

Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras

Coral diversity and its relationship with diving in protected natural areas reefs: Mexico, Belize and Honduras

*Alicia González-Solis¹, Daniel Torruco¹ * y Ángel Daniel Torruco-González²*

1. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida, Yucatán, México

2. Universidad Vizcaya de las Américas, campus Mérida, Yucatán, México

*Autor de correspondencia: dantor@cinvestav.mx

Recibido: 31 de agosto de 2020

Aceptado: 07 de octubre de 2020

Publicación en línea: 13 de octubre de 2020

Resumen

Palabras clave:
buceo intensivo; buceo no intensivo;
Parques Nacionales; Arrecifes Coralinos;
Sistema Arrecifal Mesoamericano;
diversidad coralina

El buceo SCUBA en arrecifes de coral es un importante elemento del turismo en los trópicos; al año se certifican alrededor de 1,5 millones de buzos y alrededor de 304 mil corresponden a América. El éxito de la motivación en la observación del mundo submarino, son quizá los numerosos documentales disponibles en diferentes formatos, que resaltan la belleza de este y en especial de los arrecifes coralinos. Al evaluar el efecto del buceo, podemos determinar qué nivel de uso es justificable para balancear objetivos económicos y de conservación de la diversidad arrecifal. En tres países caribeños se compararon la cobertura de corales y diversidad coralina, mediante foto transectos entre sitios con buceo intensivo y no intensivo en ambientes similares. El daño físico directo a los arrecifes fue relativamente bajo, y el buceo tuvo un efecto poco indicador, la cobertura coralina declina en una proporción mínima en ambos tipos de sitios. En las formaciones coralinas evaluadas se registró una reducción en su cobertura promedio entre 8-13 %, en comparación con arrecifes del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Los resultados sugieren un impacto del estrés de fondo no relacionado con el turismo. Este trabajo pretende contribuir a la gestión de áreas naturales protegidas y su evaluación de manera eficaz. Sobre todo, cuando el interés se centra en aspectos relacionados con la conservación y salud de los arrecifes.

Key words:

intensive dive; not intensive dive; National park; coral reef; Mesoamerican system reef; coral diversity

Abstract

Scuba diving on coral reefs is an important element of tourism in the tropics; per year around 1.5 million divers are certified and around 304 thousand correspond to America. The motivation success in the observation of the underwater world, are perhaps the numerous documentaries available in different formats, which highlight the beauty of this and especially the coral reefs. By evaluating the effect of diving, we can determine what level of use is justifiable to balance economic and conservation objectives for reef diversity. In three Caribbean countries, coral cover and coral diversity were compared by means of photo transects between sites with intensive and non-intensive diving in similar environments. The direct physical damage to the reefs was relatively low, and diving had a poor indicator effect, the coral cover declining in a minimal proportion in both types of sites. In the coral formations evaluated there was a reduction in their average coverage between 8-13 %, in comparison with reefs of the Mesoamerican Reef System. The results suggest a bottom stress impact not related to tourism. This work aims to contribute to the management of protected natural areas and their evaluation in an effective way. Above all, when the interest is focused on aspects related to the conservation and health of reefs.

Introducción

La creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP) es una de las estrategias más importantes de la política ambiental, que han utilizado numerosos países para proteger la biodiversidad de los ecosistemas, sus recursos naturales y darles un uso sustentable (Doménech, 1999; Daltaubuit *et al.*, 2006; Halffter, 2011; Castro-Sanguino *et al.*, 2017). Dentro de ellas, los parques nacionales son el esquema al que más funciones públicas pueden asignarse, otorgándoles el papel de instituciones económicas que deberán jugar un papel central en el alivio de la pobreza y el mantenimiento de los sistemas críticos que soportan la vida de la comunidad, uno de sus principales usos es el turismo como una alternativa económica mejor remunerada (Phillips, 1988; Denny y Babcock, 2004; Hammerton, 2017).

Particularmente el ecoturismo tiene un enorme potencial, puede ser una opción viable para diversificar la oferta de actividades y generar cuantiosos beneficios económicos (Arnaiz, 1996; Schuhmann y Mahon, 2015). Por ello, existe un gran interés en la mayoría de los países, por masificar los destinos ecoturísticos; No obstante que se conocen los riesgos que esto conlleva, como son: la promoción de zonas frágiles como son las ANP's, la falta de garantía en el control de la afluencia de visitantes, la inseguridad de que los ingresos se queden en la localidad que los genera, y la falta de planteamiento desde una perspectiva de un desarrollo integral (Allison *et al.*, 1998; Bringas y Ojeda, 2000; Caveen *et al.*, 2015; Gill *et al.*, 2017). El área del Caribe en México y Belice ha recorrido en los últimos 30 años la experiencia de un nuevo modelo de desarrollo liderado por el turismo, generando importantes derramas económicas que incluso hay llegado a desplazar la aportación del sector primario al PIB (MacField, 2002; MacField y Kramer, 2007; Magdaong *et al.*, 2014).

Actualmente el turismo de buceo es un apartado importante de la industria turística, sobre todo porque el buceo recreacional en arrecifes de coral es una de las actividades de más rápido crecimiento a nivel global (Santander-Botello y Propin-Frejomil, 2009). Sin embargo, para la población local es difícil acceder a permisos, financiamiento y cultura empresarial necesarios para operar y mantenerse competitivamente en una actividad que requiere de embarcaciones, equipo y personal, la mayoría son pequeñas y medianas empresas (PyME) que además brindan otras actividades acuático - recreativas como la pesca deportiva (Micheli *et al.*, 2014). Estas PyME coexisten con prestadores de servicios de buceo que operan en grandes

hoteles, cruceros, o que cuentan con una flota de embarcaciones para la modalidad de "live aboard" y que son propiedad de empresas con presencia en varios países y cuyos usuarios vienen con contratos realizados en sus propios países (Sánchez y Propin, 2003; Miller y Russ, 2014).

