



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México



**ESTRUCTURA COMUNITARIA DE COMPONENTES
ARRECIFALES EN DOS PARQUES NACIONALES Y SU USO
COMO INDICADOR EN CUESTIONES DE MANEJO Y
CONSERVACIÓN**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

Maestro en Ciencias
(Biología Marina)

p r e s e n t a

JUAN JOSÉ BARAJAS PIÑA

Director de Tesis: DR. HÉCTOR REYES BONILLA
Comité Tutorial: DR. HORACIO PÉREZ ESPAÑA
DR. ERIC JORDÁN DAHLGREN
DRA. MA. LUISA MACHAÍN CASTILLO
DRA. HILDA PATRICIA LEÓN TEJERA
Asesor Externo: M. en C. MARGARITO ÁLVAREZ RUBIO

México D. F. 2009.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

Este trabajo lo dedico a:

Mi madre María Gloria Piña González por su gran fuerza y amor.

Mi hermano Francisco Javier Barajas Piña por su apoyo y compañía incondicional.

Por ser las personas que más amo en la vida. Esto es para ustedes, por ustedes y de ustedes. Gracias por su cariño y por confiar en mí.



Ollin es el movimiento y la inquietud creadora que lleva a las personas al conocimiento, es el motor que está detrás de todo lo que acontece en mi vida....

|O|R|G|U|L|L|O|- |A|Z|U|L|-|Y|-|O|R|O|

AGRADECIMIENTOS

Durante este proceso personal y profesional, tuve la oportunidad de conocer a grandes seres humanos. A todas ello(a)s que colaboraron de alguna u otra forma en la realización de esta tesis, mi más profundo agradecimiento, en especial:

A mi Mamichi, por apoyarme durante todo este tiempo, por el ejemplo de lucha y coraje, por ser por ser la mejor madre del universo y por darme todo tú cariño y amor en cada mirada.

A mi hermano Pacoy, por ser siempre mi cómplice y convivir día a día conmigo, por alentarme, por su buen sentido del humor, alegría, simpatía, afecto y amistad. Agradezco tener a mi lado a un compañero y amigo como tú, eres la neta.

Mi más sincero agradecimiento a mi director de tesis y amigo, Dr. Héctor Reyes Bonilla, por permitirme participar dentro su equipo de trabajo, pero sobre todo por su amistad, confianza, apoyo total y guía profesional.

Al Dr. Horacio Pérez España por su valiosa asesoría y excelente guía durante la elaboración de este trabajo, como para el logro de las salidas de campo. Gracias Don Horacio, por confiar en mí, por tu gran corazón, sencillez, paciencia y amistad.

A los miembros de mi comité, Dra. María Luisa Machaín Castillo, M. en C. Margarito Álvarez Rubio, Dra. Hilda Patricia León Tejera y Dr. Eric Jordán Dahlgren, por sus aportes, sugerencias, correcciones, invaluable consejos y por brindarme su amistad.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por recibir de ella la mejor preparación académica, científica y personal. Simplemente por ser la UNAM.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la formación académica y financiamiento para la realización de este trabajo, así como los dos extraordinarios años de maestría.

Al Departamento de Servicios Escolares del ICMyL especialmente a la Dra. Gloria Villaclara, Diana, Lupita, Chantal y Gaby, por su apoyo con los trámites escolares, por sus facilidades y apoyo, pero sobretodo por su trato amable y paciencia. Excelentes y encantadoras personas.

A mis PUMAS de la Universidad Nacional Autónoma de México y al templo universitario que me resguardaba cada quince días. ¡GOYA! ¡GOYA! ¡CACHUN, CACHUN, RA, RA! ¡CACHUN, CACHUN, RA, RA! ¡GOYA! ¡¡¡UNIVERSIDAD!!!.

A toda la familia Barajas, de manera muy especial a mi Abuelita (Tita), Tíos (Gerardo-Lalo, Javier-Bala, Gabriel-Gabys y Marco Antonio-Toño, Tías (Amelia, Tere, Ruth, Claudia y Chata) por el apoyo moral y confianza que siempre me han brindado. A mis primos: Marco (Pacha), Carlos (Urky), Mario (Majin), Juan Paulo (Tato), Gaby (Morena), Diana (Gigi), Miguel (Pato), Ameyali (Hermosa mujer), Gerardito (Champion), Alex (Titi), Andrea (Colchero), Juan (Balita), Saúl (Cría), Gabriel (Kikin) y Marianita, por su apoyo incondicional, confianza y cariño.

A todos los OLLINES: Paco (Gemelo), Oscar (Oscarin), Hugo (Mosco,)Isaac (Chino), Marco (Aromas), Mario (Mayin), Alan Noé (Teodoro), Alberto (Flavio Peluche) y por los que alguna vez tocaron o se aventaron un palomazo con nosotros (Luisito-Sax, Mauricio-Roñas, Eduardo-Bolas, Diego Chacon, Douglas, Víctor-Chacal, etc.), gracias por su tiempo y todos los momentos ilustres que hemos compartido, por brindarme la sensación de explayarnos juntos

y tener esta vibra tan especial. Por la amistad incondicional que siempre nos ha mantenido unidos. Con todo Ollines!!!

A la familia Coral Meza (Sra. Mary, Sr. Javier, Oscar, Hugo, Isaac y Edna), por su abrirme las puertas de su casa y considerarme como parte de ella. Ustedes también son parte de la mía.

A Esmeralda Hernández Hernández por ayudarnos a cuidar a mamá, por su paciencia y por ser hasta ahora un apoyo invaluable en mi familia. Gracias de todo corazón.

A todos mis amigos, compillas, bohemios y bailadores de la universidad, en especial a Diego Viramontes (Yuca), Marina Hiraes (Morenita), Geremias Sánchez (Geremy), Laura Escobosa (Tetey), Pablo Lobera (Pablite), Lucia Santos (Lu), Socorro González (Coco), Carmina Arroyo, Lucia Corral (Pequelu), Sarai Esquivel (Chara), Benjamín Troyo (Benjas), René Troyo (Cuajo), Joel Ibarra, Araceli Rojas, Christian Zavala (Chilango), Eloisa Robles (Morrilla), Leonardo Santamaría (Leo), Alicia Medina (Alix), Rubén García (Burro), Orso Angulo (Orsillo) y Liza Gómez. Le agradezco el estar siempre conmigo en las buenas y en las malas, por todos los buenos ratos, por tantas pláticas, consejos, desveladas y como olvidar aquellas parrandas memorables.

A Uriel Mendoza Vargas por compartir su sinceridad, apoyo y amistad, por los momentos que hemos coexistido en el D.F. y en La Paz. Ahora, no puedo dejar a mencionar a tus seres amados, Nataly y el pequeño Tlacaheel, gracias por todo.

