

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/351037726>

Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba

Article in *Intropica* · April 2021

DOI: 10.21676/23897864.3864

CITATIONS

0

READS

72

1 author:



Leslie Hernández-Fernández

Centro de Bioplasmas

42 PUBLICATIONS 183 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Diversidad biológica y conectividad entre el archipiélago Jardines de la Reina y golfo de Ana María, Cuba. [View project](#)



PLANTAS ACUÁTICAS Y PALUSTRES EN EL MUNICIPIO DE CIEGO DE ÁVILA. ALTERNATIVAS PARA SU USO Y MANEJO (PAPCA) [View project](#)

Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba

Classification and scoring scale for health status of the coral community of the Jardines de la Reina National Park, Cuba

Leslie Hernández-Fernández  *

Centro de Bioplasmas, Universidad "Máximo Gómez Báez", Ciego de Ávila, Cuba

*Autor de correspondencia: coraleslhf@gmail.com

Recibido: 07 de diciembre de 2020

Aceptado: 23 de marzo de 2021

Publicación en línea: 21 de abril 2021

Resumen

Palabras clave:
indicadores ecológicos;
crestas de arrecifes;
escarpes; especies; reclutas

Para conocer el estado de salud de los arrecifes se han creado protocolos que permiten evaluar indicadores ecológicos sobre grupos focales de organismos que habitan en ellos. En este estudio se propone una escala específica, de clasificación y puntaje de condición de salud, para seis indicadores ecológicos (densidad, número de especies por transecto, cobertura, muerte antigua, muerte reciente y densidad de reclutas) de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina. Se estudiaron 29 sitios de buceo autónomo SCUBA, situados en escarpes poco profundos y designados como sitios de referencia, que fueron comparados con otros 52 sitios no utilizados para el buceo. También se estudiaron 27 crestas de arrecifes, usando como sitio de referencia la más conservada del área de estudio (La Puntica). Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y se realizó un análisis de frecuencia a través del programa Statística 7. Para los indicadores ecológicos evaluados se propusieron cambios en la escala específica, con respecto a la sugerida para Cuba y el Gran Caribe, adecuando los niveles de la nueva escala a los valores obtenidos en un análisis integral y teniendo en cuenta, fundamentalmente, los sitios de referencia. Con una condición de "Muy buena", se clasificó la densidad con valores >20 colonias 10 m^{-1} en escarpes y >14 colonias 10 m^{-1} en crestas. El número de especies, >10 en escarpes y ≥ 6 en crestas. La cobertura $>30\%$ para ambos hábitats. Muerte antigua $\leq 10\%$ para ambos hábitats. Mortalidad reciente, $\leq 1\%$ para ambos hábitats. Densidad poblacional de reclutas, >20 reclutas m^{-2} en escarpes y >10 reclutas m^{-2} en crestas. Se recomienda la creación de una escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud en cada AMPs, lo que permitiría realizar acciones de manejo acorde a las características intrínsecas de sus arrecifes coralinos.

Abstract

Key words:
ecological indicators;
reef crests;
fore reefs; species; recruits

In order to know the health status of the reefs, some protocols have been created to evaluate various ecological indicators on focal groups of organisms that inhabit these reefs. In this study we a specific scale, for classification and status score, for six ecological indicators (coral density, number of species per transect, coverage, old death, recent death and recruits population density) of the coral community of the Jardines de la Reina National Park. Were studied 29 SCUBA diving sites, located in fore reefs and designated as reference sites, which were compared with 52 other sites not used for diving. Also, were studied 27 reef crests, using the most conserved crests in the study area, as the reference site (La Puntica), although in this case, another indicator (density of recruits) was added. The non-parametric Kruskal Wallis test was applied and frequency analysis was carried out through the Statística 7 program. For evaluated ecologic indicators were proposed some changes in the specific scale, with regard to the suggested for Cuba and the Great Caribbean, adapting the levels of a new scale to obtained values from integral analysis, taking into account, the reference sites. With a condition of "Very Good", density was classified with values >20 colonies 10 m^{-1} in fore reefs and >14 colonies 10 m^{-1} in crests. The number of species with values >10 in fore reefs and ≥ 6 in crests. The coral covers $>30\%$ for both habitats. Old mortality $\leq 10\%$ for both habitats. Recent mortality, $\leq 1\%$ for both habitats. Recruits population density, with values >20 recruits m^{-2} in fore reefs and >10 recruits m^{-2} in crests. We recommend one specific scale for classification and score was for health status for each MPAs, which would allow made some management actions, according to each coral reef intrinsic behaviors.

Introducción

Uno de los componentes fundamentales de los arrecifes coralinos son los corales, considerados los constructores de este ecosistema. Su principal degradación está dada por el cambio climático antropogénico, que es la causa de la declinación global de los arrecifes (Bruno *et al.*, 2019). Dentro de las acciones locales que se realizan para mitigar dicha declinación está la creación de las áreas marinas protegidas (AMPs), que tienen entre sus propósitos ser un instrumento para incrementar la resistencia y resiliencia de los arrecifes coralinos ante los efectos negativos del cambio climático. Las AMPs se consideran importantes herramientas para la conservación, aunque tengan limitaciones en la mitigación de eventos naturales, por lo que necesitan ser complementadas con políticas de punta para reducir las consecuencias del cambio climático (Selig *et al.*, 2012). Una de estas políticas es la implementación de monitoreos en grupos focales, a los que se les evalúan indicadores ecológicos que reflejan las tendencias en la estructura y en los procesos ecológicos que ocurren dentro y entre las poblaciones de especies de interés. Estos indicadores permiten realizar una evaluación integral de la condición ecológica *in situ* de dichas poblaciones y del ecosistema en su conjunto (Perera-Valderrama *et al.*, 2020).

En aras de realizar evaluaciones integrales de las condiciones de salud de los arrecifes y conocer cuál es la tendencia de su estructura en el tiempo, en el ámbito mundial, y específicamente en el Caribe, se han creado protocolos donde se analizan varios indicadores ecológicos, entre los que se encuentran la densidad, el número de especies, la cobertura, muerte antigua (MA), muerte reciente (MR), entre otros. Estos se valoran sobre grupos focales de organismos que habitan en los arrecifes como corales, macroalgas, peces herbívoros y carnívoros, tortugas, manatíes o tiburones ballenas; incluso también se tiene en cuenta la calidad del agua (McField y Kramer, 2008; Obura y Grimsdith, 2009; Alcolado y Durán, 2011). Dichos indicadores requieren de escalas de clasificación y puntaje que permiten evaluar y clasificar la condición de salud del arrecife o de algunos de sus componentes bióticos, y son de utilidad y fácil comprensión para los tomadores de decisiones de las AMPs (Alcolado y Durán, 2011). Contar con una escala de evaluación y puntaje del arrecife constituye una herramienta necesaria para evaluar cómo y por qué ocurren cambios en los indicadores ecológicos a través de los años (González-Díaz *et al.*, 2013).

En el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR), una de las

AMPs más importantes de Cuba (Perera-Valderrama *et al.*, 2018), se han realizado estudios sobre la comunidad de corales (Hernández-Fernández *et al.*, 2016a; 2016b; 2019a; 2019b; 2019c), en los que se ha empleado la escala para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe (Alcolado y Durán, 2011). Los resultados, sobre dicha escala, no han mostrado una condición favorable para esta comunidad, en la mayoría de los indicadores ecológicos analizados (densidad de corales, MA y MR, número de especies, cobertura), específicamente, para las crestas de arrecifes (Hernández-Fernández *et al.*, 2016a), para algunos sitios de buceo (Hernández-Fernández *et al.*, 2016b), y para zonas de la reserva dentro del parque nacional (Hernández-Fernández *et al.*, 2019a), a pesar de estar considerada entre las AMPs menos dañadas del Caribe (Linton *et al.*, 2002).