De acuerdo con la organización mundial del Turismo (Nieto *et al.*, 2016), el buceo es el que tiene como propósito principal la práctica del buceo autónomo, y menciona que la selección del destino se basa principalmente en el reconocimiento a la calidad de la experiencia que el sitio ofrece. Sin embargo, estas condiciones no se cumplen en un gran número de vacacionistas que tienen esta actividad como ocasional y de oportunidad, y cuyos efectos en los arrecifes ocasionan un impacto negativo (Altés, 2006; Shrivani, 2007; Rizzari *et al.*, 2015; Hughes *et al.*, 2016). Uno de los grandes contrastes de este turismo, es precisamente la experiencia de los buzos, ya que los más experimentados provocan un mínimo daño, mientras que los menos experimentados degradan de forma directa las colonias coralinas (fractura, asfixia, lesiones, etc.); los prestadores de servicio también provocan impactos negativos (alteración de comportamiento al ofrecer alimento a la fauna, anclaje, mayor número de viajes en temporadas altas, desobedecer normas ambientales o no señalar comportamientos indeseables de los usuarios). De cualquier manera, el número de personas que practican el buceo durante sus viajes ha crecido a nivel mundial y se proyecta que siga haciéndolo en cantidades relevantes, sobre todo por la nueva tecnología de los equipos de buceo (Hammerton y Bucher, 2015; Hammerton, 2017).

El turismo de buceo tiene un claro perfil internacional. Los turistas del buceo realizan por lo menos un viaje anual y uno de cuatro están en constante búsqueda de nuevos destinos y su preferencia es la exploración de arrecifes de coral, por lo que en América el destino dominante es el Caribe (Hawkins y Roberts, 1992; Perera-Valderrama *et al.*, 2016). Aun cuando este turismo hace una evaluación subjetiva del valor estético y consecuentemente del grado de conservación de los sitios de buceo, son parámetros clave en la selección de los sitios y su futuro regreso, tienen gran relevancia: la claridad del agua, el número y el estado de las colonias de coral, la presencia de peces y otros habitantes arrecifales, así como de la cobertura de algas. Hay otros factores que pudieran compensar una mala experiencia como: la calidad del servicio brindado por los prestadores de servicios de buceo o, con los tiempos y costos de traslado a un destino (Ong y Musa, 2011; Torruco *et al.*, 2011).

Bajo este contexto, esta investigación evaluó los efectos del buceo sobre los atributos de la comunidad coralina para determinar si el uso tiene una influencia negativa sobre la biodiversidad y la estructura de la comunidad coralina en arrecifes de ANP's, y si el patrón obtenido se presenta de manera recurrente en varios países. La hipótesis por comprobar es que no existe diferencia entre sitios con uso SCUBA intenso y sitios sin intensidad de uso en estas ANP's.

Materiales y métodos

Área de estudio

El Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), es la segunda barrera de arrecifes más grande del mundo, que inicia al norte de Quintana Roo, México y finaliza en las Islas de la Bahía al norte de Honduras (SAM, 2003). Posee 60 ANP's que proporcionan diversos hábitats para muchas especies de flora y fauna, de importancia comercial, amenazadas o en peligro de extinción (SAM, 2004; Ardisson *et al.*, 2011). Para esta investigación, se seleccionaron arrecifes insulares pertenecientes a parques nacionales en tres países del Sistema

Arrecifal Mesoamericano: México (Cozumel), Belice (Turneffe) y Honduras (Roatán) (figura 1).

En Cozumel, el arrecife seleccionado como de buceo SCUBA no intensivo es un macizo arrecifal localizado en la laguna del Parque Ecológico Chankana'ab (20°26'27,61"N; 86°59'49,01"O). Se encuentra concesionado a la iniciativa privada, y sobre él se practica básicamente el buceo libre, aunque frente a esta laguna se ofrece servicio de buceo SCUBA, la profundidad es de 9 m.

El sitio seleccionado como intensivo, con una profundidad de 8 m, se presenta hacia afuera del parque ecológico, (20°26'30,21"N; 86°59'50,13"O), pero aun dentro de la ANP. Aunque ambos sitios se han visto fuertemente impactados por huracanes y un extremo azolvamiento, la recuperación de estos arrecifes ha sido diferencial; por un lado, Chankana'ab de afuera ha dependido de procesos naturales de remoción de arena y restos, mientras que la laguna del parque ecológico, de grandes esfuerzos por parte del personal y voluntarios del Parque (Alvarez-Filip y Nava Martínez, 2006).

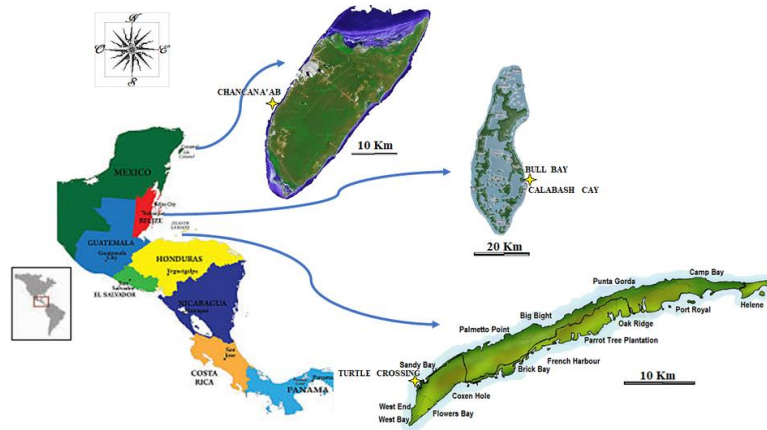


Figura 1. Mapa con la localización de los tres parques nacionales evaluados, indicando la ubicación de las estaciones de muestreo.

En el caso de Belice, se eligieron dos arrecifes contiguos en el atolón de Turneffe: Cay Calabash (17°15'59,90N; 87°48'59,07"O), frente a la estación marina de la Universidad de Belice con una profundidad de 14 m y el arrecife frente a Bull Bay (17°17'58,99"N; 87°47'34,02"O) con una profundidad de 13 m. Ambos sitios fueron considerados como la zona de buceo SCUBA intenso y no intenso, respectivamente.

En el caso de Roatán en Honduras, estas dos zonas pudieron ser ubicadas dentro del arrecife Turtle Crossing en el Parque Sandy Bay, West End Village. Hacia el sur, se ubicó a la zona de buceo no intenso (16°16'17,89"N; 86°35'39,11"O) con

profundidad de 8 m y hacia el norte a la zona de buceo intenso (16°16'15,64"N; 86°35'39,39"O) con profundidad de 9 m, de esta localidad no se encontraron registros de estudios anteriores. Todas las inmersiones se realizaron de manera diurna. Las localidades están representadas en la figura 1.