Al Arq. David Olguín y a la Lic. Luz María, por la hospitalidad y estancia en el puerto jarocho, por su sincera y honorable amistad, apoyo, cariño y confianza. Gracias Lucunters!

A mis compañeros y amigos de la Maestría: Talina Ruiz, Ethel Celaya (Ethelilla), Luis Fernando (Amibo), Enrique Quintero (Kikin), Leonardo Tenorio (Leo), Isis Martínez, Miriam Nuñez y María (Caguich), por su buena vibra, consejos y apoyo que han tenido conmigo.

A mis hermanos de la verdadera y única reef band: Mauro Guadarrama, Edgar (Edgarillo), Roberto (La Roberta), Romeo Saldívar (Cayú) y Saúl Romero, por su disposición, entrega y carácter. Animo y que no se pierda lo fashion!!!

A mis amigas y compañeras en la vida, Janett Bautista (Hanna), Beatriz Flores (China), Karla Albarran (Kyna), Astrid Ruiz (Cuchurumina), Anahí Palma, Ingrid Hernández, Sara Melo (Koala), Caro Ruiz, Belén Trejo, Fabiola Butanda y Cristina Tapia por hacerme la vida más interesante y amena, por sus valiosos consejos y su vital apoyo.

A las chicas del mil veces heroico Colombia 406, (Dulce, Lore y Edith), por adoptarme en momentos difíciles y brindándome absoluta confianza, apoyo y amistad.

Al laboratorio de Micropaleología del ICMYL, en especial a la Dra. Ma. Luisa Machain por haberme permitido trabajar y brindado un lugar dentro de él. Gracias Circe (Circilla), Paty (Patylu), Bárbara (Barbitones), Angela, Day, Alba, Toño y Gabriel, por compartir el espacio y crear un ambiente agradable de trabajo, además de compartir tantos inolvidables momentos de guardias y horas de descanso en el B/O EL PUMA. Al tío Capi Barajas, Triana, Abel, Güero, Don Ramón, Adrián y Cantú.

Al departamento de Estudios e Ingeniería Ambiental de Comisión Federal de Electricidad, específicamente al personal de la oficina de estudios ambientales.

ÍNDICE

Resumen	<i>i</i>
1 INTRODUCCIÓN	1
2 ANTECEDENTES	5
2.1. Comparaciones regionales	5
2.2. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV)	6
2.3. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC)	7
3 ÁREA DE ESTUDIO	10
3.1. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV)	10
3.2. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC)	13
4 JUSTIFICACIÓN	16
5 OBJETIVOS	17
5.1. Objetivo General	17
5.2. Objetivos Específicos	17
6 METODOLOGÍA	18
6.1. Análisis Ecológicos	19
6.2. Análisis Estadísticos	22
6.2.1. Comparación de estructura comunitaria	22
6.2.2. Análisis de Conglomerados	22
6.2.3. Realización del índice de estado de salud arrecifal	23
6.2.3.1. Análisis de componentes principales (PCA)	23
6.2.3.2. Análisis Multicriterio (MCA)	24
6.2.4. Variables predictoras del estado de salud arrecifal	25
6.2.5. Implementación de diagramas de control en monitoreo de salud arrecifal	25
7 RESULTADOS	27
7.1. Análisis de la estructura comunitaria	27
7.2. Análisis estadísticos	31
7.2.1. Comparación de estructura comunitaria: variables ecológicas	31
7.2.2. Correlaciones entre prevalencia de enfermedades y variables ecológicas	35
7.2.3. Análisis de Conglomerados	35
7.2.4. Análisis de componentes principales	37

7.2.5. Análisis multicriterio, como criterio de decisión	39
7.2.6. Correlación de variables ecológicas y escala de salud arrecifal	40
7.2.7. Gráficos de control de la calidad y salud arrecifal	41
8 DISCUSIÓN	43
8.1. Consideraciones generales	43
8.2. Estructura comunitaria	45
8.2.1. Composición arrecifal, riqueza y abundancia de especies . .	45
8.2.2. Cobertura coralina	48
8.2.3. Enfermedades de coral	50
8.2.4. Índices ecológicos	53
8.3. Análisis de Conglomerados	55
8.4. Índice de estado de salud arrecifal (Componentes principales y análisis multicriterio)	56
8.5. Biodiversidad, salud arrecifal e indicadores ecológicos como variables predictoras	59
8.6. Gráficos de control, utilidad práctica en cuestiones de manejo y conservación	61
9 CONCLUSIONES	63
10 LITERATURA CITADA	65

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Localización del área de estudio y situación de los arrecifes en el Parque Marino Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV)	10
Figura 2 Localización del área de estudio y situación de los arrecifes del Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC)	13
Figura 3 Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de corales en cada Parque Nacional	32
Figura 4 Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de peces en cada Parque Nacional	33
Figura 5 Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de equinodermos en cada Parque Nacional	34
Figura 6 Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a corales de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV)	36
Figura 7 Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a peces de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV)	36

	Página
Figura 8 Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a equinodermos de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV) . . .	37
Figura 9 Gráfico resultante del análisis de componentes principales (PCA)	38
Figura 10 Gráficos de control de calidad para el índice de Diversidad de Shannon (H'_{n}) correspondiente a corales, peces y equinodermos en los dos parques nacionales	42

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1 Arrecifes de estudio en los dos Parques Nacionales	18
Tabla 2 Fechas de muestreo y número de transectos para los tres taxa (corales, peces y equinodermos) en el PNAC y PNSAV	19
Tabla 3 Grupos taxonómicos encontrados en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	27
Tabla 4 Resumen de variables ecológicas promedio \pm desviación estándar correspondientes a corales, peces y equinodermos en seis arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel	29
Tabla 5 Resumen de variables ecológicas promedio \pm desviación estándar correspondientes a corales, peces y equinodermos en seis arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	30
Tabla 6 Resultados de las pruebas t-Student-Potencia (t), Mann-Whitney (U) y poder estadístico (1- β) para variables ecológicas entre los dos parques nacionales	31
Tabla 7 Resumen de los coeficientes de correlación de Pearson y Spearman entre la prevalencia de enfermedades y las variables ecológicas de corales en los dos parques nacionales .	35
Tabla 8 Eigenvalores obtenidos a partir del análisis de componentes principales	37
Tabla 9 Coeficientes de correlación de las variables ecológicas en cada factor, obtenidos en el análisis de componentes principales . .	39
Tabla 10 Ponderación obtenida a partir del análisis multicriterio para los seis arrecifes del PNSAV y del PNAC	40
Tabla 11 Escala de salud arrecifal obtenida mediante el análisis de componentes principales y el análisis multicriterio	40
Tabla 12 Coeficientes de correlación de las variables ecológicas respecto a la escala de calidad arrecifal	41

