

## Estado de conservación de los arrecifes de coral del Parque Nacional del norte de Quintana Roo

Linda M. Barranco<sup>1</sup>, José D. Carriquiry<sup>2\*</sup>

### Resumen

Se evaluó la condición de cinco arrecifes de coral distribuidos dentro del Parque Nacional de la costa occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc a través del análisis de la variación temporal de sus componentes bentónicos durante un periodo de seis años (2006-2012). Con este propósito se aplicó un análisis de permutaciones (PERMANOVA) para determinar cambios a nivel espacial y temporal, así como un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar la contribución de cada componentes a la comunidad bentónica. La cobertura de coral es baja (< 10%) respecto a la cobertura de macroalgas (35 – 53%) que junto con los componentes abióticos contribuyen con más del 50% a la composición de la comunidad bentónica. Tanto la cobertura de corales como de algas no presentan variaciones significativas durante los años de evaluación por lo que las diferencias espaciales y temporales están determinadas principalmente por la dinámica de los otros grupos del bentos (i.e. algas costrosas, calcáreas y filamentosas). La relativa estabilidad de los sistemas y las proporciones registradas en las coberturas de corales y algas en comparación a los reportes históricos sugieren una evidente degradación de los arrecifes de coral del Parque de Cancún y el establecimiento de un cambio de fase.

**Palabras clave:** cambio de fase, Caribe Mexicano, condición arrecifal, cobertura de coral, macroalgas.

### Abstract

The condition of five coral reefs was evaluated in the Marine Protected Area “Parque Nacional de la costa occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc”, over a period of seven years (2006-2012) through the analysis of the temporal variation of their benthic components. To this purpose we applied a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) to assess changes at spatial and temporal level, and a Similarity Percentages Analysis (SIMPER) to determine the contribution of each component to the benthic community. The coral cover was relatively low (<10%) with respect to the macroalgae cover (35-53%). During the six years of monitoring, both coral cover and macroalgae remained relatively stable, so the spatial and temporal differences are mainly determined by the dynamics of the other algal groups (i.e. crustose, calcareous and filamentous/turf). This apparent stability of the system and the relative proportion of coral to macroalgae, compared to historical reports, suggest an evident degradation of coral reef in the National Park of Cancun, and the establishment of a phase change.

**Key words:** Cancun, coral cover, macroalgae cover, phase shift, reef condition.

<sup>1,2</sup> Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Carr. Tijuana- Ensenada Km. 107. Ensenada, Baja California 22300, México.

[linda.barranco@gmail.com](mailto:linda.barranco@gmail.com), [carriquiry@uabc.edu.mx](mailto:carriquiry@uabc.edu.mx)

\*Autor de correspondencia

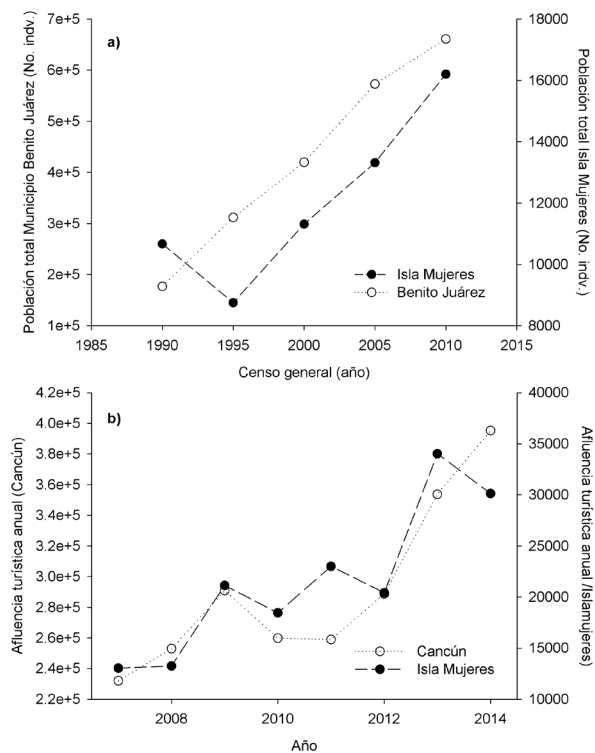
## Introducción

Los arrecifes de coral son ecosistemas de gran importancia económica y ecológica debido a la gran biodiversidad que sostienen (Done *et al.* 1996). En las últimas décadas se ha observado una rápida degradación en éstos como resultado de la interacción sinérgica de diversos disturbios, tanto antropogénicos como naturales, que han incrementado en intensidad y frecuencia (Wilkinson 2008). Uno de los principales indicadores de la degradación arrecifal es la disminución en la cobertura de coral que da lugar al incremento de otros componentes bentónicos, como las macroalgas. Este cambio en la composición bentónica es llamado "cambio de fase" o "estado alternativo estable" del ecosistema (Done 1992, Knowlton 1992, Hughes *et al.* 2007) y se ha documentado en distintos arrecifes a nivel global (Hughes *et al.* 2003, Pandolfi *et al.* 2003, Bellwood *et al.* 2004) de los cuales, los arrecifes del Caribe son de los más afectados (Pandolfi *et al.* 2003). La situación es alarmante ya que como resultado del cambio de fase, se pierde la complejidad estructural que afecta al reclutamiento tanto de corales como de otras especies, disminuyendo así su riqueza y diversidad. De manera adicional, tanto el funcionamiento como la estabilidad de los ecosistemas se ven afectados (Graham *et al.* 2006), lo cual se refleja en la calidad y cantidad de servicios de los que la sociedad se beneficia (Moberg & Folke 1999).

