



Revista de Biología Tropical

ISSN: 0034-7744

rbt@cariari.ucr.ac.cr

Universidad de Costa Rica

Costa Rica

Zubillaga, Ainhoa L.; Pauls, Sheila M.; Cróquer, Aldo
Evaluación de las actividades del buceo recreativo sobre la estructura comunitaria de algunos
arrecifes del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, Venezuela
Revista de Biología Tropical, vol. 51, núm. 4, 2003, pp. 189-195
Universidad de Costa Rica
San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44911590024>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Evaluación de las actividades del buceo recreativo sobre la estructura comunitaria de algunos arrecifes del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, Venezuela

Ainhoa L. Zubillaga¹, Sheila M. Pauls² y Aldo Cróquer³

- 1 Laboratorio de Comunidades Marinas, Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Caracas, Venezuela. Apdo. Postal 89000, Caracas, Venezuela. Fax: 212- 2855773. Correo electrónico: zubillaga@hotmail.com
- 2 Instituto de Zoología Tropical, Universidad Central de Venezuela. Apdo. Postal 47058, Caracas, Venezuela. Fundación Científica Los Roques.
- 3 Laboratorio de Comunidades Marinas, Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Caracas, Venezuela. Apdo. Postal 89 000 Caracas, Venezuela. Fundación Científica Los Roques, Urbanización Country Club, Quinta Los Machados, Caracas, Venezuela.

(Recibido 31-VIII-2001. Corregido 11-IX-2002. Aceptado 10-I-2003)

Abstract: In order to evaluate if snorkeling had significant effects on coral community structure, three different coral reefs (Madrizquí, Pelona de Rabusquí and Crasquí) located at Archipelago Los Roques National Park, Venezuela, were surveyed. For each site, the coral community structure of two different areas, one subjected to intense snorkeling use (FB) and other not frequently used (PFB), were compared. Community structure was determined with 1 m²-quadrants and 20 m-long transects. These communities were described in terms of species richness, diversity (Shannon-Wiener) and evenness indexes, live and dead coral cover and cover of other organisms (sponges, octocorals and algae). Comparisons within sites were performed with a Kruskal – Wallis test. A total of 24 species of scleractinian corals were found. Live coral cover ranged from 29.9% ± 26.43 (Crasquí) to 34.55% ± 6.43 (Madrizquí), while dead coral cover ranged from 32.51% ± 2.86 (Madrizquí) to 60.78% ± 21.3 (Pelona de Rabusquí). The PFB areas showed higher live coral cover compared to FB areas; however, significant differences were only found in Crasquí and Pelona de Rabusquí ($p < 0.05$). Species richness, diversity and evenness were variable and no trends were observed between FB and PFB areas. The frequency of both damaged and diseased colonies were low (< 1%), most damages observed were natural (parrotfish predation). Damages caused by divers such as fin impacts, were not found at the reefs studied. These results suggest that, currently, diving pressure is not as high to cause massive losses of live coral cover in these reefs. However, the lack of strict controls for these activities might produce long-term changes in the structure of these coral communities.

Key words: Impacts, recreational diving, community structure, coral reefs, Caribbean, Venezuela.

En las últimas décadas se ha observado un deterioro continuo de los arrecifes coralinos a nivel mundial, ocasionado por factores antrópicos y naturales (Barrios *et al.* 1999). Entre los daños antropogénicos, los causados por actividades recreativas acuáticas se han incrementado considerablemente, en especial aquellos producidos por anclas, aspas de motores o impacto directo de embarcaciones en los arrecifes (Sorokin

1995). De igual forma, las actividades subacuáticas como el buceo autónomo y buceo en apnea están causando degradación en arrecifes por daños directos ó indirectos cuando la presión de buceadores es muy elevada en una determinada área (Talge 1992, Hawkins y Roberts 1992, 1993, Rouphael 1994, Allison 1996, Chadwick-Furman 1997, Harriott *et al.* 1997, Muthiga y McClanahan 1997, Schleyer y

Tomalin 2000). Estos daños incluyen la fragmentación de colonias por impacto con aletas, roces con manos y pies, disminución de la cobertura de coral vivo y extracción de colonias.

