas coralinas costrosas aumentó, entre 2001 y 2012, en el 53% de los escarpes estudiados en el archipiélago Jardines de la Reina (Rey-Villiers *et al.*, 2016). Específicamente, en 2012 se registraron porcentajes muy por encima de los obtenidos en el presente estudio. Las algas coralinas costrosas presentaron menor cobertura en la REO, sin mostrar diferencias significativas con las zonas RC y REE, y sí con el resto de las zonas (RO y RE). Estos resultados no muestran una correspondencia entre la cobertura de algas coralinas costrosas con el gradiente de protección del PNJR, establecido para el escarpe.

Según Rey-Villiers *et al.* (2016), el porcentaje de MR fue bajo tanto en 2001 como en 2012, disminuyendo en la mayoría de los escarpes estudiados en 2012. Sin embargo, en el presente estudio se apreció un aumento de esta afectación, con valores de hasta el 45 % lo que, al igual que en las crestas de arrecife, demanda una alerta ante la salud del arrecife. Rey-Villiers *et al.* (2016) plantearon que la MA en los corales tuvo una disminución entre 2001 y 2012 en los escarpes evaluados en el archipiélago Jardines de la Reina. Sin embargo, según los porcentajes registrados en el presente estudio por zonas de reserva, se aprecia un ligero aumento en comparación con 2012, sin llegar a registrarse porcentajes tan elevados como en 2001.

Según los criterios de Alcolado y Durán (2011) las zonas de REE, RE y REO, para la cobertura de coral, mostraron una condición regular, mientras que las zonas RC y RO mostraron una condición buena. Para la cobertura de algas coralinas costrosas, la zona REO tuvo una condición crítica y las restantes zonas, una condición pobre. Para el número de especies, todas las zonas tuvieron una condición buena, con excepción de la REO donde fue regular. Sin embargo, la MA para todas las zonas del escarpe tuvo una condición regular y la MR, una condición crítica, resultados que comprometen el futuro estado de salud de este hábitat.

La especie predominante en el escarpe fue *S. siderea*, resultado también expuesto por Hernández-Fernández *et al.* (2011). Esta especie es común para Cuba (González-Díaz *et al.*, 2018) y para las aguas profundas y pocas profundas del Caribe (Castillo *et al.*, 2014). *S. siderea* es resistente a los cambios de temperatura, por lo que generalmente sobrevive al blanqueamiento (Banks & Foster, 2017), así como a los cambios repentinos y prolongados de salinidad (Muthiga & Szmant, 1987). Se infiere que *S. siderea*, por su abundancia en los escarpes del PNJR, fue determinante en los porcentajes de cobertura para este hábitat. Se sugiere dar seguimiento a las poblaciones de *S. siderea* e incluirlas en el plan de manejo del parque, pues esta especie se considera un buen indicador ante los cambios ambientales (Castillo *et al.*, 2014; Banks & Foster, 2017). Además, dentro de los reclutas, fue la segunda de mayor representación, antecedida por *A. agaricites*. Ello es una evidencia que *S. siderea* puede desplazar a especies, como las del género *Orbicella* y *Pseudodiploria*, fenómeno descrito por Alcolado *et al.* (2009)

en estudio realizado en arrecifes seleccionados al Sur y Este del Golfo de Batabanó. Además, Rey-Villiers *et al.* (2016), consideraron que en el PNJR ha cambiado el patrón del predominio de las especies, desde las típicas formadoras de escarpes como *O. annularis* a las especies oportunistas como *S. siderea*, *P. astreoides* y *A. agaricites*. Tanto *S. siderea*, como *P. astreoides* son consideradas especies muy resistentes a la sedimentación y al oleaje (Torres & Morelock, 2002).

En sentido general, sobre los resultados obtenidos en cuanto a la cobertura de corales y al compararlos con los obtenidos por Pina-Amargós *et al.* (2008), se puede plantear que existe cierta recuperación de esta comunidad tanto en el hábitat de crestas de arrecife como en el de escarpe del PNJR, para la mayoría de las zonas de la reserva, con excepción de la REO. El resto de los indicadores ecológicos no deben ser comparables, al haberse empleado en ambos estudios metodologías diferentes.

Estos resultados pueden deberse a que desde el 2010 le fue otorgada la categoría de Parque Nacional a la totalidad de la extensión del archipiélago Jardines de la Reina, por lo que las medidas de protección se establecieron para toda la región. No obstante, como plantearon Aronson & Precht (2006), las reservas no han demostrado que inciden sobre la recuperación de la comunidad de corales, aunque la protección de los peces herbívoros, sí propician un efecto cascada, al reducir la cobertura de algas y aumentar la de corales (Birrell, 2008; Mumby & Harborne, 2010), por lo que el resultado obtenido en la REO puede deberse a que la protección menos efectiva de esta zona, esté incidiendo directamente sobre los peces herbívoros e indirectamente sobre la comunidad de corales. Es

por ello que, según este estudio, a pesar de que existe un gradiente de protección desde la región central hacia los extremos este y oeste del PNJR, dicho gradiente no reflejó una influencia clara y directa sobre el estado de la comunidad de corales y de las algas coralinas costrosas.