Los arrecifes de coral del Caribe Mexicano no están exentos de esta problemática. Distintos estudios y acciones se han llevado a cabo con el propósito de proteger y manejar efectivamente estos ecosistemas. Una de las estrategias que se han implementado es el establecimiento de áreas protegidas donde se limitan las actividades humanas con el objetivo de disminuir estas presiones, y de esta manera, los ecosistemas conserven su capacidad de lidiar con las perturbaciones naturales (*v.g.* tormentas, huracanes y cambio climático). El Parque Nacional de la costa occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc (de aquí en adelante llamado Parque de Cancún) se estableció en 1996. Dentro de su categoría de protección se permiten diversas

actividades de tipo recreativas que fomentan el desarrollo turístico de la zona, particularmente el buceo libre y autónomo, así como recorridos en embarcaciones que constituyen el principal atractivo de los destinos de playa (INE 1998).

En particular, el estado de Quintana Roo ha experimentado un desarrollo turístico significativo que inició en Cancún en los 1970s, y que para los 1990s ya había triplicado tanto la población total (Fig. 1a) como la afluencia turística (Fig. 1b), dando lugar a un desarrollo urbano significativo en la zona costera (INEGI 2015, SEDETUR, 2015).



**Figura 1.** Crecimiento poblacional (a) y afluencia turística del municipio de Benito Juárez e Isla Mujeres, con base a los censos de población y vivienda (INEGI) y estadísticas reportadas por la Secretaría de turismo (SEDETUR).

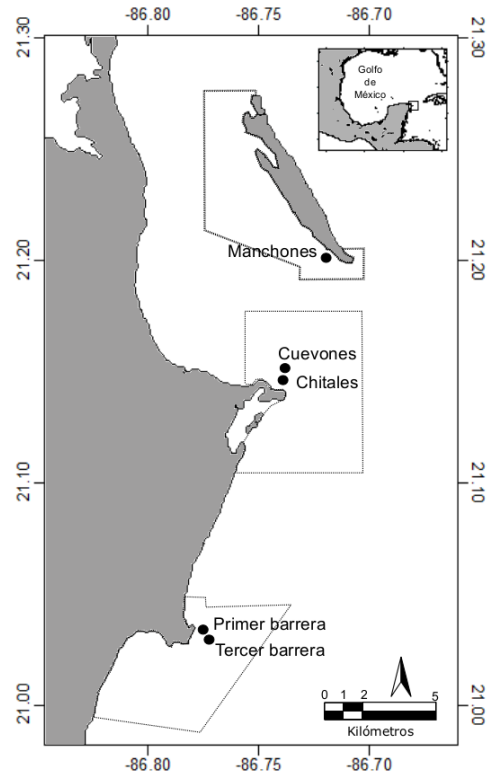
Debido a la fuerte presión antropogénica suscitada, el estado de salud de los arrecifes de coral del Parque de Cancún necesita ser evaluado con la finalidad de promover su conservación y manejo bajo el

actual escenario de desarrollo (Bozec *et al.* 2008). Lamentablemente, los estudios y datos publicados para los arrecifes de este parque son escasos, o bien, son parte de evaluaciones espaciales de gran escala que enfocan los resultados a zonas arrecifales mejor desarrolladas ubicadas más al sur de la península (McField *et al.* 2008, Rodríguez-Zaragoza & Arias-González 2015). Lo anterior nos limita al tratar de establecer una línea base cuantitativa de este parque que nos permita evaluar el estado de sus arrecifes. El objetivo de este trabajo es evaluar el estado de los arrecifes de coral distribuidos dentro del Parque de Cancún a través del análisis de la variación temporal de sus componentes bentónicos durante un periodo de seis años (2006-2012).

## Material y Métodos

### Área de estudio

El Parque de Cancún se localiza en la península de Yucatán, al noroeste del estado de Quintana Roo frente a las costas de los municipios de Isla Mujeres y Benito Juárez. El área comprende aproximadamente 8,673 ha distribuidas en tres polígonos. Dentro de estas se encuentran distintas formaciones arrecifales de las cuales se evaluaron cinco, representativas de los tres polígonos del parque: Manchones en Isla Mujeres; Cuevones y Chitales frente a Punta Cancún y, la primer y tercer barrera arrecifal de Punta Nizuc (Fig. 2). Los arrecifes de esta zona se caracterizan por presentar formaciones discontinuas y someras; Manchones, Cuevones y Chitales no superan los ocho metros de profundidad, la primer barrera es el arrecife más somero con tres metros y la tercer barrera el más profundo con una profundidad de 25 m. La distancia que presentan con respecto a la costa va de 0.2 a 1 km en el caso de Manchones, Chitales y la primer barrera de Punta Nizuc, mientras que Cuevones y la tercer barrera están más alejados (entre 2 a 3 km de distancia) (Suárez-González 2005). Además, presentan una diversidad y complejidad estructural menor en comparación al resto de los arrecifes que conforman el Sistema Arrecifal Mesoamericano (Núñez-Lara *et al.* 2005).



**Figura 2.** Área de estudio. La línea continua delimita los polígonos del Parque Nacional de Cancún. Los puntos representan los sitios muestreado.

De manera general, las condiciones climáticas promedio de la zona se caracterizan por presentar una temporada seca de febrero a mayo, una temporada de lluvias de junio a septiembre y un periodo de lluvia invernal de octubre a febrero llamado "Nortes" (Díaz-Ruiz *et al.* 1998).