El Parque Nacional Archipiélago Los Roques fue creado en 1972 para proteger y conservar entre otros valores ambientales, las formaciones coralinas más extensas de todo el sur del Caribe y la mejor conservada de Venezuela. Actualmente el parque se encuentra bajo una creciente presión turística, la cual se ha incrementado gradualmente de 9 600 turistas/año en 1986-1988 a 63 800 turistas/año para 1998 (Amend 1992a, Zubillaga 2001). Gran parte de estos visitantes practica actividades recreativas acuáticas como el buceo en apnea o con aparato de respiración autónoma (scuba); sin embargo, se desconoce si estas actividades han llegado a su nivel crítico y están creando problemas en los arrecifes del parque. El objetivo de este trabajo fue evaluar si las actividades del buceo recreativo, especialmente en apnea, que se practican en el parque están ocasionando cambios significativos en la estructura comunitaria de tres arrecifes ubicados en los cayos Crasquí, Madrizquí y Pelona de Rabusquí.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Nacional Archipiélago Los Roques, es un complejo arrecifal oceánico situado al sur del Mar Caribe, a 160 km de distancia de la costa del litoral central venezolano. Se localiza entre los 11°44'30''- 11°58'36''N y 66°33'30''- 66°57'27''W (Amend 1991b). El archipiélago tiene 36 km de este-oeste y 27 km de norte a sur, y está constituido por 42 cayos coralinos, arrecifes franjeantes y bosques de manglar, ubicados alrededor de una laguna central. De acuerdo a la información suministrada por las operadoras turísticas y de submarinismo, se seleccionaron tres localidades que son frecuentadas por turistas que practican buceo en apnea o con aparato de respiración autónomo (scuba) a lo largo de todo el año. Dos localidades se localizan en la zona de Recreación del parque (Madrizquí y Crasquí) y Pelona de Rabusquí en la zona de Ambiente Natural Manejado. Madrizquí posee un arrecife costanero ubicado a barlovento del cayo (11°56'33''N; 66°39'38''W), con una laguna

arrecifal de ancho variable, una plataforma dominada por colonias de *Acropora palmata* muertas y un talud que se extiende hasta 12 m de profundidad. La Pelona de Rabusquí es un diminuto islote localizado al norte del Cayo Rabusquí, (11°52'31''N; 66°41'10''W), posee una plataforma coralina muerta circundando el cayo hasta los 2 m de profundidad y una pendiente al noreste que desciende suavemente hasta los 7 m. El arrecife del Cayo Crasquí (11°53'34''N; 66°43'46''W) que es frecuentado por submarinistas se ubica al sureste del cayo y está unido al Bajo La Venada.

El muestreo se realizó entre los meses de setiembre 1999 - setiembre 2000. La metodología empleada fue similar a la utilizada por Tilmant y Schmahl (1981), Hawkins y Roberts (1992, 1993) y Muthiga y McClanahan (1997), la cual se basa en la comparación de la estructura comunitaria de dos áreas en un mismo arrecife, una frecuentada por buzos (FB) y otra poco frecuentada (PFB), distanciadas aproximadamente por 200 m. En cada una de las áreas (PFB y FB) se establecieron 4 transectos paralelos a la costa de 20 m de longitud, ubicados entre 2 y 9 m de profundidad en las distintas localidades. En cada transecto se evaluó un total de 7 cuadrantes de 1 m², distanciados 3 m uno de otro. Sobre cada uno de estos cuadrantes se cuantificó el número de cuadros ocupados por coral vivo (a nivel de especie), coral muerto, arena, y otros organismos (esponjas, octocorales y zoántidos), a partir de estos datos se determinaron los índices de equidad y de diversidad de Shannon-Wiener. Asimismo, cada colonia de coral fue cuidadosamente observada a fin de registrar daños típicos ocasionados por buzos, como raspaduras de aletas, ramas rotas y colonias volcadas. Adicionalmente, se registró el estatus de las colonias enfermas, blanqueadas y los daños observados por depredación por peces loros.