De acuerdo a los criterios de Alcolado y Durán (2011), la comunidad de coral en el PNJR, en su conjunto, refleja una condición regular dada fundamentalmente, por los porcentajes elevados de MR y MA, cuyas causas son desconocidas. Esto, unido al incremento en el porcentaje de MR y MA, según lo registrado por Rey-Villiers *et al.* (2016) para las crestas de arrecife y los escarpes estudiados entre 2001 y 2012, son unas de las razones por la que se recomienda el establecimiento de estaciones fijas de monitoreo para el estudio del bentos en general en el PNJR y por ende, el empleo de una misma metodología.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Evelio Alemán Martín, Yuniel Marín y Maydel Pérez Valle de la empresa Sweet-Spa (tripulación del "Oceans For Youth") y Marina Marlin Azulmar, así como a Víctor M. Portales Dima y Adrián Fasta Serrano del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC) por su apoyo en los muestreos. También a Vicente Osmel Rodríguez por sus aportes.

REFERENCIAS

- ADEY, W. H. (1998). Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *J. Phycol.*, 34, 393-406.
- AGRRA. (2000). *The AGRRA Rapid Assessment Protocol*. Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology.

- Recuperado en junio 25, 2001, disponible en <http://oral.aoml.noaa.gov/agra/methodhome.htm>.
- ALCOLADO, P. M., HERNÁNDEZ-MUÑOZ, D., CABALLERO, H., BUSUTILI, L., PERERA, S. e HIDALGO, G. (2009). Efectos de un inusual período de alta frecuencia de huracanes sobre el bentos de arrecifes coralinos. *Rev. Mar. y Cost.* 1, 73-93.
- ALCOLADO, P. M. y 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.
- APELDOORN, R. S. y LINDEMAN, K. C. (2003). A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf Caribb. Res.*, 14 (2), 139-154.
- ARONSON, R. B. y PRECHT, W. F. (2006). Conservation, precaution and Caribbean reefs. *Coral Reefs.* 25, 441-450. DOI: 10.1007/s00338-006-0122-9.
- BABCOCK, R. C., KELLY, S., SHEARS, N. T., WALKER, J. W. y WILLIS, T. J. (1999). Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 189, 125-134.
- BANKS, S. y FOSTER, K. (2017). Baseline Levels of *Siderastrea siderea* Bleaching under Normal Environmental Conditions in Little Cayman. *Open J. Mar. Sci.*, 7, 142-154. <http://dx.doi.org/10.4236/ojms.2017.71011>.
- BIRRELL, C. H. L., MCCOOK, L. J., WILLIS, B. L. y DIAZ-PULIDO, G. A. (2008). Effects of benthic algae on the replenishment of corals and the implications for the resilience of coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 46, 25-63.
- BROCK, R. J., KENCHINGTON, E. y MARTÍNEZ-ARROYO, A. (2012). *Directrices científicas para la creación de redes de áreas marinas protegidas en un contexto de cambio climático*, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá.
- CABALLERO, H., ALCOLADO, P. M., GONZÁLEZ, P., PERERA, S. y HERNÁNDEZ, L. (2013). *Protocolo para el monitoreo de bentos en arrecifes coralinos*. Versión ajustada a partir del método de campo AG-RRRA 2000. La Habana, Cuba: Centro Nacional de Áreas Protegidas. ISBN: 978-959-287-039-0.
- CASTILLO, K. D., RIES, J. B., BRUNO, J. F. y WESTFIELD, I. T. (2014). The Reef-Building Coral *Siderastrea siderea* Exhibits Parabolic Responses to Ocean Acidification and Warming. Proceedings of the Royal Society of London B: *Biol. Sci.*, 281, 1-9.
- CHAPMAN, M. R. y KRAMER, D. L. (1999). Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 81-96.
- DE BAKKER, D. M., MEESTERS, E. H., BAK, R. P. M., NIEUWLAND, G. y VAN DUYL, F. C. (2016). Long term shift in coral communities on shallow to deep reef slopes of Curacao and Bonaire: are there any winners? *Front Mater Sci.*, 3:247. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2016.00247>.
- DETHIER, M. N. (1987). The distribution and reproductive phenology of intertidal fleshy crustose algae in Washington. *Can. J. Bot.* 65 (9), 1838-1850.
- FERRER-RODRÍGUEZ, V. M., GONZÁLEZ-DÍAZ, P., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., SICILIANO, D., BRETOS, F., APRIL, A., HUGES, K. y SANTORO, A. (2016). Salud de las comunidades de corales en arrecifes de Jardines de la Reina - Golfo de Ana María, región surcentral de Cuba. *Rev. Inv. Mar.* 36 (1), 34-56.