Fase de campo

Para obtener los descriptores biológicos de los corales duros en las tres Áreas Naturales Protegidas, se hizo uso de fototransectos en cada uno de los arrecifes estudiados (Torruco, 1995; Leujak y Ormond, 2007), el muestreo biológico se llevó a cabo durante febrero a julio del 2018, en los dos

tipos de zonas arrecifales. Para realizar la comparación se buscaron zonas que fueran contiguas, con características ambientales y profundidades similares. Las series fotográficas se tomaron a lo largo de cuatro líneas de 20 m trazado con una cuerda de polipropileno dividida cada metro, por cada una de las zonas de cada arrecife. La fotografía se tomó a una distancia de 80 cm usando una cámara submarina digital Olympus Stylus de 10 megapíxeles para Cozumel y para Turneffe, mientras que, para Roatán se utilizó una cámara digital Cannon Power shot 550 con *housing* de 10 megapíxeles, la superficie que registra la fotografía es de 1 908 cm². Cada una de ellas, fue analizada por 31 puntos aleatorios, para determinar la cobertura viva de los corales (Bohnsack, 1979; Liddel y Ohlhorst, 1991; Leujak y Ormond, 2007).

Análisis de información

Con la información de la cobertura coralina, se formó una matriz de datos especie-cobertura para ambos sitios de muestreo en cada localidad. Posteriormente, esta matriz y para algunos análisis (dominancia y similaridad), se convirtió en porcentajes, relacionando cada especie con la superficie total de la representación fotográfica. Se obtuvo el índice de valor de importancia para cada especie (IVI) (Orlocí, 1978), ponderando la frecuencia y la cobertura relativas. Adicionalmente, se obtuvo el número de especies por cada localidad (S) y se calcularon los índices de diversidad (H') de Shannon-Wiener y equidad (J') (Pielou, 1984; Magurran, 1988). Se realizó también, una asociación de localidades dada por el índice de Bray-Curtis (Pielou, 1984) y una ordenación por el algoritmo de escalamiento no métrico (NMS) tanto para sitios como para especies (Fashman, 1977).

Resultados

En general, en los sitios de estudio, se identificó un total de 29 especies de corales duros, pertenecientes a 18 géneros (tabla 1). El porcentaje de la cobertura de corales duros y la riqueza de especies en cada localidad se presentan en la tabla 1. El máximo valor de riqueza específica se presentó en Honduras, en los arrecifes de Turtle Crossing (Roatán) y la menor en México, en los arrecifes de Chankana'ab, especialmente en el área de buceo no intensivo (macizo arrecifal en la laguna del Parque Chankana'ab, Cozumel), considerada zona de buceo no intensivo, aunque este último arrecife tiene sólo una especie de diferencia con Chankana'ab afuera.

Adicionalmente, los géneros *Agaricia* Lamarck 1801, *Orbicella* Dana 1846, *Montastraea* Blainville 1830 y *Siderastrea* Blainville 1830, se encontraron distribuidos a lo largo de todos los

arrecifes analizados son los únicos que se encuentran representados en todos los sitios de muestreo (tabla 1).

En Cozumel (México), en el arrecife de Chankana'ab afuera, fue evidente la presencia de las formas de mayor resistencia física, como es de esperarse en una zona de corrientes importantes, frecuente uso turístico y fuerte impacto físico de los huracanes. En el caso de Chankana'ab adentro, el macizo arrecifal ubicado en la laguna del Parque, también se observaron formas esféricas y masivas resistentes al daño mecánico del oleaje.

En Belice, en las estaciones de Turneffe Atoll (Bull Bay y Cay Calabash), las especies *Agaricia agaricites* (Linnaeus 1758) y *Orbicella annularis*, resistentes al impacto físico constituyen la mayoría de la cobertura. Condiciones ambientales de diferente naturaleza se revelan en Turtle Crossing. En la zona donde el buceo no es intensivo (BNI), la riqueza de especies es mayor y la diferencia está dada precisamente por la presencia de las formas relativamente más frágiles como *Agaricia fragilis*, *A. tenuifolia* y *Helioseris cucullata* (Ellis y Solander, 1786). La cobertura coralina, mostró que, en todas las estaciones evaluadas, no superó el 77 % (tabla 1). Sin embargo, se confirmaron diferencias en los valores en las zonas de buceo intensivo (BI) y buceo no intensivo (BNI) en todas las localidades.

A nivel de especies, los mayores valores de cobertura en el área de Chankana'ab fueron originados por *Orbicella annularis* tanto en BNI (76,64 %) como en BI (29,6 %), sin embargo, en este último arrecife *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1758) alcanzó un 25,5 % de cobertura. Para el caso de las estaciones de Belice, esta misma especie mostró el valor más alto (29,2), pero *Agaricia agaricites* tuvo una cobertura ligeramente menor (22,8 %) en el BNI, mientras que *A. agaricites* alcanzó el máximo valor (18,5 %) en el arrecife BI. En Roatán, *Orbicella annularis* exhibió la mayor cobertura en ambos arrecifes (BNI=46,68 % y BI=27 %). Las especies con menores valores de cobertura fueron *Colpophyllia natans* (Houttuyin, 1772), *Dichocoenia stokesi* Edwards y Haime, 1848, *Meandrina meandrites* (Linnaeus, 1758), y *Favia fragum* (Esper, 1795) (tabla 1).

La mayor dominancia correspondió a la especie *Orbicella annularis*, que registró un mayor valor del IVI (figura 2a). En cuanto a la riqueza de especies, los valores de diversidad obtenidos con el índice de diversidad y de equidad, se muestran en la figura 2b. En Cozumel, se presentan diferencias entre ambos sitios en términos de diversidad (1,6 bits ind⁻¹ de diferencia) y sus especies tienen también diferencias a nivel de equidad.

Tabla 1. Porcentajes de cobertura coralina total y por especie ($\pm 1 \text{ cm}^2$), así como la riqueza específica (S) registrada en los arrecifes evaluados en México, Belice y Honduras en 2018.