Análisis estadísticos: Con la finalidad de comparar los parámetros comunitarios: cobertura de coral vivo, coral muerto, arena, otros organismos, equidad y diversidad, entre las áreas PFB y FB de las tres localidades, se aplicó un Análisis de Varianza Unilateral por Rangos de Kruskal-Wallis. La selección de esta prueba se realizó debido a la ausencia de ho-

CUADRO 1

Porcentaje de cobertura relativa de corales pétreos e hidrocorales, riqueza de especies, Índice de equidad (J) y de diversidad de Shannon-Wiener (H')

Especies	Crasquí		Pelona Rabusquí		Madrizquí	
	FB	PFB	FB	PFB	FB	PFB
Clase Hydrozoa						
Orden Milleporina						
1. <i>Millepora alcicornis</i>	-	0.44	4.63	7.13	6.30	18.98
2. <i>M. complanata</i>	15.13	0.15	0.35	0.08	-	-
Clase Anthozoa						
Orden Scleractinia						
3. <i>Stephanocoenia intersepta</i>	-	-	-	-	5.58	0.33
4. <i>Madracis decactis</i>	-	0.11	-	-	-	-
5. <i>M. mirabilis</i>	-	-	-	0.24	-	0.20
6. <i>Acropora cervicornis</i>	-	0.23	-	-	12.33	-
7. <i>Agaricia agaricites</i> f. <i>agaricites</i>	2.39	0.30	1.22	0.60	1.27	1.09
<i>A. agaricites</i> f. <i>carinata</i>	2.75	0.56	-	0.80	0.20	1.78
<i>A. agaricites</i> f. <i>purpurea</i>	0.53	-	-	-	0.22	0.48
<i>A. agaricites</i> f. <i>danai</i>	-	-	-	-	-	0.48
8. <i>A. lamarcki</i>	-	-	-	-	1.88	1.33
9. <i>Siderastrea siderea</i>	-	4.88	0.53	0.85	4.93	7.13
10. <i>Porites porites</i>	4.65	0.99	0.70	0.95	0.98	1.21
11. <i>P. astreoides</i>	18.3	0.23	1.21	1.65	1.64	1.57
12. <i>P. branneri</i>	0.23	0.07	0.19	0.40	-	-
13. <i>Diploria strigosa</i>	67.38	0.34	1.65	0.49	2.78	-
14. <i>D. labyrinthiformis</i>	0.60	0.26	1.58	0.93	2.75	3.13
15. <i>Colpophyllia natans</i>	0.05	0.17	-	4.35	10.00	14.25
16. <i>Favia fragum</i>	-	-	0.02	0.36	0.01	-
17. <i>Montastraea annularis</i> (§)	9.10	72.75	82.50	74.00	34.10	31.50
18. <i>M. cavernosa</i>	-	-	-	-	11.70	-
19. <i>Meandrina meandrites</i>	-	0.07	-	-	2.75	-
20. <i>Dendrogyra cylindrus</i>	-	-	0.75	5.75	-	-
21. <i>Isophyllastrea rigida</i>	0.06	-	4.37	0.04	-	-
22. <i>Mycetophyllia aliciae</i>	16.25	-	-	0.65	-	1.43
23. <i>Eusmilia fastigiata</i>	-	-	-	-	0.35	0.05
24. <i>Tubastrea aurea</i>	-	3.22	-	0.11	-	-
Total de especies	11	13	11	15	15	12
Índice de Equidad (J)	0.76	0.71	0.68	0.77	0.85	0.84
Índice de Diversidad (H')	0.84*	0.87*	0.68*	1.01*	1.03	0.89

PFB: áreas poco frecuentadas por buceadores FB: áreas frecuentadas por buceadores. §: complejo de especies: *Montastraea annularis*, *M. faveolata* y *M. franksi*. *: significativo ($p < 0.05$)

mocedasticidad de la varianza y de distribución normal de los datos.

Estructura comunitaria: Se identificaron un total de 24 especies de corales pétreos en las áreas de muestreo (Cuadro 1). La riqueza varió de un mínimo de once especies (áreas FB de Crasquí y Pelona de Rabusquí) a un máximo de 15 (áreas PFB del cayo Pelona de Rabusquí y FB Madrizquí). Las especies do-

minantes fueron *Montastraea annularis* (9.1-82.5%), *Porites astreoides* (0.23-18.3%) y *Colpophyllia natans* (0.05-14.25%) (Cuadro 1).