### Datos de cobertura bentónica

La cobertura bentónica fue registrada en cada sitio mediante cinco transectos lineales (30 metros de longitud) colocados de manera aleatoria paralelos a la costa, sobre la cresta y frente arrecifal. Para obtener la información de los componentes bentónicos se utilizó el método del punto de intercepto en el cual, cada 25 cm se registró el grupo que se encontró debajo de él, obteniendo 120 puntos por transecto (Almada-Villela *et al.* 2003). La clasificación de los componentes fue: corales, macroalgas, algas calcáreas articuladas, algas

costrosas coralinas, algas verde-azules, gorgonias y componentes abióticos que comprenden roca, arena y escombros. Los muestreos se realizaron con una periodicidad anual entre los meses de julio y septiembre durante seis años del 2006 al 2012 (con excepción del año 2008) en los cinco sitios muestreados, con un total de 150 transectos.

### Análisis de datos

Con el fin de disminuir el sesgo de los componentes más abundantes, los datos fueron transformados a raíz cuadrada de tal manera que las similitudes dependieran también de los componentes menos comunes. Posteriormente se construyó una matriz de similitud utilizando el coeficiente de Bray-Curtis (Clarke & Warwick 2001). Se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para determinar las similitudes de las comunidades bentónicas entre los sitios y años muestreados. De manera adicional, con el fin de analizar el cambio espacial y temporal de la composición y cobertura de los componentes bentónicos se aplicó un análisis de permutaciones multivariado no paramétrico de dos vías (PERMANOVA), usando factores cruzados y efectos fijos. El modelo lineal fue construido como:  $Y = \mu + \text{sitio}_i + \text{año}_j + (\text{sitio}_i * \text{año}_j) + \varepsilon_{ij}$ . Donde Y es la variabilidad entre el conjunto de observaciones,  $\mu$  es el valor promedio de las observaciones,  $\text{sitio}_i$  es el factor fijo que representa los cinco arrecifes muestreados,  $\text{año}_j$  es el factor fijo correspondiente a los seis años de muestreo,  $\text{sitio}_i * \text{año}_j$  es el término de interacción que existe entre los dos factores, y  $\varepsilon_{ij}$  es el error acumulado del modelo. El PERMANOVA fue calculado con la suma de cuadrados tipo II (Anderson *et al.* 2008). La significancia estadística fue analizada con 10,000 permutaciones bajo un modelo reducido. Finalmente, se estimó la contribución de los componentes bentónicos por año con el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) (Clarke & Warwick 2001). Todos los análisis se realizaron en el programa PRIMER v6.1 y PERMANOVA+ (Plymouth Marine Lab. UK).

### Resultados

El análisis de ordenamiento NMDS no generó una agrupación bien definida entre sitios o entre años de muestreo, sin embargo se observa una variación temporal significativa en los arrecifes muestreados (Fig. 3). En el PERMANOVA se evidenció que la estructura de las comunidades bentónicas varió significativamente entre sitios (Pseudo-F=13.15,  $p=0.0001$ ), entre años (Pseudo-F=18.44,  $p=0.0001$ ) y entre la interacción de ambos factores (Pseudo-F=2.27,  $p=0.0001$ ) (Tabla Ia). Las pruebas pareadas se hicieron con el término de interacción. Para niveles del factor "sitio" se observaron diferencias espaciales significativas entre la mayoría de los arrecifes a través de los años de monitoreo, con excepción de Manchones y Cuevones que consistentemente no presentan diferencias (Tabla Ib). En cuanto a la variación temporal de los componentes bentónicos no se observó un patrón definido. Los arrecifes de Manchones y Cuevones parecen ser los más estables: en el primero únicamente se observaron diferencias entre los años 2007 vs 2009 y 2010 vs 2011, mientras que el segundo presenta variaciones significativas durante los primeros años de muestreo pero a partir del 2009 la estructura de su comunidad se mantiene sin cambios significativos (Tabla Ic).



**Figura 3.** Resultado del NMDS mostrando la similitud de las comunidades bentónicas durante el periodo 2006-2012. Ma: Manchones, Cu: Cuevones; Ch: Chitales, 1B: primer barrera, 3B: tercer barrera.

Tabla I-. Resultado general (a) y pruebas pareadas (b, c) del PERMANOVA de efectos fijos y factores cruzados para evaluar el cambio en la estructura de la comunidad bentónica de los arrecifes del Parque Nacional Cancún. Ma: Manchones, Cu: Cuevones; Ch: Chitales, 1B: primer barrera, 3B: tercer barrera.