RESUMEN

ESTRUCTURA COMUNITARIA DE COMPONENTES ARRECIFALES EN DOS PARQUES NACIONALES Y SU USO COMO INDICADOR EN CUESTIONES DE MANEJO Y CONSERVACIÓN

En México, los arrecifes coralinos más importantes se distribuyen en el Golfo de México y Mar Caribe y constituyen por su tamaño y número de especies la reserva coralina más importante del país. Sin embargo, por décadas han recibido alteraciones humanas o naturales de gran magnitud que no han sido analizadas a detalle. Por tanto, con el objetivo de describir y comparar la estructura comunitaria de arrecifes coralinos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) y del Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), se evaluó su calidad relativa con base en la estructura comunitaria de corales, peces y equinodermos. Se realizaron muestreos mediante transectos con base a lo estipulado en el Programa de Monitoreo Sinóptico (SAM), aplicando un total de 365 en el PNAC y 198 en el PNSAV. Con los datos obtenidos por cada taxa se calcularon los siguientes parámetros: cobertura y enfermedades de coral, riqueza (S), abundancia (N), diversidad (H'), equidad (J') y distintividad taxonómica (Δ^*). Los resultados indican que las variables ecológicas tuvieron diferencias significativas entre los dos parques, y de manera general se observa que las cifras más altas corresponden a arrecifes del PNSAV. Esta diferencia puede explicarse por los diferentes factores bióticos y abióticos presentes en cada parque nacional, ya que determinan el comportamiento, el grado de heterogeneidad ambiental y la estructura de la comunidad de corales, peces y equinodermos en sentido espacial y temporal en este trabajo. Las correlaciones entre la prevalencia de enfermedades y las variables ecológicas de corales fueron bajas y no significativas, sin embargo, ello no implica que a largo plazo el proceso degenerativo de las enfermedades no tenga un impacto sobre la estructura coralina y en el ecosistema arrecifal en general. Por otra parte, el análisis de conglomerados y discriminante para cada taxa evidenció dos grupos, cada uno compuesto por arrecifes pertenecientes a cada parque, la única excepción fueron los equinodermos, probablemente dada su baja abundancia en general. En adición se construyó un índice de estado de salud arrecifal mediante un análisis de componentes principales y un análisis multicriterio. El índice determinó que los arrecifes que presentaron mejores condiciones fueron Dalila, Colombia (PNAC), Santiaguillo e Isla Verde (PNSAV); los arrecifes de calidad media fueron Paraíso, Yucab (PNAC), Isla de Enmedio y Blanca (PNSAV); y entre los de baja calidad estuvieron Chankana'ab, Paso del Cedral (PNAC), Pájaros e Isla Sacrificios (PNSAV). A partir del análisis se sugiere emplear las variables abundancia y cobertura coralina, abundancia de peces y riqueza de equinodermos, con el fin de utilizarse en programas de monitoreo y evaluación. Finalmente se implementó el uso de gráficos de control para tener una representación gráfica del índice de diversidad, y monitorear la calidad ambiental. Se encontraron puntos críticos en diferentes arrecifes lo que indica que existe alguna causa especial de variación en la estructura comunitaria, y por ende, los sitios deberán ser analizados a mayor detalle para poder atribuir la causa de dicha variación. En general, el estado y preservación de los arrecifes coralinos del Golfo de México y Caribe Mexicano está determinado en gran medida por la naturaleza e intensidad de las fuentes de impacto (naturales e inducidos) en cada región.

1. INTRODUCCIÓN.

Los arrecifes de coral son estructuras marinas, biogénicas, formadas por esqueletos de corales asociados simbióticamente a zooxantelas y cementados por el depósito y consolidación de fragmentos de carbonato provenientes de organismos calcáreos (Gutiérrez *et al.*, 1993). Los arrecifes constituyen uno de los ecosistemas biológicamente más productivos y heterogéneos del medio marino, por tanto son sistemas complejos y presentan una alta biodiversidad de especies (Paulay, 1996; Birkeland, 1997; Hoegh-Guldberg, 2004).

El ecosistema arrecifal se caracteriza porque en él se ha establecido una comunidad biológica sumamente resistente (Chávez e Hidalgo, 1988; Jackson, 1997) y presentan una distribución limitada a latitudes tropicales (30 °N y 30 °S) donde la temperatura media es mayor a 20 °C, la salinidad fluctúa entre 32 y 35 ups, la transparencia de las aguas es alta dado a una carga muy baja de sedimentos; y buena iluminación y baja concentración de nutrientes en la columna de agua (Buddemeir y Kinzie, 1976; Paulay, 1996; Spalding, 2004). Entre las principales funciones ecológicas de los arrecifes está proteger la línea de costa del oleaje y huracanes, reciclaje de nutrientes y el proveer refugio para especies en etapas juveniles. Por todo ello, estos ecosistemas constituyen una fuente de recursos de gran importancia para la población (Crossland *et al.*, 1991; Bastida-Zavala *et al.*, 2000; Ahmed *et al.*, 2007).

En la últimas décadas, las comunidades arrecifales en el mundo han estado sometidas a condiciones de estrés que resultan de la combinación de causas naturales y antropogénicas (Williams y Bunkley-Williams, 2000; Kramer, 2003; Weil, 2004). En nuestro país, se tiene un extenso conocimiento de los arrecifes coralinos, siendo los más importantes por su tamaño y número de especies los del Golfo de México en Veracruz y los de la Península de Yucatán en Quintana Roo (Gutiérrez *et al.*, 1993). Sin embargo, ambos sistemas presentan un fenómeno común: están en peligro de sufrir un “cambio de fase”, es decir, que debido al deterioro de los corales, estos pasen a ser substituidos por algas (Bastida-Zavala *et al.*, 2000; Kramer *et al.*, 2000; Aronson y Precht, 2001; Jordán-Dahlgren, 2004). Este cambio en el estado de salud arrecifal podría afectar en gran medida el soporte económico y social que los arrecifes brindan (Hoegh-Guldberg, 2004).

Los agentes causales de la mala situación de los arrecifes son múltiples, aunque se reconocen algunos de mayor importancia: la drástica disminución de macro-herbívoros causado por la explotación y pesca destructiva, y el aumento de descargas de sedimentos y materia orgánica en los sitios costeros asociados (Jackson, 1997; Bastida-Zavala *et al.*, 2000; Ruiz-Zarate *et al.*, 2003). Otros problemas a que pueden estar sujetas estas comunidades a futuro incluyen al cambio climático global y la elevación del nivel medio del mar (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Silverman *et al.*, 2004). Estas influencias pueden llegar a manifestarse en un incremento del estrés fisiológico de los corales y posiblemente en eventos como aumento en la incidencia de enfermedades y blanqueamientos coralinos, que eventualmente traiga como consecuencia gran deterioro irreversible de la estructura comunitaria (Connell *et al.*, 1997; Hoegh-Guldberg, 2004).