La mayor cobertura de coral vivo se obtuvo en el arrecife de Madrizquí (34.55%±6.43), mientras que la menor se registró en el Cayo Crasquí (29.93%±26.43). La cobertura de coral muerto osciló entre un mínimo de 32.51% ±28.60 en Madrizquí y un máximo de 60.78% ±21.34 en Pelona de Rabusquí. De igual mane-

CUADRO 2

Porcentaje de cobertura total promedio de coral vivo y muerto, arena y otros organismos (octocorales, esponjas y zoántidos) en las localidades y áreas de muestreo

Localidad	Área	Coral vivo % D.E.	Coral muerto % D.E.	Arena % D.E.	Otros organismos % D.E.
Crasquí	FB	11.07 ± 10.24	47.13 ± 22.42	29.14 ± 31.20	12.66 ± 16.14
	PFB	48.45 ± 28.19*	47.35 ± 27.98	0.71 ± 2.22	3.49 ± 2.15
	Prom.	29.93 ± 26.43	47.24 ± 0.16	13.96 ± 20.10	8.08 ± 6.48
Pelona de Rabusquí	FB	16.65 ± 13.49	75.87 ± 21.84*	5.41 ± 10.60	2.07 ± 3.79
	PFB	52.40 ± 26.21*	45.68 ± 24.18	0.27 ± 0.71	1.65 ± 2.11
	Prom.	34.53 ± 25.28	60.78 ± 21.34	2.80 ± 8.48	1.86 ± 0.30
Madrizquí	FB	30.01 ± 18.70	34.94 ± 18.90	30.07 ± 30.53	4.98 ± 4.57
	PFB	39.10 ± 13.45	30.89 ± 21.08	20.26 ± 19.96	9.75 ± 5.64
	Prom.	34.55 ± 6.43	32.51 ± 28.60	25.17 ± 6.94	7.37 ± 3.37

D.E.: desviación estándar. *: significativo ($p < 0.05$)

CUADRO 3

Porcentaje de frecuencia relativa de colonias enfermas y otros daños para cada localidad de muestreo

Localidad	Area	Enfermedades (%)				Otros daños (%)		
		BA	PB	LO	BB	BL	Dep	Vol
Crasquí	FB	0	0	0.86	0.59	1.31	0	0.8
	PFB	1.19	0	0.39	0	0	0	0.59
Pelona de Rabusquí	FB	0	0	0	0	0	0	0
	PFB	0	0	0	0	0.24	0.24	0
Madrizquí	FB	0	0	0	0	0	0	0
	PFB	0	6.97	0	0	0	0	0

BA: Banda amarilla; PB: Plaga blanca tipo II; LO: Lunares oscuros; BB: Banda blanca; BL: Blanqueamiento; Dep: depredación por parte de peces loros; Vol: volcamiento.

ra, la cobertura de arena varió entre 2.80% ± 8.48 en Pelona de Rabusquí y 25.17% ± 6.94 en Madrizquí. La cobertura de otros organismos (octocorales, esponjas y zoántidos) osciló entre 1.86% ± 0.30 en Pelona de Rabusquí y 8.08% ± 6.48 en Crasquí (Cuadro 2).

Comparación entre áreas FB y PFB: La cobertura de coral vivo fue mayor en las áreas PFB que en las FB en los tres arrecifes: Crasquí (48.45% y 11.07%), Pelona de Rabusquí (52.40% y 16.65%) y Madrizquí (39.10% y 30.01%), respectivamente (Cuadro 2), aunque en esta última las diferencias no fueron significativas.