a. Tabla de resultados del PERMANOVA				
	g.l	Pseudo-F	P(perm)	permutaciones
Sitio	4	13.149	0.0001	9940
Año	5	18.443	0.0001	9905
Sitio*Año	20	2.267	<b>0.0001</b>	9856
b. Pruebas pareadas del término "Sitio*Año" para niveles del factor "Sitio"				
b.i. 2006		b.ii.2007		
Grupos	t	P(perm)	t	P(perm)
Ma, Cu	0.805	0.624	1.583	0.093
Ma, Ch	0.734	0.701	2.808	<b>0.009</b>
Ma, 1B	3.081	<b>0.007</b>	1.499	0.096
Ma, 3B	2.024	<b>0.026</b>	2.894	<b>0.008</b>
Cu, Ch	1.530	0.073	2.560	<b>0.007</b>
Cu, 1B	5.056	<b>0.008</b>	2.370	<b>0.008</b>
Cu, 3B	2.733	<b>0.010</b>	2.234	<b>0.008</b>
Ch, 1B	3.204	<b>0.007</b>	3.081	<b>0.008</b>
Ch, 3B	1.655	0.078	3.144	<b>0.008</b>
1B, 3B	3.386	<b>0.009</b>	2.256	<b>0.015</b>
b.iii. 2009		b.iv. 2010		
Ma, Cu	1.701	0.073	1.965	0.068
Ma, Ch	2.056	<b>0.019</b>	0.583	0.587
Ma, 1B	1.985	<b>0.024</b>	1.563	0.136
Ma, 3B	1.276	0.198	1.110	0.294
Cu, Ch	4.509	<b>0.009</b>	2.817	<b>0.007</b>
Cu, 1B	4.078	<b>0.008</b>	2.419	<b>0.031</b>
Cu, 3B	3.575	<b>0.009</b>	1.863	0.064
Ch, 1B	3.191	<b>0.008</b>	1.977	<b>0.007</b>
Ch, 3B	2.205	<b>0.007</b>	1.496	<b>0.080</b>
1B, 3B	2.273	<b>0.009</b>	1.504	0.117
b.v. 2011		b.vi. 2012		
Ma, Cu	0.472	0.936	1.199	0.249
Ma, Ch	1.808	<b>0.007</b>	1.792	<b>0.007</b>
Ma, 1B	2.536	<b>0.009</b>	2.118	<b>0.007</b>
Ma, 3B	0.923	0.476	1.060	0.396
Cu, Ch	1.633	0.056	2.286	<b>0.008</b>
Cu, 1B	2.799	<b>0.015</b>	2.353	<b>0.008</b>
Cu, 3B	0.527	0.881	1.390	0.114
Ch, 1B	2.585	<b>0.009</b>	1.751	<b>0.025</b>
Ch, 3B	1.790	<b>0.038</b>	1.980	<b>0.007</b>
1B, 3B	2.337	<b>0.010</b>	2.233	<b>0.009</b>

c. Pruebas pareadas del término "sitios*año" para niveles del factor "año"				
c.i. Manchones			c.ii. Cuevones	
Grupos	t	P(perm)	t	P(perm)
2006, 2007	1.312	0.102	2.149	0.007
2007, 2009	2.290	<b>0.017</b>	1.774	0.024
2009, 2010	1.351	0.213	1.444	0.141
2010, 2011	2.681	<b>0.023</b>	1.510	0.112
2011, 2012	1.551	0.051	1.114	0.281
c.iii. Chitales			c. iv. Primera barrera	
2006, 2007	2.562	<b>0.007</b>	2.979	<b>0.008</b>
2007, 2009	3.674	<b>0.009</b>	3.745	<b>0.007</b>
2009, 2010	1.535	0.067	1.957	<b>0.040</b>
2010, 2011	1.964	<b>0.030</b>	1.697	0.064
2011, 2012	1.245	0.189	2.008	<b>0.008</b>
c.v. Tercer barrera				
2006, 2007	2.965	<b>0.008</b>		
2007, 2009	1.903	<b>0.016</b>		
2009, 2010	1.121	0.365		
2010, 2011	1.933	<b>0.008</b>		
2011, 2012	1.392	0.123		

Con base en el análisis SIMPER se pudo observar que la cobertura promedio de los componentes bentónicos varió entre cada arrecife, sin embargo las tendencias temporales individuales fueron similares y se vieron reflejadas en un análisis general a nivel de parque nacional que se describe a continuación. Los componentes que consistentemente contribuyeron con más del 50% a la composición bentónica fueron las macroalgas y los componentes abióticos, con excepción del 2011 donde se presentó un incremento en la cobertura de las algas calcáreas articuladas (Tabla II). El porcentaje de cobertura de las macroalgas fue mayor al 35%, con un máximo registrado de 53% en el 2007. En cuanto a los componentes abióticos, los porcentajes de cobertura no exceden el 30% registrado en el 2006 y 2010 (Fig. 4). La cobertura de coral no excedió el 10% de manera general y en la mayoría de los arrecifes, únicamente en la tercera barrera de Punta Nizuc se registraron coberturas mayores de 19% ( $\pm 9.19$ , 1DE) en el 2006 a 15% ( $\pm 8.22$ ) en el 2102.

Es importante hacer notar que la variación temporal en los porcentajes de cobertura de coral y macroalgas no fue significativa (Fig. 4). Es la variación en los otros componentes bentónicos lo que contribuye a las disimilitudes detectadas por el PERMANOVA, particularmente a partir del 2010 se observó una disminución en la cobertura de los componentes abióticos y el incremento en la cobertura de las algas calcáreas articuladas, algas costrosas coralinas y algas filamentosas (Fig. 4).

## Discusiones

Una de las herramientas más utilizadas para determinar el estado de conservación de los arrecifes coralinos ha sido el monitoreo de los componentes bentónicos, particularmente de corales y algas. Los corales son la base de la ruta bioconstruccional de los arrecifes que confieren estabilidad, complejidad estructural y diversidad de nichos para el establecimiento de otras especies (Done *et al.* 1996). Por su parte, las algas juegan distintos papeles