Teniendo en cuenta los estudios anteriormente referidos y el criterio de que cada arrecife tiene su propia "personalidad" (McField y Kramer, 2008), es decir, presenta características intrínsecas tanto bióticas, como abióticas, y que específicamente los de Cuba, muestran gran variabilidad en términos de identidad y dominancia de corales a escala regional y local (Caballero Aragón *et al.*, 2019), y el hecho de que escala empleada para su evaluación puede variar circunstancialmente, a criterio del autor, para ser mejorada con la práctica o para la adición de nuevos indicadores (Alcolado y Durán, 2011), este estudio se propone como objetivo establecer una escala específica de clasificación y puntaje de condición de salud, para seis indicadores ecológicos de la comunidad de corales, tanto para el hábitat de escarpes poco profundos, como para el de crestas de arrecifes, que permita comparar temporalmente las diferentes zonas de la reserva del PNJR.

Materiales y métodos

El archipiélago de los Jardines de la Reina está conformado por 661 cayos y se extiende a lo largo de 360 km al sur de las provincias de Sancti Spiritus, Ciego de Ávila y Camagüey, en Cuba. Las aguas del norte corresponden al golfo de Ana María, y las del sur, al mar Caribe. A esta región, por sus valores ecológicos y su estado de conservación, le fue otorgada la categoría de parque nacional, por acuerdo 6803/2010 del Comité Ejecutivo del Consejo de Ministros de Cuba.

Los sitios estudiados en el Parque Nacional Jardines de la Reina (PNJR), ubicado al sur de los cayos, presentan escarpes poco profundos entre los 10 m y 30 m y crestas de arrecifes

entre 1 y 3 m de profundidad (figura 1). En los escarpes poco profundos predominan las especies de corales *Siderastrea siderea* (Ellis & Solander, 1786) y *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), y en las crestas de arrecifes, predominan *Porites astreoides* (Lamarck, 1816), *Millepora complanata* (Lamarck,

1816) y *Acropora palmata* (Lamarck, 1816). En este estudio se analizaron datos obtenidos en expediciones conjuntas en tres años: 2001, 2012 y 2017. También se analizaron datos obtenidos en 2014, en un estudio sobre los sitios donde se realiza buceo autónomo SCUBA (tabla 1).

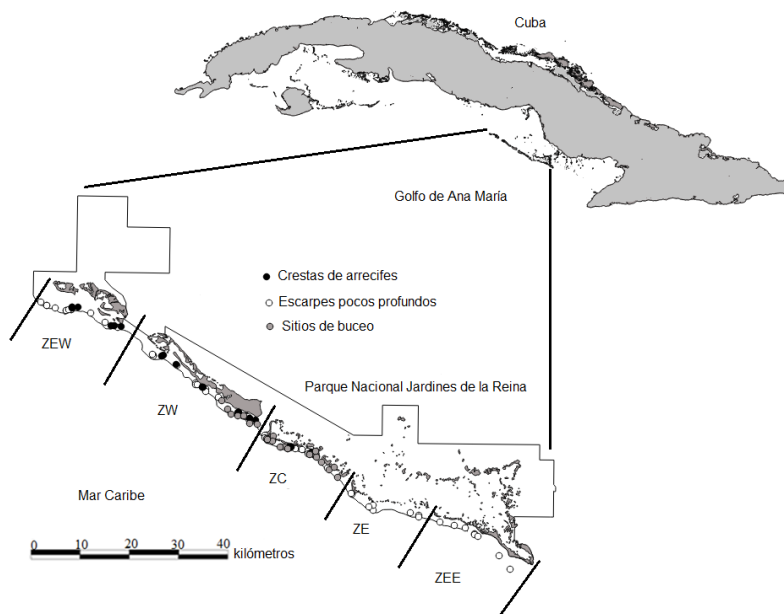


Figura 1. Sitios de estudio en escarpes poco profundos, crestas de arrecifes y sitios de buceo autónomo SCUBA en zonas de reserva (ZR) del Parque Nacional Jardines de la Reina. Zona extremo oeste (ZEW), zona oeste (ZW), zona centro (ZC), zona este (ZE) y zona extremo este (ZEE).

Tabla 1. Años, expediciones y metodologías empleadas, para el análisis de la escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del PNJR.

Años	Expediciones	Metodología
2001	Agosto. CUBAGRRA II.	AGRRA (2000)
2012	Abril. Expedición conjunta: Instituto de Oceanología de Cuba, Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana (CIM) y Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)
2017	Septiembre-octubre. Expedición conjunta: Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), con especialistas de la embarcación "Oceans For Youth" y personal de la Sucursal Marlin Jardines de la Reina.	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)
2014	Estudio de los sitios de buceo. Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC).	Versión simplificada de AGRRA (2000) (Caballero <i>et al.</i> , 2013)

Teniendo en cuenta el criterio de que cada arrecife tiene su propia "personalidad" y debe tener para su evaluación un punto de referencia (McField y Kramer, 2008) (sitios en la misma región, donde los indicadores ecológicos analizados muestren los mejores resultados), se escogieron 81 sitios en escarpes poco profundos. De estos, se seleccionaron como "sitios de referencia" 29, en los que se practica buceo autónomo SCUBA, debido a sus propias condiciones de densidad, diversidad y cobertura de corales, y cuya comunidad

coralina no está afectada por esta actividad (Hernández-Fernández *et al.*, 2016b). Los 52 sitios restantes, de escarpes poco profundos, no son usados para el buceo. Se analizaron 10 transectos por sitios, en tres años de estudio (2001, 2012 y 2017). Se seleccionaron, además, 27 sitios de la zona frontal de crestas de arrecifes, y como "sitio de referencia" se seleccionó cresta La Puntica, catalogada como la de mejor condición de salud (Hernández-Fernández *et al.*, 2016 a), a pesar de ser visitada por los turistas que frecuentan el PNJR, para realizar

buceo libre (Hernández-Fernández y Bustamante-López, 2017). Se analizaron 10 transectos por sitios, también en tres años de estudio (2001, 2012 y 2017).

Para determinar los valores del sistema de clasificación y puntaje de las condiciones de salud para los corales del PNJR, se compararon los datos obtenidos sobre los indicadores ecológicos densidad de corales (colonias 10 m^{-1}), número de especies de corales por transectos, cobertura de corales (%), MA (%) y MR (%) en los sitios de buceo (sitios de referencia) con los de los restantes sitios de escarpes poco profundos. Para los sitios de buceo (29), se calculó el porcentaje de representación por escalas (densidad $\leq 10-30$ <; número de especies $\leq 4-10$ <; cobertura $\leq 10-30$ <; MA $\leq 10-30$ <; MR $\leq 1-5$ <), mediante un análisis de frecuencia usando el programa Statistica 7 (StatSoft, 2004). Además, se determinó el comportamiento de estos indicadores ecológicos para los restantes 52 sitios por zonas de la reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017). Las ZR han sido establecidas en el PNJR en otros estudios (Pina-Amargós *et al.*, 2008; Pina-Amargós *et al.*, 2014; Hernández-Fernández *et al.*, 2019a, 2019b) (figura 1).

La escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales de los escarpes poco profundos del PNJR fue determinada a partir de un análisis integral de los resultados, teniendo en cuenta los valores obtenidos, fundamentalmente, en los sitios de buceo (sitios de referencia). La escala para la densidad poblacional de reclutas de corales (reclutas m^{-2}) para este hábitat se obtuvo a partir de los resultados obtenidos en los 52 sitios que no son para buceo, en los tres años (2001, 2012 y 2017). En los sitios de buceo este indicador no pudo ser determinado.

Los indicadores ecológicos también se compararon entre la cresta de arrecife La Puntica (sitio de referencia) y las restantes crestas estudiadas. Para la cresta La Puntica se calculó el porcentaje de representación por escalas, por transectos (densidad $\leq 4-14$ <; número de especies 2 o 3; cobertura $\leq 10-30$ <; MA $\leq 20-40$ <; MR $\leq 1-8$ <; densidad poblacional de reclutas $\leq 5-20$ <) a través de un análisis de frecuencia usando el programa Statistica 7 (StatSoft, 2004). Asimismo, se analizó el comportamiento de estos indicadores ecológicos para las restantes 26 crestas, por zonas de la reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017). La escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales de las crestas de arrecifes del PNJR se determinó a

partir de un análisis integral de los resultados, teniendo en cuenta los valores obtenidos, fundamentalmente, en cresta La Puntica.