En relación a la cobertura de coral muerto las áreas FB de Pelona de Rabusquí y Crasquí presentaron mayores valores en comparación a las áreas PFB (Cuadro 2). Sin embargo, sólo se encontraron diferencias significativas en la Pelona de Rabusquí (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$), mientras que en Madrizquí y Crasquí las diferencias no resultaron significativas (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$) (Cuadro 2). La riqueza de especies, equidad e índice de diversidad fueron muy variables dentro y entre las áreas (Cuadro 1). En la Pelona de Rabusquí, el área PFB presentó los mayores valores de diversidad y equidad en comparación al área FB. Por otra parte, en Madrizquí la tendencia fue inversa

con los valores más altos de diversidad y equidad en el área FB. En Crasquí la riqueza y diversidad registraron valores superiores en el área PFB. Sin embargo, sólo se encontraron diferencias significativas (Kruskall-Wallis, $p < 0.05$) entre la diversidad de las áreas PFB y FB en Crasquí y la Pelona de Rabusquí (Cuadro 1).

Incidencia de daños y de enfermedades:

Los daños registrados en los corales fueron: colonias volcadas y depredación por parte de peces loros. Mientras que las condiciones más frecuentes fueron enfermedades (banda amarilla, banda blanca, plaga blanca tipo II y lunares oscuros) y blanqueamiento. Sin embargo, la frecuencia de colonias afectadas fue baja y muy localizada. En la Pelona de Rabusquí se registró solamente blanqueamiento (0.24%) y depredación (0.24%), y en Madrizquí el 6.97% de las colonias estaban afectadas por la enfermedad de la plaga blanca tipo II. Crasquí fue la localidad que presentó la mayor incidencia de daños, registrándose tres enfermedades, además de blanqueamiento y colonias volcadas (Cuadro 3). No se observó en las áreas de muestreo ningún daño evidente producido mecánicamente por submarinistas como abrasión, colonias o ramas rotas y sedimento sobre áreas vivas.

DISCUSIÓN

Se ha demostrado que las actividades del buceo pueden deteriorar y producir cambios importantes en la estructura de los arrecifes coralinos, dependiendo de la relación entre el número de buzos que visitan el área, la frecuencia de visitas y el comportamiento de los buzos (Hawkins y Roberts 1992, 1993, Rouphael 1994, Allison 1996, Harriot *et al.* 1997). Además, se ha demostrado que con planes de manejo, educación y orientación adecuados, las actividades recreativas submarinas pueden desarrollarse de manera sostenible (Russ y Alcalá 1999).

Nuestros resultados señalan que la cobertura de coral vivo, fue mayor en todas las áreas PFB que en las FB, mientras que la cobertura de coral muerto, riqueza, equidad y diversidad no presentaron esta tendencia. Los valores obtenidos para los parámetros comunitarios son

normales para el parque y similares a otras localidades del Caribe (Woodley *et al.* 1996). La riqueza (24 especies) aunque es inferior a las 54 especies registradas para el parque por Hung (1985) hasta 40 m de profundidad, se explica por el intervalo de profundidad de estudio, el cual se restringió entre los 3 y 9 m. De igual forma, los valores de cobertura de coral vivo que se encontraron en este estudio (30-50%) son similares a los reportados para el parque por Hung (1985) y por Cróquer y Villamizar (1998), lo cual sugiere que este parámetro ha cambiado poco desde 1985 hasta el presente. Además los mismos se encuentran entre los mayores valores señalados para el Caribe por Woodley *et al.* (1996), lo cual indica que en el contexto regional los arrecifes estudiados se encuentran poco impactados.

La baja incidencia de colonias dañadas (depredación por peces loros y volcamiento) y la preponderancia de condiciones como el blanqueamiento y enfermedades, demuestra que para estos arrecifes y bajo los regímenes de buceo en ellos, el impacto sobre los corales es bajo. Esto sugiere que la diferencia de cobertura de coral vivo observada entre áreas FB y PFB se deben principalmente a factores naturales. Aunque daños mecánicos producidos por otras actividades acuáticas han sido observados en Los Roques por Amend (1992b), quien menciona que las anclas lanzadas desde los botes sobre los arrecifes dejan heridas en las colonias, en las áreas seleccionadas éstos no se observaron. Sin embargo, se ha observado en otras localidades como Dos Mosquises y Boca de Cote el impacto directo de las anclas sobre los arrecifes.