Especies	Cozumel (México)		Turneffe atoll (Belice)		Roatán (Honduras)	
	Chancana'AB adentro (No Intensivo)	Chancana'A B afuera (Intensivo)	Bull Bay (No Intensivo)	Cay Calabash (Intensivo)	Turtle crossing (No Intensivo)	Turtle crossing (Intensivo)
<i>Acropora cervicornis</i> (Lamarck, 1816)					0,48	-
<i>Agaricia agaricites</i> (Linnaeus, 1758)	0,12	-	22,8	18,5	10,2	10,9
<i>Agaricia fragilis</i> Dana, 1848	-	5,7	0,7	-	-	11,1
<i>Agaricia tenuifolia</i> Dana, 1848	0,1	-	0,4	2,4		
<i>Colpophyllia natans</i> (Houttuyn, 1772)			3,4	2,4	0,79	0,1
<i>Dendrogyra cylindrus</i> Ehrenberg, 1834					1,32	-
<i>Dichocoenia stokesii</i> Milne Edwards & Haime, 1848	1,08	-	0,1	-	0,03	0,7
<i>Diploria labyrinthiformis</i> (Linnaeus, 1758)			-	1,2	2,82	12,4
<i>Eusmilia fastigiata</i> (Pallas, 1766)	0,12	4,6			-	0,2
<i>Favia fragum</i> (Esper, 1795)			-	1	0,03	0,1
<i>Helioseris cucullata</i> (Ellis & Solander, 1786)			10,5	-	0,03	0,2
<i>Isophyllia sinuosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	-	5,8				
<i>Manicina aerolata</i> (Linnaeus, 1758)	-	6,1				
<i>Meandrina meandrites</i> (Linnaeus, 1758)			0,1	0,8		
<i>Montastraea cavernosa</i> (Linnaeus, 1758)	11,5	25,5	7,9	0,8	0,76	2,5
<i>Mycetophyllia aliciae</i> Wells, 1973					0,31	0,2
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i> Milne Edwards & Haime, 1849			0,9	-	0,13	0,3
<i>Orbicella annularis</i> (Ellis & Solander 1786)	76,6	29,6	29,2	12,5	46,6	27
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816			9,3	21	19,8	21,5
<i>Porites divaricata</i> Le Sueur, 1820			1,3			
<i>Porites furcata</i> Lamarck, 1816			3,7	4,1	3,1	0,3
<i>Porites porites</i> (Pallas, 1766)			2,3	3,4	0,1	0,9
<i>Pseudodiploria clivosa</i> (Ellis & Solander, 1786)			-	1,6		
<i>Pseudodiploria strigosa</i> (Dana, 1846)	-	14,5	2,4	3,3	-	2,4
<i>Siderastrea radians</i> (Pallas, 1766)	0,06	-	1,9	11,8	0,29	0,7
<i>Siderastrea siderea</i> (Ellis & Solander, 1786)	10,3	3	2,9	3,3	9,2	6,8
<i>Solenastrea bourmoni</i> Milne Edwards & Haime, 1849			0,2	11,9	2,1	1,7
<i>Solenastrea hyades</i> (Dana, 1846)					1,6	-
<i>Stephanocoenia michelini</i> Milne Edwards & Haime, 1848	-	5,2				
Cobertura total	18,9	1,1	8,4	2,7	20,3	12
Total de especies	8	9	18	16	19	19

En Turtle Crossing, ambos sitios tienen la misma riqueza específica y el valor de diversidad es muy similar (con una diferencia de $0,5 \text{ bits ind}^{-1}$). En Turneffe la diversidad es ligeramente menor en Bull Bay (BNI) ($0,4 \text{ bits ind}^{-1}$), al igual que el valor de equidad ($0,12$) (figura 2b).

El análisis de similitud de Bray-Curtis, mostró una gran correspondencia entre las localidades, Las uniones más fuertes, en todos los casos, se dan entre los arrecifes cercanos de una misma localidad sin importar el grado de uso (figura 3a). Así mismo, el análisis de ordenación espacial (NMS) reforzó este

esquema, al posicionar los orígenes de los arrecifes de Cozumel y de Roatán en la misma magnitud del eje 1 para los primeros y del eje 2 para los segundos; En Belice, aunque

cercanos, la posición de su origen es diferente, la distorsión (stress) que presenta este análisis es muy grande (2,4) (figura 3b).

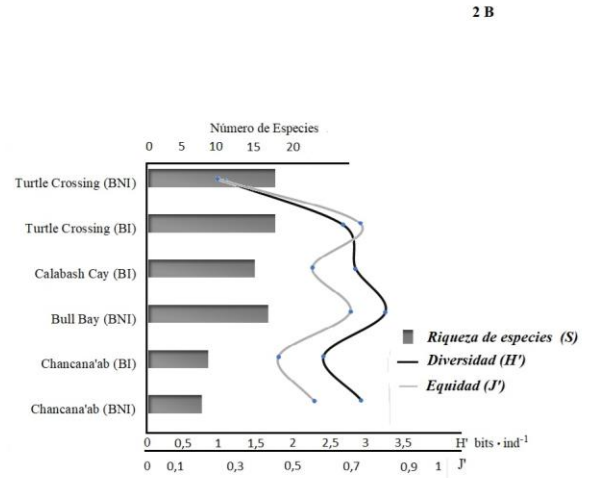
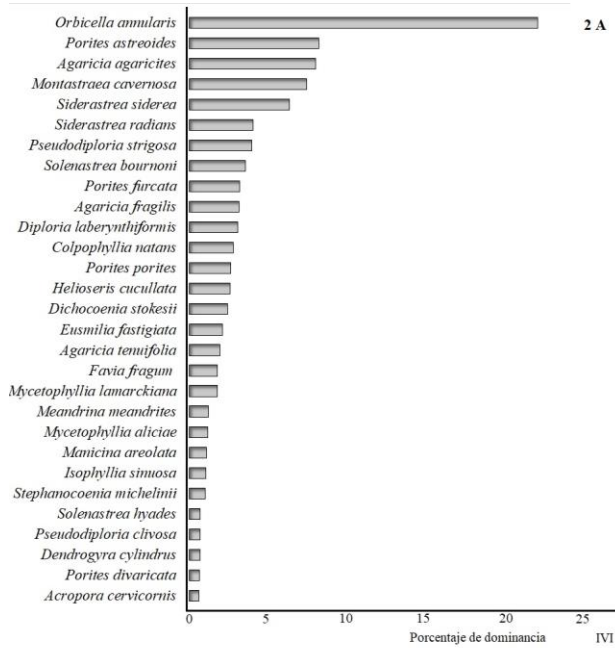


Figura 2. a) Valor de dominancia; b) Valores de Diversidad (H'), Equidad (J') y riqueza de especies (S) en los arrecifes analizados para los tres países del SAM. BNI: buceo no intensivo. BI: buceo intensivo.

El análisis de ordenación de las especies coralinas mostró que están dispersas en todo el plano k- dimensional y tentativamente se forman cuatro grandes grupos con variaciones en la riqueza específica: la primera reunió las especies *Helioseris cucullata*, *Mycetophyllia lamarckiana* Milne Edwards & Haime 1848, *Agaricia agaricites* y *Colpophyllia natans*, toda ellas abundantes y muy frecuentes; El segundo grupo estuvo formado por *Porites astreoides*, *Agaricia tenuifolia* Dana 1848, *Meandrina meandrites*, *Favia fragum* y *Pseudodiploria clivosa* (Ellis y Solander, 1786) con frecuencias medias, baja cobertura y con morfología de esférico a submasivo.