- GONZÁLEZ-DÍAZ, P., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., AGUILAR-BETANCOURT, C., ÁLVAREZ-FERNÁNDEZ, S., PERERA-PÉREZ, O., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ ... M., DE LA GUARDIA-LLANSO, E. (2018). Status of Cuban coral reefs. *Bull. Mar. Sci.* 94, 229-247.
- 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). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología.
- HALPERN, B. S. (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol Appl.*, 13, 117-137.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., GUIMARAIS, M., ARIAS, R. y CLERO, L. (2011). Composición de las comunidades de octocorales y corales pétreos y la incidencia del blanqueamiento del 2005 en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 77-90.
- HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., BUSTAMANTE-LÓPEZ, C. y DULCE-SOTOLONGO, L. B. (2016). Estado de crestas de arrecifes en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 36 (1), 79-91.
- JACKSON, J., DONOVAN, M., CRAMER, K. y LAM, V. (2014). *Status and trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012*. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland, Switzerland.
- LIRMAN, D. y FONG, P. (1996). Sequential storms cause zone-specific damage on a reef in the northern Florida reef tract: evidence from Hurricane Andrew and the 1993 Storm of the Century. *Florida Sci.* 59, 50-63.
- LIRMAN, D. y FONG, P. (1997). Susceptibility of coral communities to storm intensity, duration and frequency. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. Panama.* 1, 561-566.
- McFIELD, M. D. y KRAMER, P. (2008). *Arrecifes saludables. Una guía de referencia rápida*.
- MELLIN, C., MACNEIL, M. A., CHEAL, A. J., EMSLIE, M. J. y CALEY, M. J. (2016). Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecol. Lett.*, 19 (6), 629-637. DOI: 10.1111/ele.12598.
- MOLLOY, P. P., McLEAN, I. B., COTE e I. M. (2009). Effects of marine reserve age on fish populations: A global meta-analysis. *J Appl Ecol.* 46, 743-751.
- MUMBY, P. J. y HARBORNE, A. R. (2010). Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals an Caribbean Reefs. *PLoS ONE*, 5 (1): e8657.doi:10.1371/journal.pone.0008657.
- MUTHIGA, N. A. y SZMANT, A. M. (1987). The effects of salinity stress on the rates of aerobic respiration and photosynthesis in the hermatypic coral *Siderastrea side-real*. *The Biol. Bull.* <https://www.journals.uchicago.edu/doi/pdfplus/10.2307/1541699>.
- PALUMBI, S. R. (2004). Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Ann. Rev. Env. Res.*, 29, 31-68. DOI: 0.1146/annurev.energy.29.062403.102254.
- PERERA-VALDERRAMA, S., HERNÁNDEZ-ÁVILA, A., GONZÁLEZ-MÉNDEZ, J., MORENO-MARTÍNEZ, O., COBIÁN-ROJAS, D., FERRO-AZCONA, H., ... RODRÍGUEZ-FARRAT, L. F. (2018). Marine protected areas in Cuba. *Bull. Mar. Sci.*, 94 (0), 1-20.
- PINA-AMARGÓS, F., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, L., CLERO, L. y GONZÁLEZ-SANSÓN, G. (2008). Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 29 (3), 225-237.
- PINA-AMARGÓS, F., GONZÁLEZ-SANSÓN, G., MARTÍN-BLANCO, F. y VALDIVIA, A. (2014).

- Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ* 2: e274; DOI 10.7717/peerj. 274.
- REY-VILLIERS, N., ALCOLADO-PRIETA, P., BUSUTIL, L., CABALLERO, H., PERERA-PÉREZ, O., HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, ... ALCOLADO, M. P. (2016). Condición de los arrecifes coralinos del golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba: 2001-2012. En N. Rey-Villiers (Ed.), *Línea base ambiental para el estudio del cambio climático en el golfo de Cazones y el archipiélago Jardines de la Reina, Cuba*. (pp. 93-146). La Habana, Cuba: Instituto de Oceanología, CITMA.
- STATSOFT (2004). *STATISTICA for Windows. Computer program manual*. Tulsa, OK: StatSoft, Inc.
- STENECK, R. S. (1997). Crustose corallines, other algal functional groups, herbivores and sediments: Complex interactions along reef productivity gradients. En: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. (pp: 23-28).
- TORRES, J. L. y MORELOCK, J. (2002). Effect of Terrigenous Sediment Influx on Coral Cover and Linear Extension Rates of Three Caribbean Massive Coral Species. *J. Caribb. Sci.* 38 (3-4), 222-229.
- ZAR, J. H. (1996). *Biostatistical analysis* (3ra. ed.). New Jersey, EE. UU.: Prentice-Hall, Inc.
- ZLATARSKI, V. N. y MARTÍNEZ-ESTALELLA, N. (1980). *Escleractinios de Cuba con datos sobre sus organismos asociados* (en ruso). Sofía, Bulgaria: Editorial Academia de Bulgaria.

COMO CITAR ESTE ARTÍCULO

Hernández-Fernández, L., Bustamante, C., Dulce, L. B., Pina, F. y Figueredo, T. (2018). Influencia del gradiente de protección sobre el estado de las comunidades de corales y algas coralinas costrosas en el Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Rev. Invest. Mar.*, 38(1), 83-99.