La estructura comunitaria de corales, peces y equinodermos es muy variable en sentido espacial y temporal (Glynn, 1976); y es resultado de una dinámica generada por tres conjuntos de factores principales: 1) la naturaleza e intensidad de los gradientes fisicoquímicos y biológicos; 2) la composición específica y el tiempo de desarrollo de la comunidad y 3) la magnitud y frecuencia de perturbaciones que la afectan (Jordán-Dahlgren, 1993; Connell *et al.*, 2004). El conocimiento detallado de las características ecológicas de los arrecifes es importante y necesario para la identificación oportuna de las perturbaciones (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997). La información que se utiliza para entender la dinámica en un arrecife, se obtiene de un análisis de estructura comunitaria basada en índices ecológicos, en pequeñas secciones arrecifales principalmente dirigidos a grupos clave dentro del ecosistema, entre los cuales se encuentran los: corales, peces y equinodermos (Jordán-Dahlgren, 1988; Hawkins *et al.*, 2000).

El monitoreo representa la recolección de información sobre el estado de un sistema y el análisis de sus cambios a través del tiempo, con el fin de identificar las fluctuaciones naturales de los parámetros y separarlas de los cambios inducidos por impactos antropogénicos (Brown y Howard, 1985). Los programas de monitoreo biológico son ampliamente utilizados alrededor del mundo y son considerados como una importante herramienta en la evaluación y manejo de los arrecifes coralinos (Arias-González *et al.*, 2002; Wilkinson, 2002). Sin embargo, las numerosas mediciones que se requieren para ofrecer una representación espacial detallada de la comunidad coralina, consumen mucho

tiempo, esfuerzo y costo (Jordán-Dahlgren *et al.*, 1981). Por tanto, con el fin de aumentar la eficiencia de los monitoreos, se eligen parámetros clave que han sido llamados indicadores ecológicos; estos brindan información acerca de la estructura, función y composición del ecosistema, y describen y evalúan la condición del medio en relación a una serie de fenómenos ambientales y ecológicos (Dale y Beyeler, 2001; Venturelli y Galli, 2006; Müller y Lenz, 2006). Además los indicadores proveen señales que resumen información sobre cambios en el medio y ayuda a identificar las causas que originan el disturbio ambiental (Soule y Kleppel, 1998; Dale y Beyeler, 2001). De esta manera, pueden ser utilizados para evaluar la salud del ecosistema arrecifal y su gestión (Kurtz *et al.*, 2001; Coulson y Joyce, 2006).

La idea de aplicar una valoración para reconocer la “salud de un ecosistema” surgió desde la década de los 80’s (Jorgensen, 2005). Para este término se han sugerido un número diverso de definiciones y acercamientos (e.g., Constanza, 1992; Constanza *et al.*, 1992; Suter, 1993; Rapport *et al.*, 1998; Wilcox 2001). Indiscutiblemente, no existe una definición sencilla y exacta que describa lo que es un ecosistema saludable, no obstante, el marco conceptual de un arrecife saludable se basa en los elementos fundamentales de la estructura, estabilidad, balance y función del ecosistema, así como en los factores humanos y sociales que los afectan (Kramer, 2003; Wells, 2005; McField y Kramer, 2007). También, la presencia de especies indicadoras; el mantenimiento de ciertos procesos naturales claves, como la herbivoría; o, simplemente, que el arrecife se encuentra en iguales condiciones (funcionales y estructurales) después de un disturbio (Hatcher, 1997; McField y Kramer, 2007).

La importancia de evaluar el estado de salud de los arrecifes coralinos permite tener una idea más clara de cuales son los factores que los afectan y así se abre la posibilidad de tomar decisiones más efectivas para preservar su estructura (Garza-Pérez y Arias-González, 2001). A medida que la condición de los arrecifes de coral se va deteriorando, surge la necesidad de un manejo más efectivo para evaluar, proteger y conservar los componentes de los ecosistemas arrecifales (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Oliver *et al.*, 2004); sin embargo, el establecimiento de este tipo de estrategias es una tarea bastante compleja. Considerando que en nuestro país, los arrecifes de coral constituyen una fuente importante de recursos económicos, culturales y nutricionales para la población, existe

interés en proteger sus recursos naturales y comunidades biológicas (Jordán-Dahlgren *et al.*, 1980; Arias-González *et al.*, 2002; Reyes-Bonilla, 2003), y ello lleva a conducir investigaciones científicas que eventualmente puedan tener un impacto en la conservación de los recursos.

La presente tesis esta inmersa en esta filosofía y trata de describir y comparar la estructura comunitaria de arrecifes del Golfo de México y el Caribe Mexicano, específicamente del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) y del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC), respectivamente. Así también, se pretende evaluar en que condiciones de estado de salud se encuentran dichos arrecifes, con base en variables respuesta de la estructura comunitaria (parámetros e índices ecológicos) de grupos clave como: corales, peces y equinodermos.

2. ANTECEDENTES.

2.1. Comparaciones regionales.

Los estudios que se han realizado en México referentes a la comparación de composición y estructura de sistemas arrecifales regionales han sido relativamente pocos, mucho menos analizando varios grupos en conjunto. Sin embargo, destacan los trabajos de Tunnell (1988), quien analizó arrecifes coralinos del suroeste del Golfo de México y Caribe mexicano, encontrando mayor diversidad de organismos en esta última región; y los de Gutiérrez *et al.*, (1993) quienes realizaron una comparación del Sistema Arrecifal Veracruzano y del Sistema Arrecifal de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, así como una descripción de la zonación en ambos lugares. Ellos determinaron que los arrecifes de Quintana Roo tienen una riqueza mayor a los de Veracruz, debido a que el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) presenta una con mayor tasa de sedimentación y fluctuación de la temperatura del agua.

Carricart-Ganivet y Horta-Puga (1993) llevaron a cabo una breve descripción de los arrecifes coralinos del Golfo de México y en el Caribe mexicano, así como de los factores ambientales y antropogénicos que los deterioran, considerando como deterioro al aumento de la temperatura, cambio de corrientes, aumento en descargas de ríos, disminución en la salinidad, fuerza de vientos y oleaje, mientras que Horta-Puga y Carricart-Ganivet (1993) elaboran por primera vez la lista taxonómica de corales pétreos recientes de México, reportando las especies de corales escleractinios para el Atlántico mexicano. También en 1993, Jordán-Dahlgren realizó una descripción del cambio gradual de la geomorfología arrecifal y en la estructura comunitaria que resulta del efecto del gradiente ambiental que existe del Caribe al Golfo de México, así como de los forzamientos externos a los que se ven influenciados. Este autor encontró una evidente reducción gradual del número de especies del Caribe hacia el Golfo y que son pocas las especies capaces de constituir poblaciones abundantes.