La normalidad de los datos se estableció con los tests de Shapiro-Wilk y Bartlett (para los datos de los sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos, y para los datos de la cresta La Puntica y los restantes sitios, en arrecifes de crestas). Los datos no cumplieron las premisas de normalidad y homogeneidad de varianza, por lo que se les realizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. En los casos donde hubo diferencias significativas, se aplicó la prueba de Wilcoxon para conocer entre qué sitios existían estas. 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). Dentro del término "corales" se incluyeron especies del orden Scleractinia y el género *Millepora*, orden Capitata.

Resultados

Densidad de corales (colonias 10 m^{-1}) para escarpes poco profundos y crestas de arrecifes

La densidad promedio de corales en sitios de buceo fue 24,5 colonias 10 m^{-1} , y la de los otros sitios de escarpes poco profundos fue 12,6 colonias 10 m^{-1} ($p < 0,05$) (figura 2a). La cresta La Puntica tuvo una densidad promedio de 8,3 colonias 10 m^{-1} , y las restantes crestas 6,2 colonias 10 m^{-1} ($p = 0,051$) (figura 2b).

Según el análisis de frecuencia, el mayor porcentaje (44 %) de sitios de buceo tuvo una densidad $> 10 \leq 20$ colonias 10 m^{-1} . En cresta La Puntica, el mayor porcentaje de transectos (32 %) tuvo una densidad $> 4 \leq 7$ colonias 10 m^{-1} (tabla 2). Por ZR por años, tanto en los escarpes poco profundos como en las crestas de arrecifes, la densidad fue variable (figura 3 a y b).

Número de especies de corales en escarpes poco profundos y en crestas de arrecifes

El número de especies promedio de corales por transectos, en los sitios de buceo, fue de 8,6 especies, significativamente mayor a los restantes sitios analizados (6 especies) ($p < 0,05$) (figura 4a). En cresta La Puntica, este número fue menor (2,4 especies) que en las restantes crestas (2,6 especies), sin diferencias significativas ($p > 0,05$) (figura 4b).

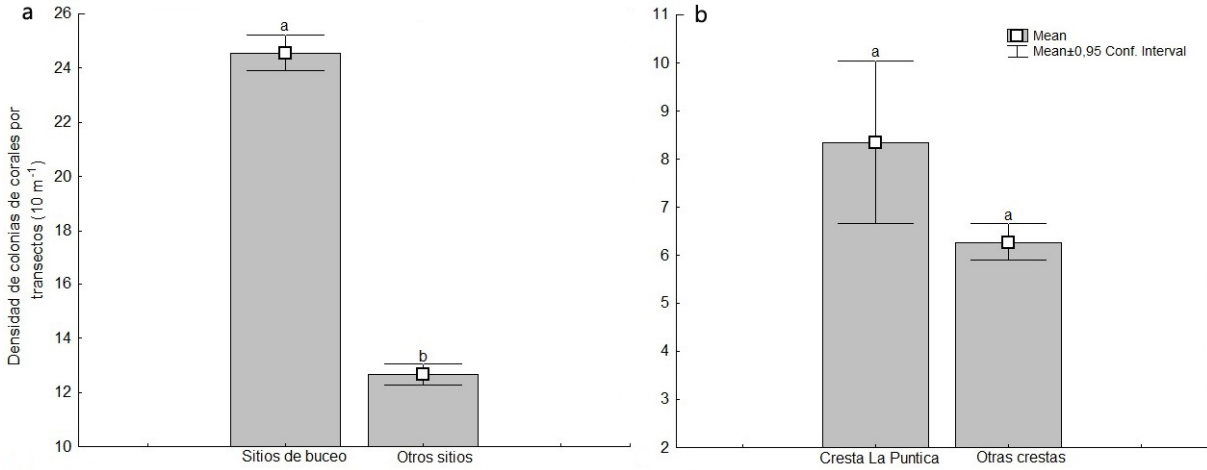


Figura 2. Densidad de corales (colonias 10 m^{-1}). (a): Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b): La Puntica y otras crestas de arrecifes.

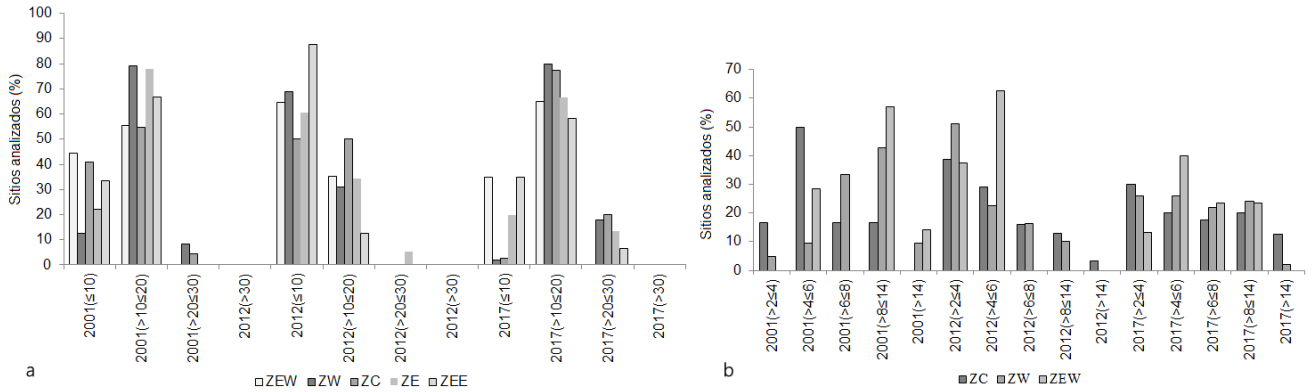


Figura 3. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de densidad de corales (colonias 10 m^{-1}), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a): escarpes poco profundos. (b): crestas de arrecifes.

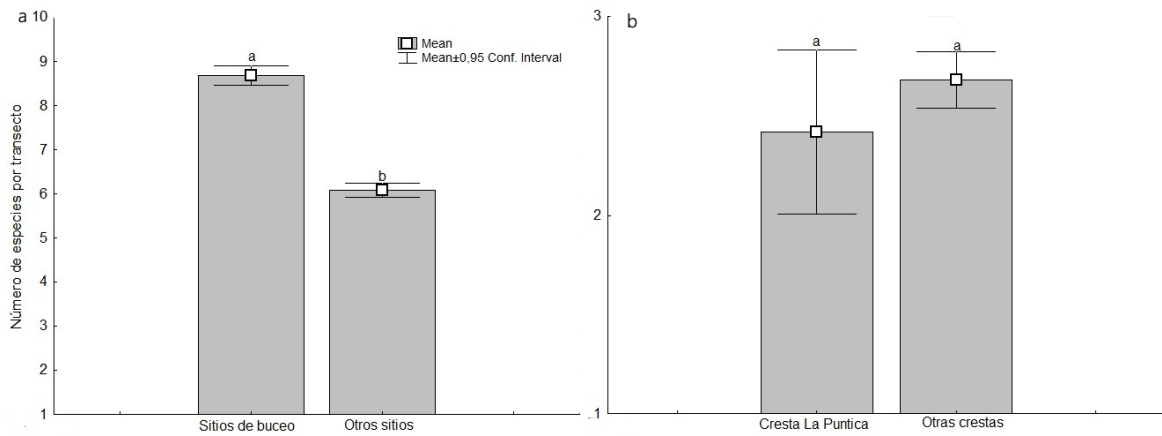


Figura 4. Número de especies por transectos. (a): Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b): La Puntica y otras crestas de arrecifes.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

Tabla 2. Escala de densidad de corales (colonias 10 m⁻¹) en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de densidad (colonias 10 m ⁻¹)	% en sitios de buceo	Escala de densidad (colonias 10 m ⁻¹)	% de transectos en La Puntica
≤10	24,09	≤4	22,58
>10 ≤20	44,22	>4 ≤7	32,25
>20 ≤30	25,96	>7 ≤10	9,67
>30	5,71	>10 ≤14	19,35
		>14	16,12

Tabla 3. Escala de número de especies de corales por transectos en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de no. de especies en escarpes	% de representación por sitios de buceo	Escala de no. de especies en crestas	% de representación por transectos en La Puntica
≤4	19,6	1	22,6
>4 ≤6	41,3	2 o 3	67,6
>6 ≤10	37,6	4 o 5	6,4
>10	1,4	≥6	3,2

Según el análisis de frecuencia, en la mayoría de los sitios de buceo (79,9 %), se identificaron entre cuatro y diez especies de corales por transectos. En cresta La Puntica, en la mayoría de los transectos (77,2 %), se identificaron entre dos y seis especies de corales (tabla 3).