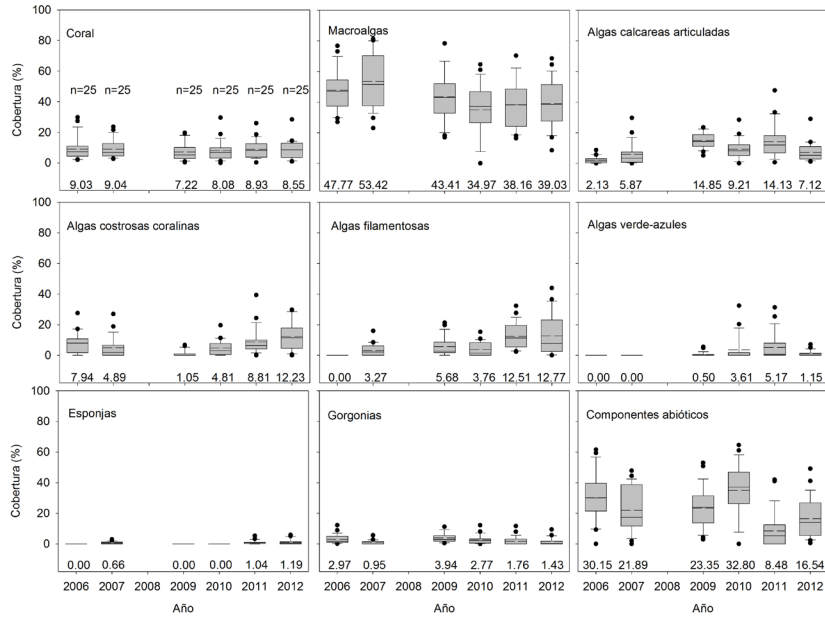


Figura 4. Gráficos de cajas de los componentes bentónicos de los arrecifes del Parque Nacional Cancún durante el periodo 2006-2012. La línea continua en la caja representa la mediana, la línea punteada el valor promedio. Las cajas representan el 25° y 75° percentil, los bigotes por arriba y por debajo de la caja son el 10° y 90° percentil respectivamente. Los puntos representan los valores extremos. El número por debajo de las cajas son los valores promedio de los componentes bentónicos.

Tabla II. Análisis de similitud promedio (SIMPER) a un corte de similitud del 50% en la estructura de la comunidad bentónica en los arrecifes de coral del Parque Nacional Cancún durante un periodo el 2006-2012. La contribución de los componentes se enlista en orden descendente a partir de la mayor contribución.

Grupo 2006, Sim Prom. 81.09					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	6.85	31.3	7.8	38.6	38.6
Componentes abióticos	5.24	21.52	2.59	26.54	65.14
Grupo 2007, Sim Prom. 74.23					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	7.21	31.86	4.52	42.92	42.92
Componentes abióticos	4.34	16.15	2.15	21.76	64.68
Grupo 2009, Sim. Prom. 80.32					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	6.49	26.48	5.21	32.98	32.98
Componentes abióticos	4.62	17.2	2.95	21.41	54.39
Grupo 2010, Sim. Prom. 69.23					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	5.57	20.37	2.07	29.43	29.43
Componentes abióticos	5.13	17.36	1.43	25.07	54.5

Grupo 2011, Sim. Prom. 73.08					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	6.14	22.84	4.72	31.25	31.25
A. calcáreas articuladas	3.5	11.49	2.5	15.72	46.97
Grupo 2012, Sim. Prom. 73.53					
Especies	Ab. Prom.	Sim. Prom.	Sim/DE	Contrib%	Acum.%
Macroalgas	6.12	23.02	4.58	31.3	31.3
Componentes abióticos	3.75	12	2.21	16.31	47.62
A. costrosas coralinas	3.16	9.65	1.74	13.12	60.74

dentro del ecosistema; por ejemplo, las algas costrosas coralinas hacen contribuciones importantes a la calcificación y construcción arrecifal como material de cementación (McCook 1999), además promueven el asentamiento y reclutamiento de larvas de algunos invertebrados incluyendo a los corales (Heyward & Negri 1999; Webster *et al.* 2012). Por otro lado, el grupo de las macroalgas que de manera natural se encuentra con abundancias relativamente bajas dentro de los arrecifes "saludables", tienden a incrementar su cobertura cuando el coral disminuye debido a sus características biológicas de rápido crecimiento poblacional y aprovechamiento de recursos; además, una vez asentadas tienen la capacidad de inhibir el establecimiento de los corales (McCook *et al.* 2001), por lo que un alto porcentaje de macroalgas es considerado indicativo de que los arrecifes se encuentran degradados (Gardner *et al.* 2003; Pandolfi *et al.* 2003).

En relación a los arrecifes de coral del Parque de Cancún, este trabajo es uno de los primeros en reportar la cobertura de los componentes bentónicos durante un periodo de seis años, lo cual es de gran importancia debido a que existen relativamente pocos antecedentes para la zona. Los análisis nos indican que existen diferencias significativas en la estructura de las comunidades bentónicas a nivel espacial y temporal (Tabla I), donde podemos observar que dentro de los primeros años de monitoreo (2006-2009) más del 50% del bentos estaba constituido únicamente por macroalgas y componentes abióticos. Es a partir del 2011 que las algas calcáreas

articuladas y costrosas coralinas contribuyen con un mayor peso dentro de la estructura de la comunidad a partir del incremento de su cobertura (Tabla II, Fig. 4). De manera general, los arrecifes son sistemas dinámicos que constantemente están sujetos a distintos disturbios que los afectan de manera diferencial según sea su intensidad, periodicidad y cercanía al arrecife (Connell 1997) por lo que las diferencias detectadas se pueden explicar a partir de las características propias de cada arrecife y la historia de disturbios a los cuales han estado expuestos (Hughes & Connell 1999). En específico, una año antes de que se iniciará este estudio (2005), la zona fue impactada por dos huracanes de categoría cinco: Emily en julio y Wilma en octubre, siendo éste último el que mayor impacto tuvo sobre los arrecifes del Parque de Cancún dada su trayectoria, principalmente en Punta Nizuc (McField *et al.*, 2008), por lo que las variaciones temporales bien podrían ser reflejo de la dinámica de sucesión entre los componentes bentónicos después del disturbio (*v.g.* disminución de los componentes abióticos e incrementos de macroalgas o algas coralinas articuladas).