En años posteriores se hicieron algunas mejoras a los estudios de revisión citados. Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez (2003) analizaron e integraron la información disponible sobre las comunidades de arrecifes coralinos del Atlántico mexicano, así como de las perturbaciones naturales (climáticas y biológicas) y antropogénicas que los afectan, y

evaluaron la condición de la comunidad coralina. Dichos autores reportaron asimismo las diferencias en conectividad oceánica e influencia terrestre para delimitar tres sistemas arrecifales: el Caribe, Banco de Campeche y Suroeste del Golfo de México.

Por otra parte también, existe un gran interés en el desarrollo de metodologías de monitoreo que puedan ser utilizadas en áreas geográficas a gran escala. En el área que comprende el PNSAV y el PNAC se han aplicado distintos métodos para conocer la condición de salud de los arrecifes, entre los cuales se incluyen: Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, (AGRRA, 1999 y 2002; www.agrra.org), REEF (www.reef.org), Reef Check, (www.reefcheck.org) Caribbean Coastal and Marine Productivity (CARICOMP, 2001), Caribbean Planning for Adaptation to Climate Change (CPACC, 2000; Kramer, 2003). Existen también universidades e instituciones involucradas el monitoreo de estos sitios, tales como: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Amigos de Sian Ka'an, Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Universidad Veracruzana (UV), entre los más importantes. De manera desafortunada, son pocos y no notables los escritos científicos publicados generados por estas evaluaciones, ya que generalmente se expresan como reportes técnicos de poca difusión y la disgregación de esta información dificulta de forma seria su uso con fines de planeación y manejo (Jiménez-Hernández *et al.*, 2007).

2.2. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

Los primeros trabajos técnicos para esta región datan de finales del siglo pasado. Entre los principales se encuentra el de Emery (1963) el cual se enfoca sobre las características geológicas regionales del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), incluyendo rasgos morfológicos y estructurales de los arrecifes comparados con los del Pacífico, del cual difieren en forma y posición por la dirección de llegada de las olas. Petróleos Mexicanos (PEMEX) junto con la Secretaría de Marina realizaron en 1987 una evaluación de los corales escleractinios de los arrecifes coralinos representativos del SAV y reportaron 29 especies de corales escleractinios y una cobertura coralina muy reducida debido a condiciones ambientales severas producto del efecto combinado de vientos huracanados, de fuertes corrientes, de aportes fluviales y de descargas urbanas e industriales. En 1993,

Vargas-Hernández y colaboradores describieron las características bióticas y abióticas de los principales arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano, así como del impacto antrópico sobre los arrecifes, y sugieren un adecuado plan de manejo para este sistema.

Por su parte en 2004, Jordán-Dahlgren realizó una caracterización y diagnóstico de arrecifes coralinos del Golfo de México, donde concluyó que existe una elevada presión ambiental sobre estos ecosistemas por efectos locales, regionales y globales, principalmente los que se encuentran en la plataforma continental de Veracruz. También Horta-Puga (2003) estudió la condición de tres arrecifes de plataforma utilizando el método del AGRRA, y determinó un buen estado de salud arrecifal con pocas señales de enfermedades y poco blanqueamiento. Tunnell y colaboradores (2007), realizaron un análisis general de la geografía, oceanografía, ecología y biodiversidad de los arrecifes de plataforma en el sur del Golfo de México, además incluyeron los impactos ambientales y antropogénicos que los afectan, así como una discusión en cuestiones de conservación, administración y protección de estos ecosistemas.

La ictiofauna ha recibido atención desde la perspectiva pesquera (e.g. Guzmán *et al.*, 2002; Arenas y Jiménez, 2004; Jiménez *et al.*, 2006; Jiménez-Badillo y Castro-Gaspar, 2007), sin embargo, es relativamente poco lo que se sabe de la ecología básica de las especies y su distribución en el PNSAV. Cabe destacar el estudio de Vargas-Hernández *et al.* (2002), en el cual realizaron una síntesis de los trabajos sobre peces arrecifales en el Golfo de México e incluyeron nuevos reportes de especies para el PNSAV en un listado taxonómico, donde quedan incluidas 61 familias, 126 géneros y 248 especies. En el caso de los equinodermos existen revisiones regionales, donde destaca el trabajo de Durán-González *et al.* (2005), en el cual presentan una revisión bibliográfica y una lista sistemática de equinodermos del Golfo de México, reportan 63 familias, 129 géneros y 209 especies.

2.3. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

En cuanto a las investigaciones científicas que se han desarrollado en la isla de Cozumel se encuentran las de Boyd *et al.* (1963), en la cual reportan y describen la presencia de microatolones y áreas coralinas dispersas localizados al este de la isla de

Cozumel. Fenner en 1988 realizó estudios de carácter ecológico analizando la zona de sotavento de la isla, donde reportó 38 especies y 13 formas de coral pétreo y describió los arrecifes del sureste de la isla, proponiendo la existencia de tres tipos de arrecifes: franja, parche y borde, siendo estos últimos los de mayor desarrollo coralino. Jordán-Dahlgren (1988) realizó un estudio de la morfología y composición biótica de la comunidad coralina de los arrecifes profundos (más de 20 m de profundidad), determinando que los corales escleractinios no constituían la base de la morfología coralina debido a la baja iluminación y penumbra, siendo organismos no simbióticos (como algas y esponjas) los controladores del sustrato más importantes.

Jordán-Dahlgren (1989), efectuó un análisis comparativo entre áreas de bajo y alto desarrollo coralino en la zona frontal de arrecifes coralinos en la región centro-norte del litoral de Quintana Roo, incluyendo Cozumel. El autor plantea un modelo conceptual basado en la presencia de sustrato en sitios de bajo relieve y su exposición a perturbaciones. Muckelbauer (1990) realizó una investigación sobre la plataforma de Cozumel describiendo su topografía y comunidades arrecifales. Fenner (1991) analizó los efectos que causó el huracán "Gilberto" (Septiembre 1988) en las comunidades de coral, esponjas y peces en la isla de Cozumel, observando un daño mínimo en las poblaciones de corales y peces, con una recuperación relativamente elevada.

Así también, Fenner (1999) actualizó la lista taxonómica de corales pétreos en Cozumel, reportando 16 registros nuevos, teniendo entonces un total de 63 especies. Alrededor del 91% de las especies de escleractinios conocidas en el Caribe se presentaron en la isla. En el año 2008, Jordán-Dahlgren presentó un marco ambiental para entender la distribución y tipología de los arrecifes de la isla de Cozumel, así como el deterioro producido por impactos locales y regionales que los perturban.