Para las ZR por años, en los escarpes poco profundos, el mayor porcentaje de sitios analizados, tuvo entre cuatro y diez especies de corales (figura 5 a). En las crestas de arrecifes, en la mayoría de los sitios, se identificaron entre una y cinco especies de corales (figura 5 b).

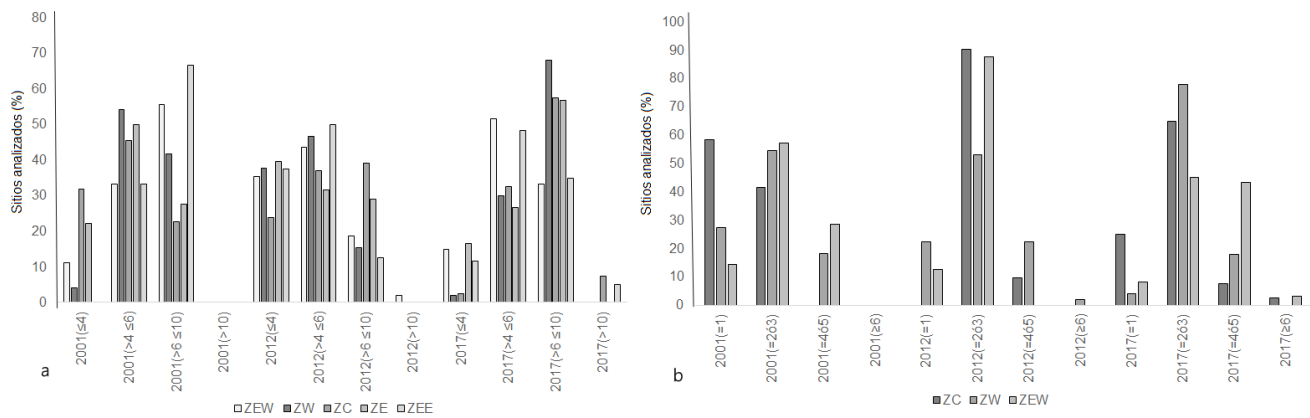


Figura 5. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de número de especies por transectos, en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

Cobertura de corales y porcentaje de muerte antigua y muerte reciente para escarpes poco profundos y crestas de arrecifes

Los sitios de buceo tuvieron mayor cobertura promedio de corales y menor porcentaje de muerte antigua que los restantes sitios en los escarpes poco profundos ($p < 0,05$). La muerte reciente tuvo menor porcentaje, sin diferencia significativa con los restantes sitios ($p > 0,05$) (figura 6a). Cresta

La Puntica, tuvo mayor cobertura de corales que las restantes crestas, sin que fuera significativamente diferente ($p > 0,05$). Igual condición se presentó en la MA ($p > 0,05$), mientras que la MR fue significativamente menor en La Puntica con respecto a las restantes crestas ($p < 0,05$) (figura 6b). Según el análisis de frecuencia, la mayoría de los sitios de buceo (45,2 %) tuvieron una cobertura $>10 \leq 20$ %. En cresta La Puntica, el mayor porcentaje de transectos (51,6 %) tuvo una cobertura ≤ 10 % (tabla 4).

Tabla 4. Escala de cobertura de corales en sitios de buceo y en cresta La Puntica del Parque Nacional Jardines de la Reina.

Escala de % de cobertura	% en sitios de buceo	% en transectos en La Puntica
≤10	2,05	51,6
>10 ≤20	45,2	19,35
>20 ≤30	43,8	12,9
>30	8,9	16,12

La cobertura de corales, en los escarpes poco profundos, fue >30 % en la ZW en 2001. En el 2012, fue la ZE la que tuvo una cobertura >30 %, y en 2017 todas las zonas tuvieron cobertura >30 % (figura 7a). En las crestas de arrecifes hubo cobertura >30 % en todas las ZR en 2001, aunque no fue así en 2012 y 2017 (figura 7b). Según el análisis de frecuencia, la mayoría de los sitios de buceo (58,6 %) tuvieron entre 10 % y 20 % de MA. En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos (54,8 %) tuvieron una MA ≤40 % (tabla 5).

En los escarpes poco profundos, la MA estuvo por encima del 30 % en todas las ZR en 2001. En 2012, el porcentaje de MA disminuyó por ZR, y aumentó en 2017 (figura 8a). En las crestas, la MA fue >30 % en todas las ZR en 2001. En 2012, la

ZEW fue la de mayor porcentaje de MA, y en 2017 el porcentaje de MA >30 % disminuyó en todas las ZR (figura 8b).

Según el análisis de frecuencia, el mayor porcentaje de los sitios de buceo (77,7 %), tuvo una MR ≤1 %. En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos (67,7 %) tuvieron una MR ≤1% (tabla 6). En los escarpes poco profundos, en todas las ZR, la MR tuvo valores >5 %. En 2012, este indicador se mostró con valores ≤1 %, pero en 2017 aumentó sus porcentajes de representación desde valores ≤1 % hasta >5 % (figura 9a). En las crestas de arrecifes hubo igual tendencia (figura 9b).

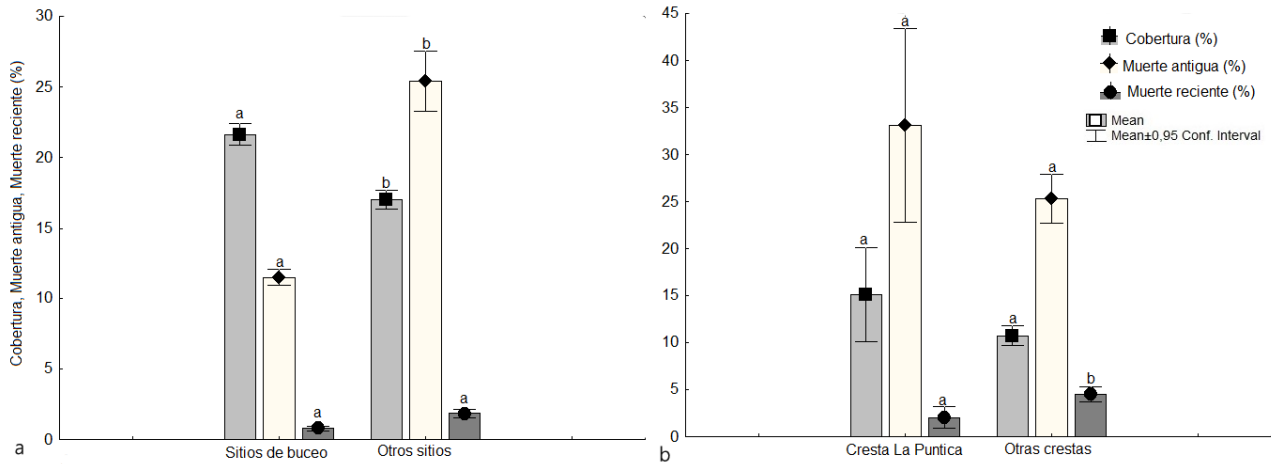


Figura 6. Cobertura de corales (%), muerte antigua (MA) (%) y muerte reciente (MR) (%). (a) Sitios de buceo y otros sitios en escarpes poco profundos. (b) La Puntica y otras crestas de arrecifes.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