Es importante hacer notar que la cobertura de las macroalgas (40-53%) domina sobre la de los corales (<10%) sin que estos dos grupos presenten variaciones significativas en los seis años de monitoreo (Fig. 4), lo cual sugiere que los arrecifes de coral del Parque de Cancún se encuentran deteriorados o en un aparente cambio de fase. Sin embargo, para efectivamente establecer lo anterior es necesario hacer una comparación respecto a una línea base de estos arrecifes antes de que fueran



afectados por el hombre. Existen muy pocos antecedentes para el Parque, por lo que el establecimiento de una línea base confiable puede ser complicado. Por principio, el registro más antiguo que se tiene es únicamente para los arrecifes de Punta Nizuc, con un valor promedio de 32% de cobertura coralina en 1981, sin que se haga mención de otros componentes bentónicos (Jordan *et al.* 1981). Después de esto no existen datos hasta 1996 para los arrecifes de Manchones y Cuevones durante un periodo de tres años (ReefKeeper, 2001). El cambio de 1996 a 1999 fue una disminución en la cobertura de coral en ambos arrecifes: Manchones de un 16% al 10% mientras que Cuevones de 36% al 21%. En estos reportes se incluyen valores de la cobertura de algas y componentes abióticos, los cuales fueron para Machones del 62% y 6% respectivamente en el año 1999, mientras que para Cuevones la mayor cobertura de algas fue de 54% en 1999 y de los componentes abióticos del 20% en 1998. Sin embargo, esta información específica para los arrecifes debe de ser tomada con cautela ya que tanto el esfuerzo de muestro como la técnica de monitoreo fue diferente, además de que no se especifica si el grupo de las algas involucra la suma de todos los grupos evaluados aquí o solamente las macroalgas.

Para el 2000-2001 la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) aporta información de los cinco arrecifes del Parque de Cancún, con valores de cobertura de coral entre 15-20% y de algas por arriba del 50% pero este valor involucra todos los grupos algas (ICRI, 2002). Por último, Jackson *et al.* (2014) realizaron una modelación del cambio en la condición de los arrecifes del Caribe desde 1970 hasta 2012. Estos autores establecieron distintas líneas base haciendo una división por zonas; los valores que corresponden al Caribe Mexicano son 50% de cobertura de coral en 1970 con una disminución hasta el 20-30% diez años más tarde. En cuanto a las macroalgas, los registros fueron a partir de 1992-93 y presentaban valores de aproximadamente el 30% de cobertura. Así, con base en esta información histórica, local y regional, podemos establecer que los arrecifes del Parque de Cancún efectivamente presentan

una disminución significativa en la cobertura de coral y un incremento importante en la cobertura de macroalgas, manifestándose el establecimiento de un cambio de fase arrecifal.

La condición en la cual se encuentran estos arrecifes es el resultado del impacto de distintos disturbios que se han manifestado tanto a nivel regional, como son la mortandad de corales por enfermedades (Aronson & Precht, 2001), blanqueamiento (Goreau *et al.* 2000) y la pérdida de grupos funcionales clave como los herbívoros (*v.g.* mortalidad masiva de *Diadema antillarum*, Phillipi 1845) (Beck *et al.* 2014; Lessios *et al.* 1984); así como a escala local, en el impacto de tormentas y huracanes de gran intensidad (Wilma 2005, McField *et al.* 2008), el crecimiento poblacional y desarrollo costero acelerado en la zona, la sobre-explotación de los recursos marinos, contaminación y reducción de la calidad del agua y el daño generado por rebasar la capacidad de carga turística de estos ecosistemas (Ardisson *et al.* 2011). La zona incluso está presentando otras características indeseables que son reflejo de la degradación ambiental, lo cual afecta la entrada de recursos a través del turismo. Por ejemplo, entre los meses de abril-agosto del 2015 se reportó la invasión masiva de restos de macroalgas en las playas del norte de Quintana Roo (principalmente del género *Sargassum*), ocasionando un malestar general entre la población local y turística (fuente: theguardian, 2015). El crecimiento excesivo de macroalgas es consecuencia directa del exceso de nutrientes en el ambiente costero (eutrofización) y el incremento en la dominancia de macroalgas en los ecosistemas arrecifales.

No obstante lo anterior, los arrecifes de coral del Parque de Cancún siguen siendo un importante atractivo turístico y proveedores de servicios que traen consigo una derrama económica significativa, pues Cancún es el primer lugar en afluencia turística del Caribe Mexicano (Henthorne & Miller, 2003). Por lo tanto, la detección de las fuentes potenciales responsables de estos cambios ambientales es una tarea urgente y prioritaria con la finalidad de poder implementar planes de manejo efectivos que contribuyan a la conservación

y protección de estos ecosistemas. Ya se ha reportado la recuperación de arrecifes de coral degradados una vez que la fuente de disturbio fue identificada y eliminada o disminuida (Graham *et al.* 2011), por lo que la potencial recuperación de los arrecifes debe de ser un aliciente para seguir trabajando en el manejo y protección de estos ecosistemas.

### Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SEMARNAT-CONANP) y las autoridades del Parque Nacional de la costa occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc: Jaime González Cano, Alejandro Vega, Roberto Ibarra y Arturo González. Su valioso apoyo contribuye directamente a la conservación de los ecosistemas arrecifales del Norte de Quintana Roo. Finalmente, agradecemos a los dos árbitros anónimos por sus comentarios y sugerencias que contribuyeron a mejorar el manuscrito original.

### Bibliografía

Almada-Villela, P.C., P.F. Sale, G. Gold-Bouchot & B. Kjerfve. 2003. Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM. Belice.

Anderson, M.J., R.N. Gorley, & K.R. Clarke. 2008. PERMANOVA + for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth UK: PRIMER-E.

Ardisson, P.L., M.A. May-kú, M.T. Herrera-Dorantes & A. Arellano-Guillermo. 2011. The Mesoamerican Barrier Reef System-Mexico: consideration for its designation as a particularly sensitive sea area. *Hidrobiológica* 21(3): 261-280.

Aronson, R.B., & W.F. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia* 460(1): 25-38.

Beck, G., R. Miller & J. Ebersole. 2014. Mass mortality and slow recovery of *Diadema antillarum*: Could compromised immunity be a factor? *Marine Biology* 161(5): 1001-1013.

Bellwood, D.R., T.P. Hughes, C. Folke & M. Nyström. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429(1): 827-33.

Bozec, Y., G. Acosta-González, E. Núñez-Lara & J.E. Arias-González. 2008. Impacts of coastal development on ecosystem structure and function of Yucatan coral reefs, Mexico. p. 7, In: *Proceeding of the 11th International Coral Reef Symposium*. Ft. Lauderdale, Florida.

Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2a ed., PRIMER-E\_ Plymouth.

Connell, J.H. 1997. Disturbance and recovery of coral assemblages. *Coral Reefs* 16(1): S101-S113.

Díaz-Ruiz, S., A. Aguirre-León & J.E. Arias-González. 1998. Habitat interdependence in coral reef ecosystems: a case study in a Mexican Caribbean reef. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1(1): 387-397.

Done, T.J. 1992. Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia* 247(1-3): 121-132.

Done, T.J., J.C. Ogden, W.J. Wiebe & B.R. Rosen. 1996. Biodiversity and ecosystem function of Coral Reef. In: Mooney, H.A., J.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala & E.D. Schulze (eds.), *Functional Roles of Biodiversity: A global Perspective*.

Gardner, T.A., I.M. Côté, J.A. Grant & A.R. Watkinson. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301(5635): 958-60.

Goreau, T., T. McClanahan, R. Hayes & A. Strong. 2000. Conservation of Coral Reefs after the 1998 Global Bleaching Event. *Conservation Biology* 14(1): 5-15.

Graham, N.A.J., K.L. Nash & J.T. Kool. 2011. Coral reef recovery dynamics in a changing world. *Coral Reefs* 30(2): 283-294.

Graham, N.A.J., S.K. Wilson, S. Jennings, N.V.C. Polunin, J.P. Bijoux & J. Robinson. 2006. Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103(22): 8425-9.

Henthorne, T.L. & M.M. Miller. 2003. Cuban Tourism in the Caribbean Context: A Regional Impact Assessment. *Journal of Travel Research* 42(1): 84-93.

Heyward, A.J. & A.P. Negri. 1999. Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs* 18(3): 273-279.

Hughes, T.P., A.H. Baird, D.R. Bellwood, M. Card, S.R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J.B.C. Jackson, J. kleypas, J.M. Lough, P. Marshall, M. Nyström, S.R. Palumbi, J.M. Pandolfi, B. Rossen & J. Roughgarden. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301(5635): 929-33.

Hughes, T.P. & J.H. Connell. 1999. Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnology and Oceanography* 44(3-2): 932-940.

Hughes, T.P., M.J. Rodrigues, D.R. Bellwood, D. Ceccarelli, O. Hoegh-Guldberg, L. McCook, N. Moltschanivskyj, M.S. Pratchett, R.S. Stenbeck & B. Willis. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology* 17(4): 360-365.

- ICRI. 2002. Regional Workshop for the Tropical Americas. Cancún; Mexico.
- INE. 1998. Programa de manejo Parque Marino Nacional Costa Occidental de Isla Mujeres, Punta Cancún y Punta Nizuc, México. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F.
- INEGI. 2015. Censo de Población y Vivienda (1990-2010). Tabulados básicos por entidad y municipio: Quintana Roo, México. Consultado el 01 mayo de 2015: [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx).
- Jackson, J., M. Donovan, K. Cramer & V. Lam. 2014. Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970-2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN Switzerland.
- Jordan, E., M. Merino, O. Moreno & E. Martin. 1981. Community structure of coral reefs in the Mexican Caribbean. p 303, In: Proceeding of the fourth international Coral Reef symposium. Manila.
- Knowlton, N. 1992. Thresholds and Multiple Stable States in Coral Reef Community Dynamics. *Integrative and Comparative Biology* 32(6): 674-682.
- Lessios, H.A., D.R. Robertson & J.D. Cubitt. 1984. Spread of diadema mass mortality through the Caribbean. *Science* 226(4672): 335-337.
- McCook, L.J. 1999. Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 18(4): 357-367.
- McCook, L.J., J. Jompa & G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs* 19(4): 400-417.
- McField, M., N. Bood, A. Fonseca, A. Arrivillaga, A. Franquesa-Rinos & R.M. Loreto-Viruel. 2008. Status of the Mesoamerican Reef after the 2005 coral bleaching event (pp. 45-60). In: Wilkinson, C. & D. Souther (eds.), Status of Caribbean coral reefs after bleaching and hurricanes in 2005. Townsville: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center.
- Moberg, F. & C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29(2): 215-233.
- Núñez-Lara, E., J.E. Arias-González & P. Legendre. 2005. Spatial patterns of Yucatan reef fish communities: Testing models using a multi-scale survey design. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 324(2): 157-169.
- Pandolfi, J. M., R.H. Bradbury, E. Sala, T.P. Hughes, K. Bjorndal, R.G. Cooke, D. McArdle, L. McClenachan, M.J.H. Newman, G. Paredes, R.R. Warner & J.B.C. Jackson. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301(5635): 955-958.
- ReefKeeper. 2001. ReefGuardian International. Consultado el 28 de octubre del 2015: <http://reefguardian.org/>
- Rodríguez-Zaragoza, F.A. & J.E. Arias-González. 2015. Coral biodiversity and bio-construction in the northern sector of the mesoamerican reef system. *Frontiers in Marine Science* 2(1): 1-16.
- SEDETUR. 2015. Indicadores turísticos del Estado de Quintana Roo. Consultado el 08 de julio del 2015: <http://sedetur.qroo.gob.mx/index.php/estadisticas/indicadores-turisticos>.
- Suárez González, I. 2005. Bases ecológicas para la conservación de un arrecife coralino del Caribe Mexicano. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur.
- Webster, N.S., S. Uthicke, E.S. Botté, F. Flores & A.P. Negri. 2012. Ocean acidification reduces induction of coral settlement by crustose coralline algae. *Global Change Biology* 19(1): 303-315.