Para peces existen trabajos sobre ecología y distribución en algunos arrecifes del Caribe mexicano, resaltando el hecho por Díaz-Ruiz y Aguirre-León (1993) al sur de Cozumel; estos autores registraron 161 especies (81 géneros, 44 familias) y determinaron que las fluctuaciones en los patrones de diversidad se deben al uso secuencial del hábitat durante los ciclos de vida de distintos organismos. Por su parte Schmitter-Soto (2000) presentó una lista sistemática para peces marinos del Caribe mexicano que incluye 577

especies, de las cuales unas 393 son arrecifales. Con lo que respecta a la información sobre equinodermos no existen trabajos regionales, sin embargo Laguarda-Figueras *et al.* (2005) realizaron una recopilación bibliográfica de la región Caribe y presentan listas sistemáticas actualizada para el Caribe mexicano, donde reportan un total de 178 especies distribuidas en 51 familias y 22 órdenes.

3. ÁREA DE ESTUDIO.

3.1. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), se sitúa entre las coordenadas geográficas $19^{\circ} 02' 16''$ y $19^{\circ} 15' 32''$ N y $95^{\circ} 46' 55''$ y $96^{\circ} 11' 25''$ W en la porción central del Estado de Veracruz y cuenta con una superficie de 52, 238 ha. Se localiza frente al puerto de Veracruz y de la población de Antón Lizardo (Emery, 1963; Vargas-Hernández, *et al.*, 1993). Los arrecifes pertenecientes al PNSAV que se estudiaron en este trabajo se señalan en la Figura 1.

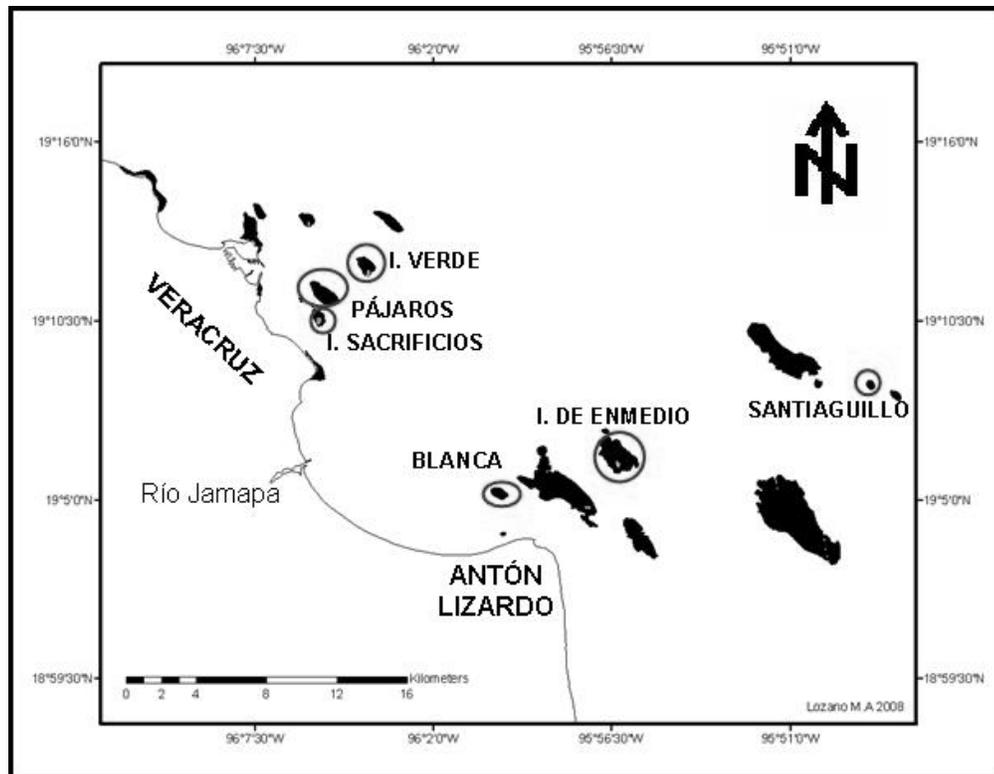


Figura 1. Localización del área de estudio y situación de los arrecifes en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

El tipo de clima de esta zona de estudio según Köpen modificado por García (1964) es cálido-húmedo o cálido subhúmedo, con lluvias en verano. El esquema climático del área de Veracruz se puede sintetizar en dos épocas bien marcadas: la de nortes, de menor precipitación y que se presenta de septiembre a abril, con temperatura baja y frecuentes invasiones de masas de aire frío del norte, que por su fuerza, pueden ser desde vientos frescos hasta violentos y huracanados. La época de lluvias se presenta de mayo a agosto,

con temperaturas elevadas, alta precipitación y vientos débiles del este. La temperatura atmosférica promedio anual es de 25.4 °C; en los meses más cálidos (junio-septiembre) de 28°C y en los meses más fríos (enero y febrero) de 18 °C (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Gutiérrez, *et al.*, 1993; INE, 2007).

Los arrecifes que componen el PNSAV se encuentran delimitados por los ríos de La Antigua al norte y el Papaloapan al sur. La desembocadura del Río Jamapa divide al PNSAV en dos áreas, una frente al Puerto de Veracruz y otra frente al poblado de Antón Lizardo (PEMEX, 1987; Gutiérrez *et al.*, 1993). Por lo tanto, los arrecifes del litoral veracruzano se desarrollan en un ambiente con fuerte influencia continental (Jordán-Dahlgren, 1993), lo que provoca que las aguas circundantes sean turbias y poco transparentes; con una temperatura promedio anual en la zona arrecifal de 26.1 °C (Gutiérrez *et al.*, 1993).

El PNSAV consta de 23 arrecifes que a su vez se subdivide en dos áreas geográficamente separadas: norte y sur (Vargas-Hernández *et al.*, 1993).

- Subgrupo Norte: se localiza enfrente del Puerto de Veracruz y está compuesto por 11 arrecifes, tres arrecifes costeros: Punta Gorda, Hornos e Ingeniero; y siete arrecifes de tipo plataforma: Galleguilla, La Gallega, La Blanquilla, Anegada de Adentro, Isla Verde, Pájaros, Isla Sacrificios, todos dentro de la isóbata de los 37 m (Emery, 1963; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; INE, 2007).
- Subgrupo Sur: La segunda área se ubica frente a Punta Antón Lizardo, a unos 20 km al suroeste del Puerto de Veracruz, y está constituido por 12 arrecifes, un arrecife costero: Punta Coyol; y 11 arrecifes tipo plataforma: Polo, Blanca, Giote, Chopas, De Enmedio, Rizo, Anegada de Afuera, Cabezo, Santiaguillo, Anegadilla y Topatillo; todos ellos en la isobata de los 48 m (Emery, 1963; Vargas-Hernández, *et al.*, 1993; INE, 2007).