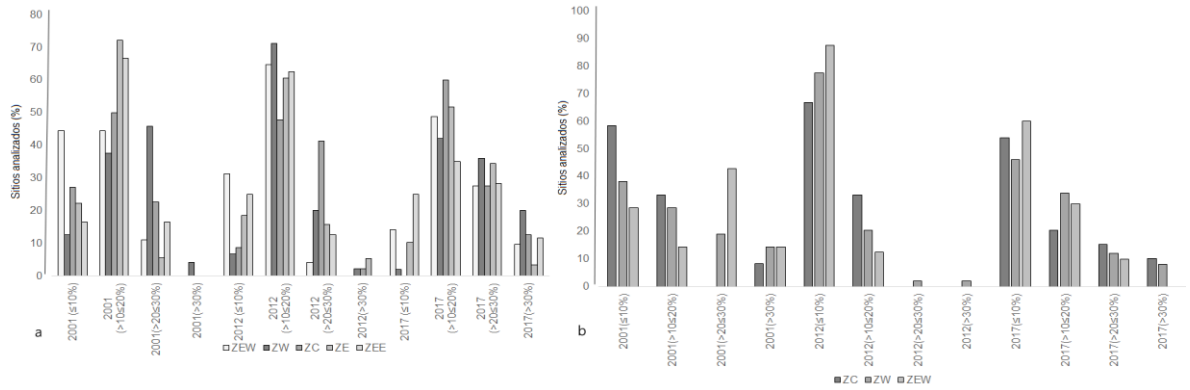


Figura 7. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de cobertura de corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el Parque Nacional Jardines de la Reina. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

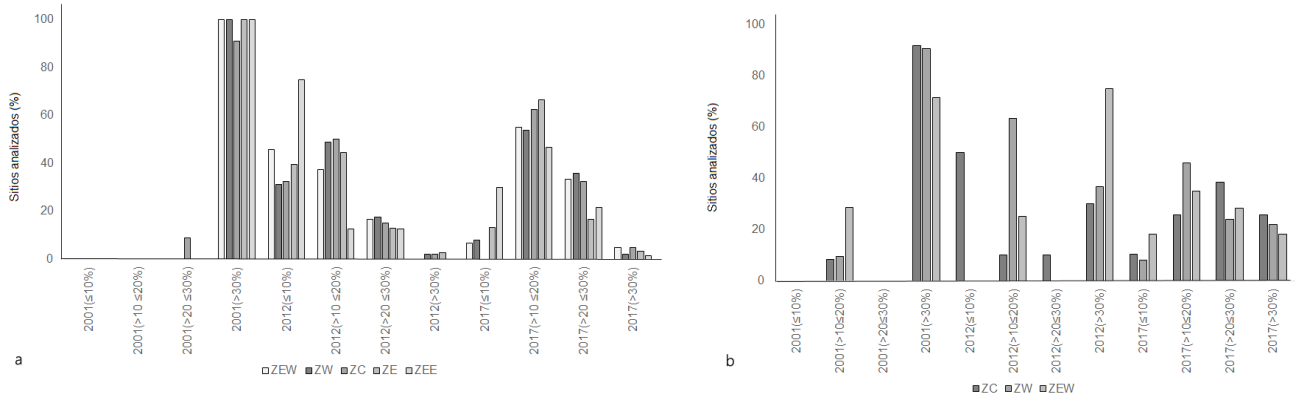


Figura 8. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de muerte antigua en corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a) escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

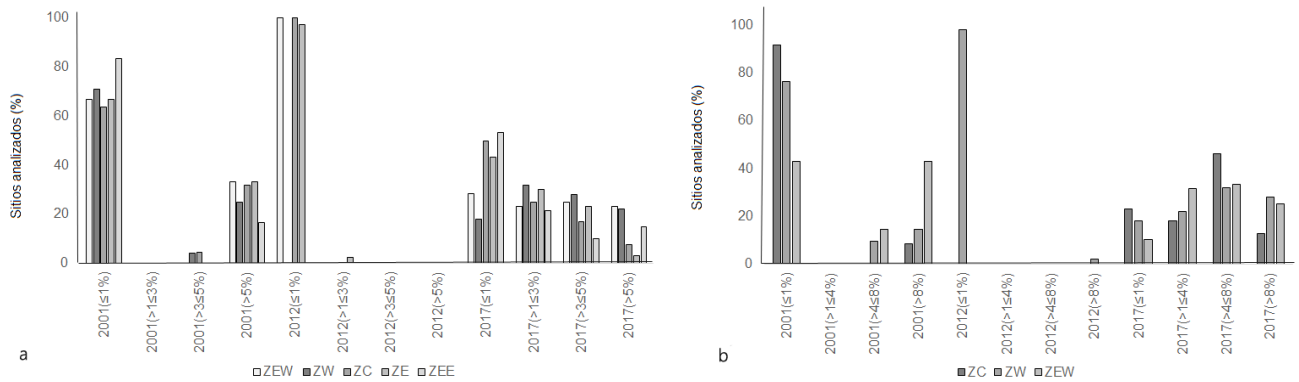


Figura 9. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de muerte reciente en corales (%), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a): escarpes poco profundos. (b): crestas de arrecifes.

Tabla 5. Escala de muerte antigua (MA) en sitios de buceo y en cresta La Puntica en el PNJR.

Escala de % de MA en escarpes	% en sitios de buceo	Escala de % de MA en crestas	% de transectos en La Puntica
≤10	37,7	≤20	32,25
>10 ≤20	58,6	>20≤40	22,58
>20 ≤30	3,70	≥40	45,16
> 30	0		

Tabla 6. Escala de muerte reciente (MR) en sitios de buceo y en cresta La Puntica en el PNJR.

Escala de % de MR en escarpes	% en sitios de buceo	Escala de % de MR en crestas	% de transectos en La Puntica
≤1	77,7	≤1	67,7
>1≤3	15,4	>1≤4	3,20
>3≤5	5,4	>4≤8	25,8
>5	1,3	>8	3,20

Tabla 7. Densidad poblacional de reclutas de especies de corales (reclutas m⁻²) en cresta La Puntica y porcentaje de representación en el PNJR.

Número de reclutas (reclutas m ⁻²)	% de representación por transectos en La Puntica
≤5	91,56
>5≤10	0
>10≤20	0
>20	8,43

Densidad poblacional de reclutas en escarpes poco profundos y en crestas de arrecifes

La densidad poblacional de reclutas tuvo diferencias significativas entre cresta La Puntica, las restantes crestas y los escarpes poco profundos (p<0,05) (figura 10).

En los últimos, la mayoría de los sitios presentaron una

densidad poblacional de reclutas ≤ 5 reclutas m⁻². En 2012 y 2017, hubo densidades ≥10≤20 reclutas m⁻², alcanzando valores > 20 reclutas m⁻² (figura 11a). En cresta La Puntica, la mayoría de los transectos analizados tuvieron ≤ 5 reclutas m⁻² (tabla 7). En 2012 y 2017, hubo sitios con >10 reclutas m⁻² (figura 11 b).