**Recibido:** 14 de septiembre de 2015

**Aceptado:** 12 de noviembre de 2015

# UNIVERSIDAD DEL MAR

*Campus Puerto Escondido*

División de Estudios de Posgrado



## *Maestría en Ciencias Genómicas*

Líneas de Investigación:

- Biotecnología
- Genética y Genómica
- Sanidad animal

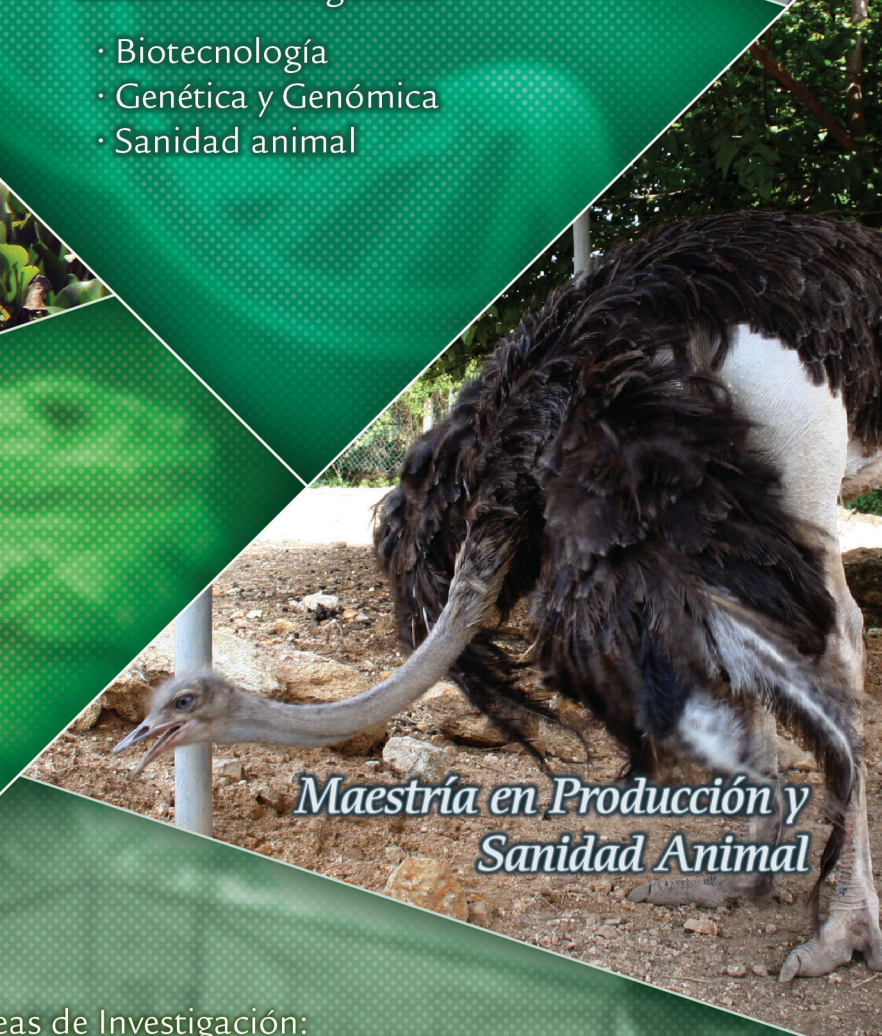


## *Maestría en Ciencias: Manejo de Fauna Silvestre*

Líneas de Investigación:

- Ecología y Conservación de la Fauna silvestre
- Desarrollo sustentable
- Interacciones biológicas

*Becas CONACYT*



## *Maestría en Producción y Sanidad Animal*

Líneas de Investigación:

- Producción animal en especies convencionales y no convencionales
- Socio-economía de la producción pecuaria
- Sanidad animal

## Informes

Dra. María del Rosario Enríquez Rosado  
Jefa de la División e Estudios de Posgrado  
Tel. (958) 584 3057 Ext. 111  
Fax. (958) 584 3078  
posgrado@huatulco.umar.mx

[www.umar.mx](http://www.umar.mx)