Los resultados de este estudio sugieren que por el momento, la presión turística de buceadores en los arrecifes estudiados no ha alcanzado el nivel crítico, a partir del cual se puedan observar alteraciones significativas en la estructura comunitaria de los arrecifes, lo que coincide con los resultados de los estudios realizados por Chadwick-Furman (1997). Para los arrecifes de Bonaire se ha estimado que este nivel crítico o capacidad de carga es de 4 000 - 6 000 buceadores/área/año (Dixon 1993) y para la localidad de Sahrm-El-Sheik en Egipto, de 5 000 - 6 000 buceadores/área/año (Hawkins y Roberts 1997). En las localidades de buceo de Los Roques el número de buceadores que fre-

cuentan cada área está por debajo de estos valores, a excepción de la denominada Piscina de Francisquí, donde los fines de semana y días feriados pueden concurrir hasta 200 buceadores/día aunque el promedio es inferior a 100 buceadores/día en un área de 600 m² (Jesús Durán, INPARQUES, com. pers.), lo que correspondería a unos 15 000 buceadores/área/año, si se asume sólo cinco meses de alta frecuencia de visitas. Los estudios de capacidad de carga han indicado que en ausencia de un control rígido, las actividades de buceo podrían a largo plazo causar alteraciones en las comunidades coralinas. Es por ello, que se requiere de estudios que permitan determinar la capacidad de carga de los arrecifes del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, a través de los cuales se facilitará los planes de manejo y la conservación de los mismos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Fundación Científica Los Roques, al personal de la estación biológica de Dos Mosquises por su gran ayuda y disposición y al Instituto Nacional de Parques (INPARQUES) por el apoyo en la realización de este estudio. Contribución número 51 de la Fundación Científica los Roques.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar si las actividades del buceo recreativo en apnea tienen algún efecto sobre la estructura comunitaria de los arrecifes de Madrizquí, Pelona de Rabusquí y Crasquí en el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques. Para ello, en cada localidad se comparó la estructura comunitaria de dos áreas: una frecuentada por buceadores (FB) y otra poco frecuentada (PFB). En cada área se evaluó la estructura comunitaria por medio de transectos de 20 m y cuadrantes de 1 m². Se describió la estructura comunitaria en términos de riqueza de especies, índices de equidad y diversidad de Shannon-Wiener, cobertura de coral vivo y muerto, además de la cobertura de otros organismos (octocorales, esponjas y zoántidos). Se aplicó la Prueba de

Kruskall-Wallis para comparar los parámetros comunitarios entre las áreas FB y PFB de cada localidad. Se registró un total de 24 especies de corales pétreos. La cobertura de coral vivo osciló entre 29.9% ± 26.43 (Crasquí) y 34.55% ± 6.43 (Madrizquí) y la de coral muerto entre 32.51% ± 2.86 (Madrizquí) y 60.78% ± 21.34 (Pelona de Rabusquí). Las áreas PFB presentaron un mayor porcentaje de cobertura de coral vivo en comparación a las áreas FB, encontrándose diferencias significativas para Crasquí y Pelona de Rabusquí ($p < 0.05$). La riqueza de especies, equidad e índice de diversidad fueron muy variables entre las áreas. La frecuencia de colonias dañadas y enfermas fue baja (inferior al 1%), registrándose solamente daños naturales como por ejemplo depredación por parte de peces loros. No se observaron en las áreas de muestreo ningún daño causado directamente por submarinistas. Los resultados de este estudio sugieren que actualmente, la presión turística por buceadores, no es suficientemente significativa como para causar la declinación masiva de los arrecifes ubicados en las áreas estudiadas. Sin embargo, la inexistencia de un control rígido de las actividades de buceo podría a largo plazo causar alteraciones en las comunidades coralinas del parque.