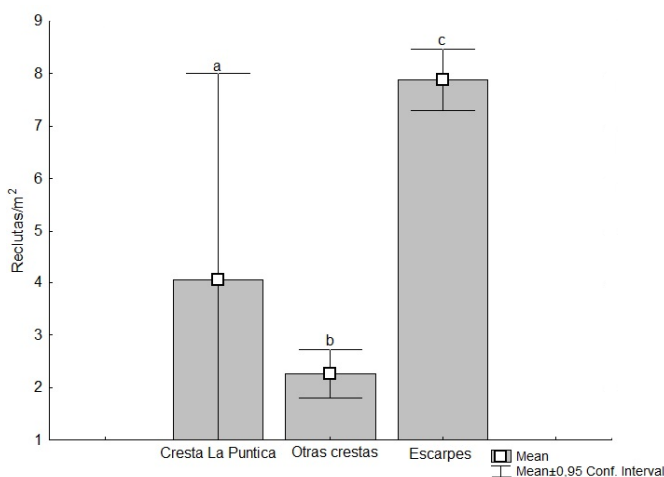


Figura 10. Densidad poblacional de reclutas (reclutas m⁻²) en cresta La Puntica, otras crestas y en los escarpes poco profundos.

Escala de clasificación y puntaje para la comunidad de corales

Los resultados de los indicadores ecológicos estudiados, incluyendo los sitios de referencia y los restantes sitios, tanto en escarpes poco profundos como en crestas de arrecifes, son descritos en la tabla 8, usando una escala específica para la clasificación y puntaje de las condiciones de salud de la comunidad de corales en el PNJR. En dicha escala se separa la

clasificación y puntaje de los indicadores ecológicos de densidad, número de especies, mortalidad reciente y densidad poblacional de reclutas entre escarpes poco profundos y crestas, mientras que para ambos hábitats se mantiene, la clasificación y puntaje para los indicadores ecológicos de cobertura de corales y mortalidad antigua.

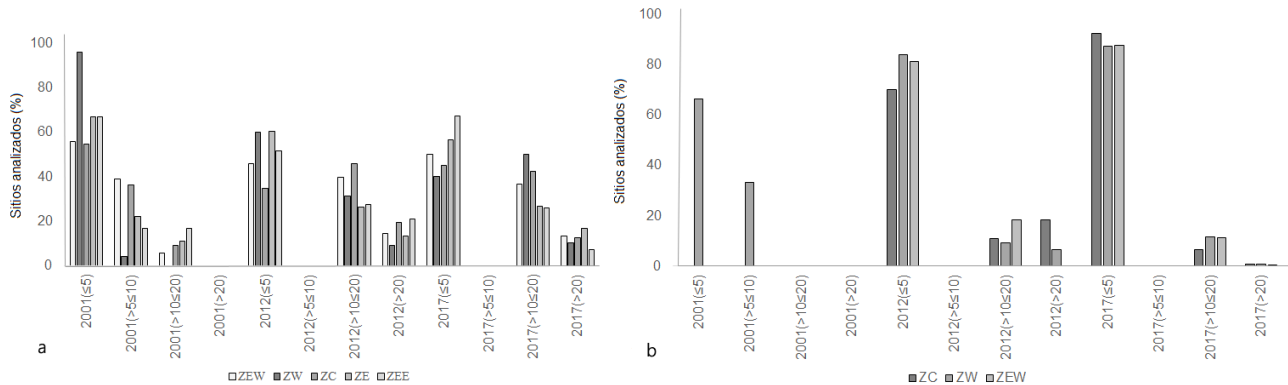


Figura 11. Porcentaje de sitios analizados para el indicador de densidad poblacional de reclutas (reclutas m⁻²), en zonas de reserva (ZR) por años (2001, 2012 y 2017), en el PNJR. (a): escarpes poco profundos. (b) crestas de arrecifes.

Tabla 8. Propuesta de escala específica para la clasificación y puntaje de las condiciones de salud de la comunidad de corales en el PNJR.

Indicadores	Clasificación y Puntaje				
	Crítica 1	Mal 2	Regular 3	Buena 4	Muy Buena 5
Densidad de corales (colonias 10 m ⁻¹) (escarpes poco profundos)	≤5	>5≤10	>10≤15	>15≤20	>20
Densidad de corales (colonias 10 m ⁻¹) (crestas de arrecifes)	≤4	>4≤7	>7≤10	>10≤14	>14
Número de especies de corales por transectos de 10 m (escarpes poco profundos)	2	3	4-5	6-10	>10
Número de especies de corales por transectos de 10 m (crestas de arrecifes)	1	2	3	4-5	≥6
Cobertura de corales (escarpes poco profundos y crestas de arrecifes) (%)	≤5	>5≤10	>10≤20	>20≤30	>30
Mortalidad antigua total (con corales muertos en pie), (escarpes poco profundos y crestas de arrecifes) (%)	>40	>30≤40	>20≤30	>10≤20	≤10
Mortalidad reciente de corales (escarpes poco profundos) (%)	>10	>5≤10	>3≤5	≥2≤3	≤1
Mortalidad reciente de corales (crestas de arrecifes) (%)	>15	>10≤15	>5≤10	≥2≤5	≤1
Densidad poblacional de reclutas de corales en 1 m ² (escarpes poco profundos) (reclutas m ⁻²)	2	3-5	>5 ≤10	>10≤20	>20
Densidad poblacional de reclutas de corales en 1 m ² (crestas de arrecifes) (reclutas m ⁻²)	1	2	>2 ≤5	>5 ≤10	>10

Discusión

Mantener los monitoreos en la comunidad de corales de las AMPs, permite detectar los impactos negativos provenientes de los estresores locales y globales, y conocer cuáles de los indicadores ecológicos analizados contribuyen a la resiliencia de dicha comunidad (Obura y Grimsditch, 2009). Contar con una escala de evaluación y puntaje del arrecife, para estos monitoreos, constituye una herramienta necesaria para evaluar

cómo y por qué ocurren cambios en los indicadores ecológicos a través de los años (González-Díaz *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta los resultados de estas evaluaciones se pueden realizar acciones de manejo que reduzcan el estrés sobre la comunidad coralina estudiada, por sitios de monitoreo (Maynard *et al.*, 2015).

Alcolado y Durán (2011) expusieron que una densidad baja de corales no siempre indica una condición crítica, pues puede ser

que los corales tengan tallas grandes. Tampoco indica una condición favorable, ya que puede tratarse de un sitio con colonias pequeñas y de una especie oportunista. Los autores recomendaron que la densidad debe ser analizada de forma independiente y no incluirla para evaluar el estado de salud de la comunidad de coral, algo que podría aplicarse para el PNJR. Sin embargo, si se estudia para un sitio determinado o para un hábitat en específico, a través de transectos fijos, se puede detectar con mayor facilidad su variación, así como las posibles causas, lo que representaría un elemento más para evaluar el estado de salud de la comunidad de coral. En este estudio, a pesar de no tenerse en cuenta las tallas de las colonias, se apreció que los sitios de buceo presentaron mayor densidad de corales, con diferencias significativas, respecto a los restantes sitios, en los escarpes poco profundos. Sin embargo, a pesar de que la cresta La Puntica tuvo mayor densidad que las restantes crestas estudiadas, esta diferencia no fue significativa.

Al analizar los resultados sobre la densidad de corales de todos los sitios estudiados en el PNJR, se propone una clasificación y puntaje para los escarpes poco profundos y otra para las crestas de arrecifes, diferente a la propuesta por Alcolado y Durán (2011) para Cuba y el Gran Caribe, quienes asignaron un mismo valor para ambos hábitats (e.j., "muy buena" >16 colonias 10 m^{-1}). En el PNJR, el mayor porcentaje de los sitios de buceo presentaron una densidad >10 y ≤ 20 colonias 10 m^{-1} , al igual que los restantes sitios de escarpes poco profundos. Sin embargo, más del 30 % de los sitios de buceo presentaron una densidad >20 colonias 10 m^{-1} . En cuanto a los restantes sitios, la densidad, con valores >20 y ≤ 30 colonias 10 m^{-1} aumentó en 2017, respecto a 2001 y 2012. Para las crestas, La Puntica, considerada sitio de referencia, tuvo un mayor porcentaje de representación con densidades >4 y ≤ 7 colonias 10 m^{-1} , por transecto. Por ZR, las restantes crestas, presentaron bajo porcentaje con una densidad >14 colonias 10 m^{-1} . Manteniendo la escala propuesta por Alcolado y Durán (2011), los arrecifes de crestas del PNJR, siempre estuvieron en desventaja, dadas sus propias características ("personalidad"). Sobre ello, se propone una condición "muy buena" para los escarpes con >20 colonias 10 m^{-1} y >14 colonias 10 m^{-1} para las crestas de arrecifes.