El PNSAV está conformado por bajos, islas y arrecifes situados en la porción interna de la plataforma continental frente al puerto de Veracruz, que se eleva desde profundidades cercanas a los 40 m sobre declives compuestos y construido por restos bioclásticos calcáreos arrecifales pertenecientes al Pleistoceno reciente, y el producto del descenso en el nivel del mar, debido a la última glaciación (Emery, 1963; PEMEX, 1987; Vargas-Hernández *et al.*, 1993). Las playas de tierra firme tienen arena fina compuesta por casi el

50% de vidrios volcánicos y feldespatos. El declive costero entre los arrecifes está cubierto por lodos y arenas grises ricos en materia orgánica (Emery, 1963; PEMEX, 1987). La plataforma somera presenta una gran cantidad de sedimentos de tipo carbonatados y terrígenos (Jordán-Dahlgren, 1993).

La principal característica física común entre los arrecifes de Veracruz es su posición y forma y su alargamiento en el sentido noroeste a sureste debido a la dirección del oleaje. Las lagunas arrecifales, delimitadas por las barreras coralinas de las aguas profundas, rara vez exceden los 2 m de profundidad y en general conservan un promedio de 1.10 m. (Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Jordán-Dahlgren, 2004; INE, 2007). Cada arrecife difiere en complejidad topográfica, cantidad de CaCO_3 depositada, riqueza de especies y cobertura viva de coral (Gutiérrez *et al.*, 1993). En el PNSAV se pueden reconocer cuatro zonas estructurales, cada una de las cuales presenta varias subzonas: sotavento, laguna arrecifal, cresta arrecifal y arrecife frontal. Este patrón es el resultado combinado de los efectos del viento, las corrientes y la sedimentación (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993).

Las masas de agua que rodean al PNSAV, pueden clasificarse en tres tipos: aguas oceánicas, aguas costeras y aguas de mezcla. La alta salinidad es aportada por las aguas oceánicas con valores de 36 ups en superficie, hasta 36.7 ups a 20 m de profundidad, y por valores inferiores a 36 ups propios de las aguas costeras que reciben aportes fluviales (Vargas-Hernández *et al.*, 1993). La salinidad promedio es de 33.6 ups, con una máxima de 39.3 ups y una mínima de 18.2 ups. A pesar de su cercanía a la costa y a la desembocadura de ríos importantes, no se han observado variaciones significativas en la salinidad de las áreas arrecifales (Vargas-Hernández *et al.*, 1993; INE, 2007). En la costa de Veracruz las mareas son esencialmente diurnas con una altura de 70 cm, mientras que las semidiurnas son de 10 cm (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993).

El 24 de agosto de 1992 fue publicado en el Diario Oficial de la Federación el decreto que establece al Parque Marino Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, con una superficie de 52238-91-50 ha, y su modificación publicada en el Diario Oficial de la Federación el 25 de noviembre de 1994 para que ahora tenga el carácter de Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (D.O.F. 2000). El Programa de Manejo del Parque Nacional se encuentra en fase de consulta pública (Pérez-España, com. pers.).

3.2. Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

El Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) se encuentra en el municipio de Cozumel, frente a las costa oriental de la península de Yucatán, en la zona del Caribe noroccidental, abarcando parte de la costa SW, S y SE de la isla de Cozumel. Las coordenadas geográficas extremas son " y $20^{\circ} 35' 22''$ y $20^{\circ} 16' 11''$ N y $86^{\circ} 43' 46''$ y $86^{\circ} 59' 26''$ W, con una superficie marítimo terrestre total de 11,987-87-50 ha (INESEMARNAT, 1998). Esta isla es alargada, con 46 km de largo por 16 km de ancho, con su eje mayor en sentido sur-norte, presenta una elevación promedio de 5 m y es considerada la isla de mayor tamaño en agua mexicanas (Fenner, 1988; Jordán-Dahlgren, 1988). Los arrecifes pertenecientes al PNAC que se estudiarán en este trabajo se señalan en la Figura 2.

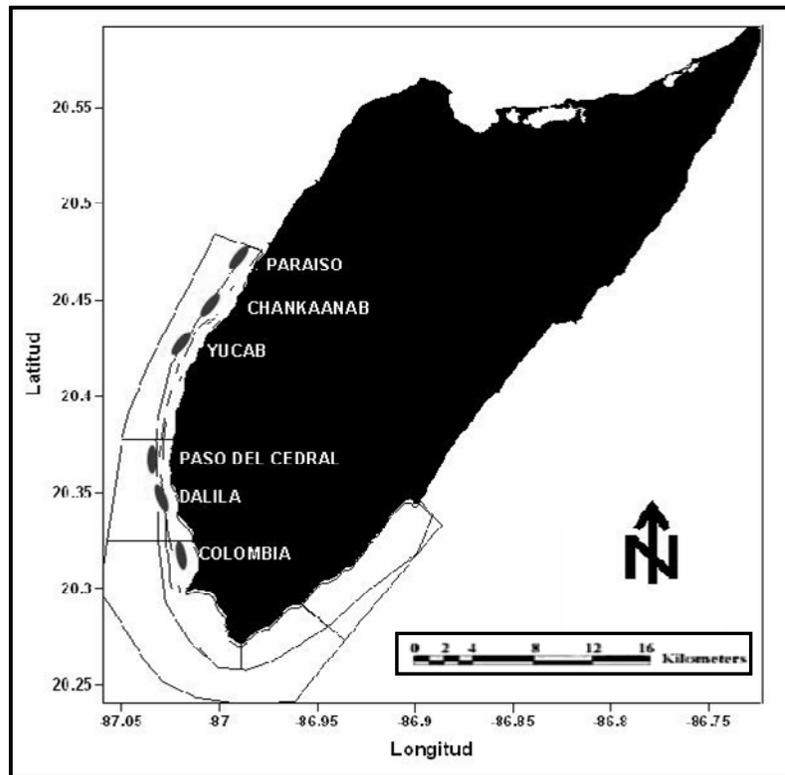


Figura 2. Localización del área de estudio y situación de los arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC).

La región del Caribe se encuentra dentro de la zona de influencia de los vientos Alisios, por lo que durante la mayor parte del año soplan vientos del este, con velocidades entre 15 y 20 nudos (INE, 2007). Por tanto Cozumel no presenta marcada variación

estacional. Sin embargo, se consideran tres periodos climáticos con relación a la precipitación, frecuencia de vientos y temperatura del aire. Estas épocas son: 1) secas, de febrero a mayo, 2) lluvias y/o huracanes, de junio a septiembre y 3) nortes, con lluvias ocasionales de octubre a enero-febrero (Díaz-Ruiz y Aguirre-León, 1993; INE-SEMARNAT, 1998). De acuerdo al sistema de clasificación de Köpen, modificado por García (1973), Cozumel presenta un clima tipo cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con máximos valores para el mes de junio y la temporada septiembre-octubre entre 190 y 220 mm y las mínimas en marzo-abril con promedio de 45 mm (INE-SEMARNAT, 1998).