El tercer grupo reunió las especies *Orbicella annularis*, *Dichocoenia stokesii*, *Siderastrea siderea* (Ellis y Solander, 1786), *Mycetophyllia aliciae* Wells 1973, *Acropora cervicornis* (Lamarck, 1816) y *Dendrogyra cylindrus* Ehrenberg 1834, todas ellas con coberturas y frecuencias (presencia) variables. El último grupo unió las especies *Manicina areolata* (Linnaeus, 1758), *Eusmilia fastigiata* (Pallas, 1766), *Isophyllia sinuosa* (Ellis

y Solander, 1786), y *Stephanocoenia michelini* Milne Edwards y Haime 1848, son especies que tienen baja frecuencia y coberturas intermedias; las demás especies quedaron solitarias, a pesar de que algunas de ellas se acercan a estos cuatro grupos principales, no llegan a pertenecer a ninguno (figura 3c).

Discusión

La riqueza específica es el parámetro más sencillo de analizar (Graham y Duda, 2011). Almada-Villela *et al.* (2002) presentaron la línea de base del SAM, en la cual registraron en total 33 especies coralinas, con un promedio de 11 especies de corales duros (mediana=11 y error estándar de 0,56). El máximo número de especies se registró en la localidad Arrecifes de Xcalak (México) con 23 especies y el valor mínimo para Punta de Manabique (Guatemala) con 7 especies. En este trabajo se identificaron en total 30 especies de corales duros: 13 para Cozumel, 19 para Turneffe y 25 para Roatán. Los valores de riqueza específica registrado en este estudio están

por encima del promedio de especies registrada para la región del Sistema Arrecifal Mesoamericano (11 especies). En general, las zonas de buceo no intensivo presentaron los valores más altos de riqueza específica (S). Comparando la riqueza específica entre ambas zonas (buceo intensivo y buceo no intensivo) de cada arrecife, se muestra que no existe una

diferencia significativa ya que la mayor diferencia es por solo 3 especies (Roatán) ($t > 0,05$). Los valores del IVI, mencionan que una sola especie (*Orbicella annularis*) resalta su dominancia entre las otras; posiblemente su amplia capacidad de colonización de diferentes hábitats le confiera esta característica.

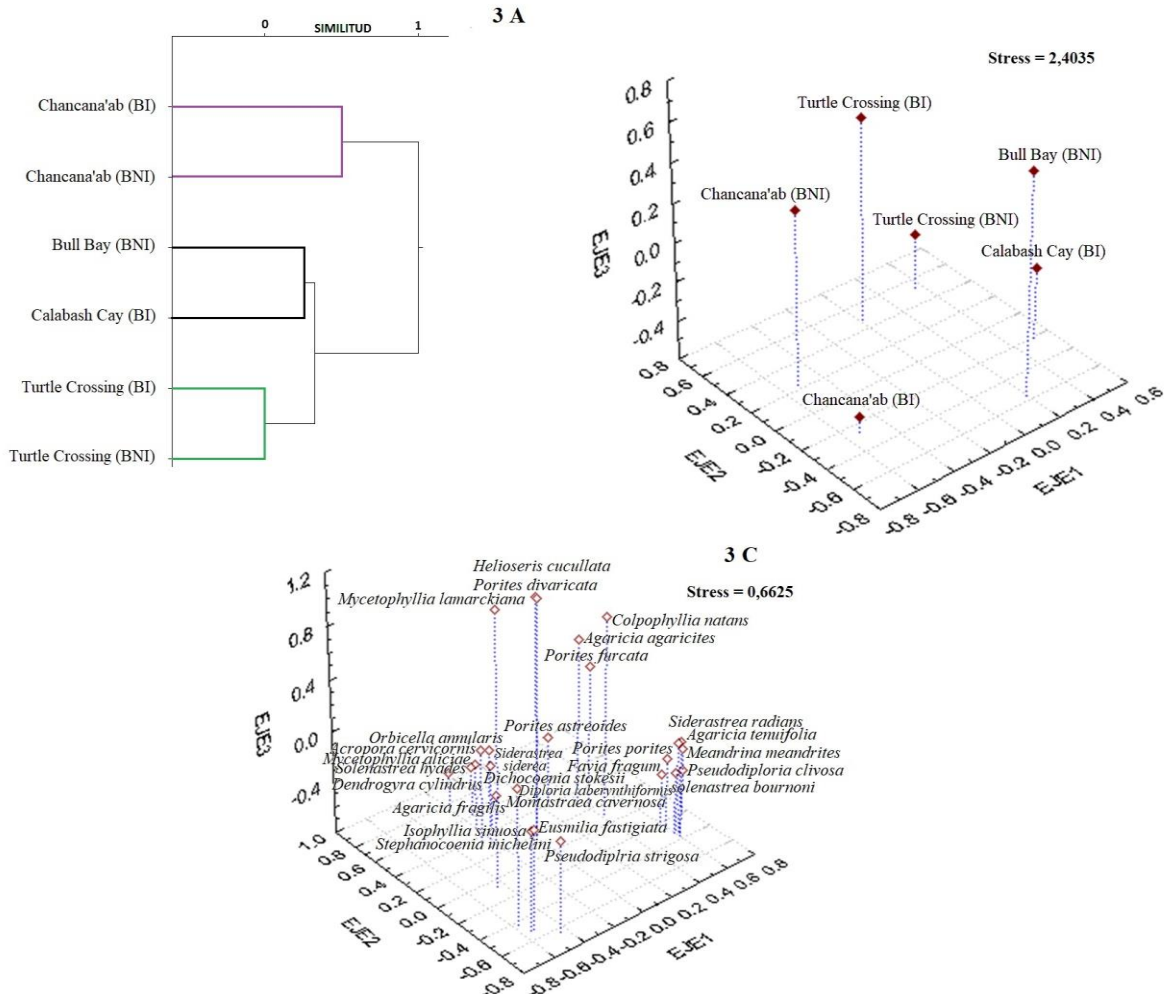


Figura 3. 3a. Dendrograma de Similitud de Bray-Curtis, se muestra la fuerte identidad de cada localidad al unir las áreas de buceo no intensivo con las áreas buceo intensivo. 3b. Análisis de ordenación (NMS) mediante la cobertura coralina de los arrecifes con Buceo Intensivo y no intensivo, evaluados en México, Belice y Honduras. 3c. Análisis de ordenación (NMS) de las especies en el espacio k-dimensional.