No siempre un número bajo de especies indica condiciones desfavorables. En zonas de rompiente, se considera una condición "muy buena" una población densa de una o pocas especies de acropóridos (Alcolado y Durán, 2011). Precisamente, esta es una razón para diferenciar las escalas de

clasificación y puntaje en correspondencia a la región y al hábitat de estudio. En este sentido, se proponen cambios en la puntuación de la escala específica, considerándose una condición de "muy buena" en aquellos sitios de escarpes con >10 especies por transectos, y en crestas con ≥ 6 especies por transectos, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (>20 especies en escarpes y >12 especies en crestas).

De forma general, la condición para el PNJR, en ambos hábitats, según la escala de Alcolado y Durán (2011), estaría entre "regular" y "pobre". Sin embargo, el número de especies por transectos, debe responder a las condiciones intrínsecas del AMP ("personalidad"), y no estar en correspondencia con una condición regional. El número de especies en los sitios de buceo, fue mayor, con diferencias significativas, respecto a los restantes sitios. No obstante, su mayor porcentaje de representación de especies fue >4 y ≤ 10 , y el resto de las zonas, apenas alcanzaron valores >10 . Similar situación ocurrió con las crestas. En cresta La Puntica, a pesar de considerarse un sitio de referencia, el mayor porcentaje de sus transectos presentó de dos a tres especies; pocas ZR, para este hábitat, llegaron a mostrar ≥ 6 especies por transectos. Con estos números de especies, característicos del PNJR, difícilmente el AMP llegaría a alcanzar una condición de "muy buena" en este indicador ecológico teniendo en cuenta los criterios de Alcolado y Durán (2011).

Asimismo, una cobertura baja no siempre indica una condición crítica. Hay zonas del arrecife donde la cobertura puede ser normalmente baja (e.j., terrazas abrasivas donde el oleaje es fuerte) (Alcolado y Durán, 2011) y que no se corresponden con las analizadas en el PNJR (zona frontal de las crestas de arrecifes y escarpes poco profundos desde 10 a 30 m de profundidad). Precisamente esta es otra razón por la que se sugiere, que cada arrecife y hábitat debe tener su propia escala de clasificación y puntaje.

El porcentaje de cobertura de corales, en los sitios de buceo, fue significativamente superior al de los restantes sitios de escarpes lo que los cataloga, de forma general, con una condición "buena", teniendo en cuenta la escala de Alcolado y Durán (2011). Según los resultados obtenidos en las ZR por años, el porcentaje de cobertura $>30\%$, fue aumentando para las ZR desde 2001 a 2017. Esto puede ser una evidencia de que es posible catalogar a los arrecifes del PNJR como resilientes ante la incidencia de eventos meteorológicos extremos o el aumento de la temperatura de la superficie del mar, aspectos considerados como los de mayor ocurrencia ante la mortalidad de los corales (Steneck *et al.*, 2019), pues según González-Díaz

et al. (2018) no existen indicios de que estos arrecifes estén afectados por estresores locales, como los impactos antrópicos.

Para las crestas se propone la misma escala de clasificación y puntaje que para los escarpes, en cuanto a la cobertura de corales. Cresta La Puntica tuvo un promedio por debajo de la media reportada en Cuba (17,6 %) (Alcolado *et al.*, 2009), mientras las restantes crestas presentaron valores de ≤ 10 %, lo que fue más acentuado en 2012. En 2017 se observó cierta recuperación con valores > 30 %, fundamentalmente en la ZC y en la ZW. Este resultado fue similar al obtenido por Hernández-Fernández *et al.* (2019b) en el estudio sobre la distribución de colonias vivas de *Acropora* spp. Se proponen cambios en la puntuación de la escala específica, tanto para los escarpes como para las crestas, considerándose una condición de "muy buena" en aquellos sitios con cobertura > 30 %, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (> 40 %).

La MA en los sitios de buceo fue significativamente inferior al resto de los sitios de escarpes. Aquí se registró que los valores de MA > 30 % fueron representativos en 2001, reduciéndose en 2012 y aumentando en 2017. En 2001 se registró un mayor porcentaje de MA en todas las ZR de crestas, y en 2012 fue menor, aunque se mantuvo elevada para la ZEW, donde disminuyó en el 2017. Teniendo en cuenta los resultados de MA obtenidos, tanto para los escarpes como en las crestas, se propone una misma escala específica con cambios en la puntuación, considerándose una condición "crítica" para sitios con valores > 40 % de MA, a diferencia de lo propuesto por Alcolado y Durán (2011) (> 80 %). Precisamente, por los propios valores del PNJR, considerado como la mayor reserva marina del Caribe (Appeldoorn y Lindeman, 2003) y una de las AMPs más importantes de Cuba (Perera-Valderrama *et al.*, 2018), los sitios con > 40 % de MA deberían constituir una alerta para establecer acciones de manejo, en aras de mantener una adecuada salud de la comunidad coralina en el AMP McField y Kramer (2008) plantearon que la MR es la expresión fundamental de lo que fue la condición del arrecife durante el año anterior (refleja cuánto ha perdido un arrecife en un periodo relativamente corto), cuyas causas pueden ser encontradas con mayor facilidad analizando tanto los posibles estresores locales, como los estresores globales, que han incidido sobre el arrecife en dicho periodo. En los sitios de buceo, el porcentaje promedio de MR fue menor que para el resto de los sitios en los escarpes, sin mostrar diferencias significativas. En los escarpes poco profundos, hubo diferencias entre ZR por años. La MR en cresta La Puntica, tuvo

un valor ≤ 1 % en la mayoría de los transectos, aunque en algunos alcanzó valores superiores al 8 %. La MR aumentó su porcentaje en 2017, cuando, al igual que en 2001, todas las ZR presentaron valores > 8 %. Se proponen cambios en la puntuación de la escala específica de forma que se considere una condición "muy buena" para aquellos sitios con valores ≤ 1 %, a diferencia de lo asignado por Alcolado y Durán (2011) (≤ 2 %), mientras que una condición de "crítica" correspondería a los sitios con valores > 10 % en los escarpes y > 15 % en las crestas, en lugar de lo establecido por dichos autores (> 16 % para ambos hábitats). Por los propios valores del PNJR, al igual que la MA, una variación en los porcentajes de MR que tienda al incremento, según la escala propuesta en este estudio, para ambos hábitats, constituirá una alerta para establecer acciones de manejo, en aras de mantener una adecuada salud de la comunidad coralina en el AMP.

En las crestas se identificó menor número de densidad poblacional de reclutas que en los escarpes, por lo que se propone un puntaje menor de clasificación para las crestas, a diferencia de lo sugerido por Alcolado y Durán (2011), quienes señalan el mismo puntaje para ambos hábitats. En la escala específica, para los escarpes, la condición de "muy buena" se les atribuyó a valores > 20 reclutas m^{-2} , y la de "buena", a valores $> 10 \leq 20$ reclutas m^{-2} . En cambio, la propuesta por Alcolado y Durán (2011) supone valores > 16 reclutas m^{-2} y 8-16 reclutas m^{-2} , respectivamente. A su vez, para las crestas, se sugiere considerar una condición de "muy buena" para sitios con valores > 10 reclutas m^{-2} y de "buena" para valores $> 5 \leq 10$ reclutas m^{-2} , valores no apreciables en 2001, pero sí en 2012 y 2017 para casi todas las ZR.