REFERENCIAS

- Allison, W.R. 1996. Snorkeler damage to reef corals in the Maldive Islands. *Coral Reef* 15: 215-218.
- Amend, T. 1992a. Los habitantes del Archipiélago de Los Roques en el pasado y el presente, p. 1-42 *In* T. Amend (ed.), Fundación Polar, Parque Nacional Archipiélago Los Roques, INPARQUES, Caracas.
- Amend, T. 1992b. Chances y problemas en el manejo del Parque Nacional Los Roques, p. 109-144 *In* T. Amend (ed.), Fundación Polar, Parque Nacional Archipiélago Los Roques, INPARQUES, Caracas.
- Barrios, L., J. Garzón-Ferreira & S. Zea. 1999. Evaluación de las principales condiciones de deterioro en algunas formaciones coralinas de la plataforma continental del Caribe. 29^{va} Reunión de la Asociación de Laboratorios Marinos del Caribe, Cumaná, Venezuela. Resumen: p. 93.
- Chadwick-Furman, N.E. 1997. Effects of scuba diving on coral reef invertebrates in the U.S. Virgin Islands: implications for the management of diving tourism. *Proc. 6th Int. Conf. Coel. Biol.*: 91-100.

- Cróquer, A. & E. Villamizar. 1998. Las variaciones de la pendiente topográfica, un factor a considerar en la evaluación de la estructura de una comunidad. *Rev. Biol. Trop.* 46 (Supl. 5): 29-40.
- Dixon, J.A. 1993. Economic benefits of marine protected areas. *Oceanus* 36: 35-40.
- Harriott, V.J., D. Davis & S.A. Banks. 1997. Recreational diving and its impact in marine protected areas in Eastern Australia. *Ambio* 26: 174-179.
- Hawkins, J.P. & C.M. Roberts. 1992. Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities of coral reef. *Biol. Conser.* 62: 171-178.
- Hawkins, J.P. & C.M. Roberts. 1993. Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *J. Appl. Ecol.* 30: 25-30.
- Hawkins, J.P. & C.M. Roberts. 1997. Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panamá 2: 1923-1926.
- Hung, M. 1985. Los corales pétreos del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques. Tesis de licenciatura, Escuela de Biología, Univ. Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 204 p.
- Muthiga, N.A. & T.R. McClanahan. 1997. The effect of visitor use on the hard coral communities of the Kisite Marine Park, Kenya. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.*, Panamá 2: 1879-1882.
- Rouphael, T.B. 1994. Coral reefs and scuba divers, identifying and assessing the effects of scuba divers on hard coral assemblages. *Reef Res.* December 1994: 10-12.
- Russ, G.R. & A.C. Alcalá. 1999. Management histories of Sumilon and Apo Marine Reserves, Philippines, and their influence on national marine resource policy. *Coral Reefs* 184: 307-319.
- Schleyer, H.M. & B.J. Tomalin. 2000. Damage on South African coral reefs and assessment of their sustainable diving capacity using a fisheries approach. *Bull. Mar. Sci.* 67: 1025-1042.
- Sorokin, Y.I. 1995. *Coral Reef Ecology*. Springer, Berlín. 465 p.
- Talge, H. 1992. Impact of recreational divers on scleractinian corals at Looe Key, Florida. *Proc. 7th Int. Coral Reef Symp.* Guam 2: 1077-1081.
- Tilmant, J.T. & G.P. Schmahl. 1981. A comparative analysis of coral damage on recreationally used reefs within Biscayne National Park, Florida. *Proc. 4th Int. Coral Reef Symp.*, Manila 1: 187-192.
- Woodley, J.D., S.R. Smith, J. Garzón-Ferreira, K.H. Koltes, P. Alcolado, K. Bonair, D. Bone, K. Buchan, K. De Meyer, J.R. García, P. Gayle, F.X. Geraldles, E. Jordan-Dahlgren, E. Krobbe, E. Klein, R. Laydoo, F. Losada, G. Ostrandén, H. Oxenford, C. Parker, L.P.J.J. Pors, F. Ruiz-Renteira, J. Ryan, J. Tschirky & R. Varela. 1997. CARICOMP, Monitoring of Coral Reefs. *Proc. 8th Int. Coral Reef Symp.* Panamá 1: 651-656.
- Zubillaga, A. L. 2001. Evaluación del efecto de las actividades de buceo recreativo en la estructura comunitaria de algunos arrecifes coralinos del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques. Tesis de licenciatura, Esc. de Biología, Univ. Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 121 p.