En las investigaciones realizadas sobre las comunidades arrecifales que incluyen los países que integran el SAM (Almada-Villeda *et al.*, 2002), El número de especies y el porcentaje de los valores de cobertura que manejan es semejante a los encontrados en este trabajo, considerando que como región el SAM incluye varias localidades (tabla 3). Sin embargo, bajo el criterio de cobertura coralina viva, dado

por Almada-Villela *et al.* (2002), donde postulan que el rango 25-30 % de cobertura coralina puede ser considerado como bueno para arrecifes del Caribe, es claro que los arrecifes muestreados se encuentran seriamente impactados, ya que el estado de salud de las zonas analizadas es precario.

Ninguna de las zonas con mayor porcentaje de cobertura

coralina (BNI) en los tres países muestreados alcanzaron el referente mencionado, que los designe como en buen estado; esto implica que no han logrado recuperarse de los diferentes impactos (antropogénicos y naturales) a los que se ven y se han visto sometidos. Son muy evidentes los resultados bajo la consideración de la diferencia en cuanto a intensidad de buceo, pues como se observa en los valores de cobertura para las zonas de buceo intensivo, éstas son menores que en las zonas identificadas como de buceo no intensivo. Esto podría mostrar que el uso afecta de manera determinante la cobertura coralina como ocurre en otros arrecifes (Hawkins *et al.*, 1999; Lamb *et al.*, 2014). Sin embargo, en Belice, es evidente que parte de las diferencias se deben al efecto de uso, pero no solo de buceo SCUBA, sino de pesca intensa, lo que ha originado que otros procesos de cambios de fase coral-alga, ocurran en ese arrecife y consecuentemente las coberturas de los corales disminuyan drásticamente en relación con otras áreas del Caribe (MacField, 2002; Komyacoba *et al.*, 2013; Williamson *et al.*, 2014; Durán *et al.*, 2018).

En el caso de Roatán, la intensidad en el uso turístico de los sitios de muestreo es conocido sólo por quienes se encuentran en contacto directo con el arrecife, de forma que es muy probable que los parques marinos de Roatán no tengan conocimiento de esa problemática. Por otro lado, aunque en este sitio se presentan formas coralinas más frágiles, el principal factor que afecta a este arrecife es la sedimentación (Cerrato, 2002).

El caso de Cozumel, los dos sitios de Chankana'ab, se encuentran protegidos dentro del Parque Arrecifes de Cozumel, pero en Chankana'ab dentro, prácticamente el buceo SCUBA no se lleva a cabo, debido a que se trata de un sitio somero y generalmente las tiendas de buceo frente a él no llevan allí a sus clientes; No obstante, el buceo libre es la actividad frecuente y la profundidad no es suficiente como para limitar el contacto. La parte de fuera es un poco más concurrida por los usuarios del SCUBA; sin embargo, en Cozumel, existen otros sitios que, por la abundancia y riqueza de organismos, son los preferidos por los proveedores del servicio de buceo. En este arrecife en particular, la baja cobertura se debe a los impactos severos de los eventos meteorológicos que ha sufrido esta zona (Álvarez-Filip y Nava-Martínez, 2006; Graham *et al.*, 2014). Después del paso del huracán Wilma en 2005, la laguna arrecifal se azolvó por completo; restos de plantas, material de construcción y rocas completaron el daño, las pocas especies que sobrevivieron y

que fueron rescatadas, encontraron condiciones propicias en la laguna y son las que habitan el macizo arrecifal (Álvarez-Filip *et al.*, 2011). Por otro lado, la presión de uso se divide entre las estructuras que se encuentran hundidas en los alrededores, como es el caso del Cristo gigante y otras esculturas sumergidas.

Tabla 3. Número total de especies y porcentaje de cobertura coralina en algunas regiones del SAM y en los arrecifes evaluados.

Subregión del SAM	Especies coralinas	% Cobertura coralina
Norte de Quintana Roo*	24,5	24,5
Belice*	26,5	12,9
Norte de Honduras*	27,6	10,1
Cozumel (México)+	13	18,9
Turneffe (Belice)+	19	8,4
Roatán (Honduras)+	25	20,3

Un aspecto que se destaca es la alta identidad que tienen los arrecifes al asociar los sitios de las localidades sin importar el uso de SCUBA, esto implica que las condiciones generales le confieren características particulares que la fauna de escleractinios reconoce, aun cuando pertenezcan a un mismo sistema y regionalmente las condiciones sean semejantes. Con relación a la posición de las especies en el espacio multidimensional, se identifican algunos aspectos coherentes, la formación de los grupos puede estar dimensionada por: condiciones hidrológicas que ocasionan atributos morfológicos semejantes, lo cual implica que las coberturas de algunas especies se vean favorecidas, aunado a la presencia (frecuencia) de esa especie en algún arrecife determinado, ocasionando que el índice las agrupe con altos grados de afinidad; el bajo valor del stress, indica que la distancias calculadas y observadas de las especies en el espacio k dimensional son parecidas.

Junto con la cobertura, otros parámetros que proporcionan información sobre la estructura del arrecife son la altura, el reclutamiento y el diámetro de las colonias (Ruíz, 2000; Hernández, 2004; Burke y Maidens, 2005; Perera-Valderrama *et al.*, 2016), para los sitios de uso turístico, la inclusión de estas medidas en investigaciones futuras podría ser un buen indicador para determinar el impacto del turismo SCUBA en cada arrecife. De manera general, el reporte del arrecife mesoamericano 2018 (SAM 2018) en relación a la salud arrecifal, menciona que la zona de Cozumel los arrecifes están bien (Índice de Salud Arrecifal=3,5), los de Belice (Turneffe)

están mal (ISA= 2,5) y los de Honduras tienen salud regular (ISA=3,3); menciona en sus recomendaciones que México necesita proteger a los peces herbívoros y mejorar el tratamiento de aguas residuales, para Belice es la prohibición de redes e incrementar áreas de recuperación pesquera y para Honduras reducción de contaminantes por escorrentías, mejorar zonas de recuperación pesquera y mejorar tratamientos de aguas residuales. En ningún caso se considera el uso turístico por SCUBA. De acuerdo con los resultados de esta investigación y el escaso impacto del buceo SCUBA, es posible que las variables recomendadas por el SAM, son las más importantes para la conservación del arrecife.

Agradecimientos

Este estudio se realizó gracias al apoyo de la WWF por el soporte otorgado para el viaje a Honduras, al Departamento de Recursos del Mar por los recursos logísticos y financieros asignados a este estudio.