La creación de la escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud de los arrecifes del PNJR, permite tener una visión real y pragmática al respecto ante la propia "personalidad" del ecosistema toda vez que es evaluado bajo sus propias características imperantes pues, como plantearon Caballero Aragón *et al.* (2019), los arrecifes coralinos en Cuba muestran gran variabilidad a escalas regional y local. La evaluación de los indicadores ecológicos debe ser realizada sobre transectos fijos, procurando detectar en ellos las variaciones con mejor precisión en el transcurso del tiempo, ya sea que estén dadas por el ciclo de vida de la propia comunidad, por incidencias antrópicas, por estresores globales, o por la interacción de todos estos factores. En ese sentido, se recomienda la creación de una escala específica de clasificación y puntaje para la condición de salud en cada AMP, no solo para la comunidad de coral, sino también para los

restantes grupos focales que conforman el arrecife coralino. Ello permitirá realizar acciones de manejo, en cada AMP, acordes a sus características intrínsecas.

Agradecimientos

La autora agradece a todos los participantes en la expedición conjunta CUBAGRRA II, realizada en agosto de 2001. A los técnicos y especialistas del Instituto de Oceanología de Cuba, del Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana (CIM) y del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC). A los especialistas y el personal de apoyo de la embarcación "Oceans For Youth" y de la Sucursal Marlin Jardines de la Reina, quienes participaron en las expediciones e hicieron posible la obtención de los datos. En especial, a Eduardo del Sol Cruz, Evelio A. Alemán Martín, Roy Phillips Pérez, Claudia Bustamante López, Fabián Pina Amargós y Roberto González-De Zayas. También agradece a la ONG Idea Wild.

Referencias

Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, (AGRRA). 2000. *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment Methodology*. Institute for Tropical Marine Ecology Inc. ITME, Dominica.

Alcolado, P.M., Caballero, H. y Perera, S. 2009. Tendencia del cambio en el cubrimiento vivo por corales pétreos en los arrecifes coralinos de Cuba. *Serie Oceanológica* 5: 1-14.

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. *Serie Oceanológica* 8: 25-29.

Appeldoorn, R.S. y Lindeman, K.C. 2003. A Caribbean-wide survey of marine reserves: spatial coverage and attributes of effectiveness. *Gulf and Caribbean Research* 14:139-154. Doi: <https://doi.org/10.18785/gcr.1402.11>.

Bruno, J.F., Coté, M.I. y Toth, T.L. 2019. Climate Change, Coral Loss, and the Curious Case of the Parrotfish Paradigm: Why Don't Marine Protected Areas Improve Reef Resilience? *Annual Review of Marine Science* 11: 307-34. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095300>.

Caballero, H., Alcolado, P. M., González, P., Perera, S. y Hernández-Fernández, L. 2013. *Protocolo para el monitoreo de bentos en arrecifes coralinos. Versión ajustada a partir del método de campo AGRRA 2000*. Centro Nacional de Áreas Protegidas. La Habana.

Caballero Aragón, H., Armenteros, M., Perera Valderrama, S., Rey Villiers, N., Cobián Rojas, D., Campos Verdecia, K. y Alcolado Menéndez, P. M. 2019. Ecological condition of coral reef assemblages in the Cuban Archipelago. *Marine Biology Research*. Doi: <https://doi.org/10.1080/17451000.2019.1577557>.

González-Díaz, P., Martínez-Rodríguez, Y. B., Perera-Pérez, O. y 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-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. y de la Guardia-Llanso, E. 2018. Status of Cuban coral reefs. *Bulletin of Marine Science* 94: 229-247. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1035>.

Hernández-Fernández, L., Guimaraes, 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. *Revista Marina y Costera* 3: 77-90. Doi: <https://doi.org/10.15359/revmar.3.6>.

Hernández-Fernández, L., Olivera, Y.M., Figueredo-Martín, T., Gómez Fernández, R., Brizuela-Pardo, L. y Pina-Amargós, F. 2016b. Incidencia del buceo autónomo y capacidad de carga en sitios de buceo del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Costeras* 8: 9-27. Doi: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2>.

Hernández-Fernández, L. y Bustamante-López, C. 2017. Condición de la población de *Acropora palmata* Lamarck, 1816 en arrecifes del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 37: 91-97.

Hernández-Fernández, L., Bustamante López, C., Dulce Sotolongo, L.B., Pina Amargós, F. y Figueredo, T. 2019a. 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. *Revista de Investigaciones Marinas* 38: 83-99.

Hernández-Fernández, L., González de Zayas, R., Olivera, Y. M., Pina-Amargós, F., Bustamante-López, C., Dulce-Sotolongo, L. B., Bretos, F., Figueredo-Martín, T., Lladó Cabrera, D. y Salmón Moret, S. 2019b. Distribution and status of living colonies of *Acropora* spp. in the reef crests of a protected marine area of the Caribbean (Jardines de la Reina National Park, Cuba). *PeerJ*

<https://doi.org/10.7717/peerj.6470>.

Hernández-Fernández, L., González de Zayas, R., Weber, L., Apprill, A. y Armenteros, M. 2019c. Small-Scale Variability Dominates Benthic Coverage and Diversity Across the Jardines de La Reina, Cuba Coral Reef System. *Frontiers in Marine Science* 6: 747, Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00747>.

Kramer, P. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin* 496: 1-57. Doi: <https://doi.org/10.5479/si.00775630.496-3.1>

Linton, D.R., Smith, R., Alcolado, P.M., Hanson, C., Edwards, P., Estrada, R., Fisher, T., Fernández, R. G., Gerald, F., McCoy, C., Vaughan, D., Voegeli, V., Warner, G. y Wiener, J. 2002. Status of Coral Reefs in the Northern Caribbean and Atlantic Node of the GCRMN. En: Wilkinson, C.R. Editor. *Status of Coral reefs of the World*. 2002. GCRMN Report, Australian. Institute of Marine Science. Townsville.

Maynard, J.B. Parker, R., Beeden, J., Tamelander, P., McGowan, L., Gramer, S.F., Heron, M.S., Kendall, S., McKagan, E., McLeod, K., Oleson S. y Pittman, S.J. 2015. *Coral Reef Resilience Research and Management-Past, Present and Future: Workshop Report*. NOAA Coral Reef Conservation Program. Silver Spring.

McField, M.D. y Kramer, P. 2008. Arrecifes saludables. Una guía de referencia rápida.

Obura, D.O. y Grimsdith, G. 2009. *Resilience Assessment of coral reefs-Assessment protocol for coral reefs, focusing on coral bleaching and thermal stress*. IUCN working group on Climate Change and Coral Reefs. IUCN, Gland.

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. y Wagner, H. 2014. Vegan: Community Ecology Package. R

package version 2.2-0.

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. y Rodríguez-Farrat, L.F. 2018. Marine protected areas in Cuba. *Bulletin of Marine Science* 94. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2016.1129>.

Perera-Valderrama, S., Cerdeira-Estrada, S., Martell-Dubois, R., Rosique-de la Cruz, L.O., Caballero-Aragón, H. Y Ressler, R. 2020. Protocolos de monitoreo de la biodiversidad marina en áreas naturales protegidas del Caribe Mexicano. Conabio, México.

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: <https://doi.org/10.7717/peerj.274>.

Pina-Amargós, F., Hernández-Fernández, L., Clero, L. y González-Sansón, G. 2008. Características de los hábitats coralinos en Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas* 29: 225-237.

Selig, R. E., Casey, S. K. y Bruno, F. J. 2012. Temperature-driven coral decline: the role of marine protected areas. *Global Change Biology* 18 (5): 1561-1570. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02658.x>.

StatSoft. 2004. STATISTICA for Windows. Computer program manual. Tulsa, OK: StatSoft, Inc.

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. *Frontiers in Marine Science* 6: 265. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00265>.

Citar como: Hernández-Fernández, L. 2021. Escala de clasificación y puntaje para la evaluación de las condiciones de salud de la comunidad de corales del Parque Nacional Jardines de la Reina, Cuba. *Intropica* 16 (1): 20-33. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3864>.