Referencias

- Allison, G.W., Lubchenco, J. y Carr, M.H. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological applications* 8(sp1): S79-S92. Doi: [https://doi.org/10.1890/1051761\(1998\)8\[S79:MRANBN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051761(1998)8[S79:MRANBN]2.0.CO;2).
- Almada-Villela, P., McField, M., Kramer, P., Richards, K. y Arias-González, E. 2002. *Status of coral reefs of Mesoamerica-Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua and El Salvador*. P 303-324. In: Wilkinson C: 2002. Editor. Status of Coral Reefs of the world. Global Coral reef monitoring network. Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Altés, C. 2006. *El turismo en América Latina y el Caribe y la experiencia del Banco Interamericano de Desarrollo*. Sustainable Development Department Technical papers series. Banco Interamericano de Desarrollo, Washington D.C.
- Álvarez-Filip, L. y Nava-Martínez, G. 2006. *Reporte del efecto de los huracanes Emily y Wilma sobre arrecifes de la costa Oeste del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel*. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México.
- Álvarez-Filip, L., Gill, J. A., Dulvy, N.K., Watkinson, A. R. y Côté, I. M. 2011. Drivers of region-wide declines in architectural complexity on Caribbean reefs. *Coral reefs* 30(4): 1051-1060. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0795-6>.
- Ardissou, P.L., May-Ku, M.A., Herrea-Dorantes M.T. y Arellano-Guillermo, A. 2011. El Sistema Arrecifal Mesoamericano-México: Consideraciones para su designación como zona marítima especialmente sensible. *Hidrobiológica* 21(3):261-280.
- Arnaiz, B.S.M. 1996. Turismo en el Caribe Continental. *Estudios y perspectivas en Turismo* 5:147-163.
- Bohnsack, J.A. 1979. Photographic quantitative sampling of hardbottom benthic communities. *Bulletin of Marine Science* 29: 242-252.
- Bringas, L.N. y Ojeda, R.L. 2000. El ecoturismo: ¿Una nueva modalidad del turismo de masas? *Economía, sociedad y territorio* 7: 373-403. Doi: <https://doi.org/10.22136/est002000436>.
- Burke, L. y Maidens, J. 2005. Arrecifes en peligro del Caribe. World Resources Institute. Washington, D.C.
- Castro-Sanguino, C., Bozec, Y.M., Dempsey, A., Samaniego, B.R., Lubarsky, K., Andrews, S., Komyako, V., Ortiz J.C., Robbins, W.D., Renaud P.G. y Mumby, P.J. 2017. Detecting conservation benefits of marine reserves on remote reefs of the northern GBR. *PLoS ONE* 12(11): e0186146. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.018614>.
- Caveen, A., Polunin, N., Gray, T. y Stead, S.M. 2015. *The Controversy over Marine Protected Areas: Science meets Policy*. Springer Briefs in Environmental Science. Springer International publishing Switzerland, Gewerbestraße.
- Cerrato, C. A. 2002. *Diagnóstico del monitoreo de la ecología de arrecifes coralinos y ecosistemas asociados en Honduras (Informe del País)*. SAM Manejo de Recursos Naturales y Áreas Protegidas Marino Costeras, Tegucigalpa.
- Daltabuit, G.M., Vázquez, L.M., Cisneros, H. y Ruiz G.A. 2006. *El turismo costero en la ecorregión del sistema arrecifal mesoamericano*. CRIM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Cuernavaca, México.
- Denny, C.M. y Babcock, R.C. 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* 116(1):119-29. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00183-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00183-6).
- Doménech, J. 1999. El uso y disfrute de los espacios protegidos y de interés: *Política forestal y de parques naturales. La protección de la biodiversidad dentro de una estrategia de desarrollo sostenible*. En: Grau R.J. Editor. Política ambiental y

- desarrollo sostenible. Instituto de Ecología y Mercado, Barcelona.
- Duran, A., Shantz, A.A., Burkepile, D.E., Collado-Vibes, L., Ferrer, V.W., Palma, L., Ramos, A. y González-Díaz, P. 2018. Fishing, pollution, climate change, and the long-term decline of coral reefs off Havana, Cuba. *Bulletin of Marine Science* 94(2): 213-228. Doi: <https://doi.org/10.5343/bms.2017.1061> .
- Fasham, M.J.R. 1977. A comparison of nonmetric multidimensional scaling, principal components and reciprocal averaging for the ordination of simulated coenoclines and coenoplanes. *Ecology* 58: 551-561. Doi: <https://doi.org/10.2307/1939004>.
- Gill, D.A., Mascia, M.B., Ahmadi, G.N., Glew, L., Lester, S.E., Barnes, M., Craigie, I., Darling, E.S., Free, C.M., Geldmann, J., Holst, S., Jensen O.P., White, A.T., Basurto, X., Coad, L., Gates, R.D., Guannel, G., Mumby, P.J., Thomas, H., Whitmee, S., Woodley, S. y Fox, H.E. 2017. Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature* 543 (7647): 665-9. Doi: <https://www.nature.com/articles/nature21708>
- Graham, J. y J.J. Duda. 2011. The humped species richness-Curve: A contingent rule for community ecology. *International Journal of Ecology* 2011:15. Doi: <https://doi.org/10.1155/2011/868426>.
- Graham, J., Stuart-Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C., Banks, S., Barrett, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton, C.D., Campbell, S.J., Cooper, A.T., Davey, M., Edgar, S.C., Försterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A.J., Kushner D.J., Moura, R., Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G., Strain, E.M.A. y Thomson, R.J. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506(7487): 216-20. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature13022> .
- Halffter, G. 2011. Biosphere Reserves: Problems and opportunities in Mexico. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.) 27(1): 177-189. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2011.271743>.
- Hammerton, Z. 2017. Low impact diver training in management of SCUBA diver impacts. *Journal of Ecotourism* 16(1): 69-94. Doi: <https://doi.org/10.1080/14724049.2016.1194849>.
- Hammerton, Z. y Bucher, D. 2015. Levels of intervention reducing SCUBA-diver impact within subtropical marine protected areas. *Journal of Ecotourism* 14 (1): 3-20. Doi: <https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1073738> .
- Hawkins, J.P. y Roberts, C.M. 1992. Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Conservation Biology* 62 (3): 171-178. Doi: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91045-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91045-T).
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Hof, T.V., De Meyer, K., Tratalos, J. y Eldam, C. 1999. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology* 13(4): 888-897. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.97447.x>.
- Hernández, L.R.C. 2004. Variación espacial de la cobertura de corales escleractinios y descripción de condición arrecifal a lo largo del Caribe Mexicano y un arrecife del Banco de Campeche. Tesis de Maestría. CINVESTV-IPN, México.
- Hughes, T., Cameron, D., Chin, A., Connolly, S., Day, J., Jones, G., McCook, L., McGinnity, P., Mumby, P.J., Pears, R.J., Pressey, R.L., Russ, G.R., Tanzer, J., Tobin, A. y Young, M.A.L. 2016. A critique of claims for negative impacts of Marine Protected Areas on fisheries. *Ecological Applications* 26(2):637-41. Doi: <https://doi.org/10.1890/15-0457>.
- Komyakova, V., Munday, P.L. y Jones, G.P. 2013. Relative importance of coral cover, habitat complexity and diversity in determining the structure of reef fish communities. *PLoS One* 8(12): e83178. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083178>.
- Lamb, J.B., True, J.D., Pirovaragorn, S. y Willis, B.L. 2014. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Conservation Biology* 178: 88-96. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.027> .
- Leujak, W. y Ormond, R.F.G. 2007. Comparative accuracy and efficiency of six coral community survey methods. *Journal of experimental marine biology and ecology* 351: 168-187. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.028>.
- Liddell, W.D. y Ohlhorst, S.L. 1991. Sessile community sampling. Magill's survey of science: *Life Science Series* 2473-2479.
- Magdaong, E.T., Fujii, M., Yamano, H., Licuanan, W.Y., Maypa, A., Campos, W.L., Alcala, A.C., White A.T., Apistar, D. y Martínez, R. 2014. Long-term change in coral cover and the effectiveness of marine protected areas in the Philippines: a meta-analysis. *Hydrobiologia* 733 (1): 5e17. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1720-5>.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Springer, Berlin.
- McField, M. 2002. Influence of disturbance on coral ref.

- community structure in Belize. Proceedings 9th International Coral Reef Symposium (23-27 October 2002). Bali, Indonesia.
- McField, M. y Kramer, P.R. 2007. *Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. (Arrecifes Saludables para Gente Saludable: Guía de indicadores de salud de los arrecifes y bienestar social en la región del Sistema Arrecifal Mesoamericano)*. Con las contribuciones de M. Gorrez y M. McPherson. The Smithsonian Institution, Washington D.C.
- Micheli, F., Mumby, P.J., Brumbaugh, D.R., Broad, K., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Holmes, K.E., Kappelh, C.V., Litvina, S.Y. y Sanchiricoi, J.N. 2014. High vulnerability of ecosystem function and services to diversity loss in Caribbean coral reefs. *Biological Conservation* 171:186-194. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.029>.
- Miller, K.I. y Russ, G.R. 2014. Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean & Coastal Management* 96:51-60. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.05.003>.
- Nieto, J.L., Román, I.M., Bonillo, D. y Paulova, N. 2016. El turismo a nivel mundial. *International Journal of Scientific Management and Tourism* 2(1):129-144.
- Ong, T.F. y Musa, G. 2011. Examination of recreational divers' underwater behavior by attitude-behaviour theories. *Current Issues in Tourism* 14:8: 779-795. Doi: <https://doi.org/10.1080/13683500.2010.545370>.
- Orlói, L. 1978. *Multivariate analysis in vegetation research*. Second Edition. Dr. W. J. Junk publication. The Hague.
- Perera-Valderrama, S., Hernández-Arana, H., Ruíz-Zárate, M.A., Alcolado, P.M., Caballero-Aragón, H., González-Cano, J., Vega-Zepeda, A. y Cobián-Rojas, D. 2016. Condition assessment of coral reefs of two marine protected areas under different regimes of use in the north-western Caribbean. *Ocean & Coastal Management* 127: 16-25. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.001>.
- Phillips, A. 1998. *Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN. Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination*. Wiley Interscience Publ. New York.
- Rizzari, J.R., Bergseth, B.J. y Frisch, A.J. 2015. Impact of conservation areas on trophic interactions between apex predators and herbivores on coral reefs. *Conservation Biology* 29(2):418-29. Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12385>.
- Ruiz, Z.M.A. 2000. Análisis espacial del reclutamiento coralino y condición arrecifal en el Caribe mexicano. Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN. México.
- SAM. 2003. Principios de Manejo Para las Áreas Marinas Protegidas. Proyecto para la conservación y uso sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Manual. Documento Técnico del SAM No. 2. Ciudad Belice, Belice.
- SAM. 2018. Reporte del Arrecife Mesoamericano. Evaluación de la salud del ecosistema. 10 años de colaboración y conservación. Arrecifes saludables para gente saludable. Url: https://www.healthyreefs.org/cms/wpcontent/uploads/2012/12/SmithReefs_RC17_Pages_SPA_1207_DIG_LO.pdf. Consultado: 15 de septiembre de 2020.
- Sánchez, C.A. y Propín, F.E. 2003. Dependencias regionales del turismo en la Isla de Cozumel, México. *Cuadernos de Turismo* 11:169-180.
- Santander-Botello, L.C. y Propin-Frejomil, E. 2009. Impacto ambiental del turismo de buceo en arrecifes de coral. *Cuadernos de Turismo* 24: 207-227.
- Schuhmann, P.W. y Mahon, R. 2015. The valuation of marine ecosystem goods and services in the Caribbean: a literature review and framework for future valuation efforts. *Ecosystem Services* 11: 56-66. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.013>.
- Shivlani, M. 2007. A literature review of sources and effects of non-extractive stressors to coral reef ecosystems. Final Report. Rosenstiel School of Atmospheric and Marine Sciences. University of Miami. Florida.
- Torruco, D. 1995. Faunística y Ecología de los Arrecifes Coralinos del Sureste de México. Tesis de Doctorado. D. Universitat de Barcelona. España.
- Torruco, D., A. González, A., Corbalá y Gutierrez, A.I. 2011. Valor de un arrecife biológicamente degradado: Caso del Garrafón. *Ciencia, Tecnología e Innovación para el desarrollo de México* PCTI 4:93.

Williamson, D.H., Ceccarelli, D.M., Evans, R.D., Jones, G.P. y Russ, G.R. 2014. Habitat dynamics, marine reserve status, and the decline and recovery of coral reef fish communities. *Ecology Evolution* 4 (4): 337-354. Doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.934>

Citar como: González-Solis, A., Torruco, D. y Torruco-González, Á.D. 2020. Diversidad coralina y su relación con el buceo en arrecifes en áreas naturales protegidas: México, Belice y Honduras. *Intropica* 15(2): en prensa. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3526>.