El sistema arrecifal de Cozumel se extiende prácticamente a lo largo de los litorales de la isla, pero los de la región SW son los más conocidos y utilizados. A lo largo de esta zona se encuentran sitios, como Paraíso, Chankana'ab, Tormentos, Yucab, Cardona, San Francisco, Santa Rosa, Palancar (Jardines, La Herradura y Cuevones), Colombia, Chankana'ab y Maracaibo (INE-SEMARNAT, 1998).

La isla posiblemente se originó de un desprendimiento del margen oriental de la Península de Yucatán, durante la formación de la cuenca (Uchupi, 1973 en Jordán-Dahlgren, 1988). Presenta una topografía de tipo kárstica y está constituida por calizas sedimentarias, lo que impide la formación de ríos en su superficie, ya que toda el agua de lluvia percola a través de fracturas y fisuras en el terreno hasta el nivel freático. Los escurrimientos hacia el mar prácticamente no acarrearán sólidos en suspensión (Fenner, 1988; Jordán-Dahlgren, 1988).

La característica geomorfológica más notoria de la isla es la presencia de una terraza submarina, que en el margen occidental termina entre 20 y 30 m de profundidad, dando lugar al talud insular que se precipita a una pendiente cercana a la vertical, hasta profundidades mayores de 400 m (Jordán-Dahlgren, 1988). Sobre el borde de esta terraza submarina, en la porción sur y a sotavento de la isla se encuentra una serie de formaciones arrecifales que, siguiendo el contorno del borde, forman una especie de parapeto arrecifal sobre un talud insular, y que constituye los arrecifes profundos de Cozumel. Estas formaciones arrecifales son discontinuas y están integradas por numerosas estructuras más o menos aisladas entre sí, de dimensión variable y que en conjunto se extienden por más de 9 km, siempre sobre el borde de la plataforma insular en la porción suroeste de la

isla. Hacia la región central y norte de la plataforma estas formaciones arrecifales desaparecen y el sustrato calcáreo es colonizado por una rica y diversa comunidad coralina, sin presentar una acreción significativa (Jordán-Dahlgren, 1988; INE-SEMARNAT, 1998).

Esta isla se caracteriza por un movimiento constante de masas de agua con un bajo contenido de nutrientes, alta transparencia y temperaturas estables mayores a 25 °C (Jordán-Dahlgren, 1988). La salinidad en la columna de agua se mantiene en un promedio de 34.5 ups, con algunas variaciones locales debidas a escurrimientos y afloramientos del manto freático. Las mareas son semidiurnas de baja amplitud (entre 7.4 y 10 cm). La circulación del agua es afectada por el viento y las mareas presentan un flujo neto de sur a norte (INE-SEMARNAT, 1998; Díaz-Ruiz y Aguirre-León, 1993). El ambiente marino de la isla está determinado por el flujo permanente y dominante de la corriente de Yucatán (de sur a norte,) a lo largo del margen del sotavento, con una velocidad variable entre uno y cuatro nudos (verano) dependiendo de la época del año, con un promedio de velocidad de 1.5 nudos (75 cm/seg). Hay contracorrientes litorales norte-sur que llegan a alcanzar velocidades extremas de 2 nudos, con una duración no mayor a 8 h diarias (INE-SEMARNAT, 1998).

El área del PNAC posee un decreto federal, publicado el 11 de junio de 1980, el cual la declara como Zona de Refugio para la Protección de la Flora y Fauna Marinas de la Costa Occidental de la Isla de Cozumel (INE-SEMARNAT, 1998). El 19 de julio de 1996 se publicó en el Diario Oficial de la Federación el decreto en que se declara el Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, desde el arrecife de Paraíso hasta Punta Chiqueros, abarcando una extensión de 11,987 Ha. El 2 de octubre de 1998, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, con el objetivo de proponer y desarrollar acciones y estrategias que conlleven a la protección y conservación de los recursos naturales, así como la restauración de las zonas críticas que así lo requieran. Así mismo, el 7 de junio de 2000 se decretó con carácter de Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (D.O.F, 1998, 2000; INE-SEMARNAT, 1998).

4. JUSTIFICACIÓN.

Este trabajo sería el primero en realizar una descripción y comparación de las comunidades en ambas regiones arrecifales, basado en taxa de relevancia ecológica: corales, peces y equinodermos. Con estos datos se evaluará la calidad relativa de los arrecifes y permitirán que los objetivos de los programas de monitoreo y conservación establecidos en cada área sean alcanzados, ya que no se tiene conocimiento de la congruencia que tienen los indicadores entre arrecifes con relación al ecosistema. Ésta información puede ser utilizada directamente por los programas de monitoreo y conservación (aplicación y reestructuración), haciéndolos más eficientes, con base en indicadores reales, cuantificables, de bajo costo y funcionales (Glynn, 1973; Kurtz *et al.*, 2001; Müller y Lenz, 2006). En conjunto, será posible obtener una evaluación actual del estado de salud arrecifal, así como el uso de métodos útiles para ver la calidad del arrecife a lo largo del tiempo.

En este contexto, el presente estudio basa su importancia en la necesidad de crear una metodología adecuada y estandarizada para medir los cambios en la salud de los ecosistemas arrecifales. Dicha limitación ha sido también el mayor impedimento para comparar resultados entre los diferentes programas de monitoreo y conservación. Por tanto para determinar el estado de los arrecifes y organismos asociados, es necesario poseer una visión a largo plazo de los cambios en la estructura comunitaria arrecifal y realizar una evaluación del estado actual de los arrecifes coralinos en nuestro país utilizando indicadores ecológicos eficientes que caractericen a los arrecifes y que generen información de una manera sencilla, rápida y económica (Müller y Lenz, 2006; Venturelli y Galli, 2006).

5. OBJETIVOS.

5.1. Objetivo General.

- Realizar un análisis comparativo de los indicadores de la estructura comunitaria de tres taxa: corales, peces y equinodermos, en arrecifes coralinos selectos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) y del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PNAC) y utilizar esta información como insumo para evaluar y definir el estado relativo de salud arrecifal.

5.2. Objetivos particulares.

- Describir la estructura comunitaria a partir de índices ecológicos de cada taxón y realizar su comparación entre zonas de estudio (PNSAV y PNAC).
- Obtener un índice que determine el estado relativo de salud arrecifal con base en indicadores ecológicos.
- Detectar cual de los diferentes índices ecológicos entre los tres taxa es el mejor predictor del estado de salud arrecifal con el fin de recomendarlo para su uso en aspectos de monitoreo y conservación.
- Reconocer niveles normales de salud arrecifal mediante la implementación de herramientas estadísticas utilizadas en “control de calidad” y usar esta técnica para detectar sitios críticos para la conservación.

6. METODOLOGÍA.

Se analizó la estructura comunitaria de corales, peces y equinodermos en doce arrecifes coralinos, de los cuales seis pertenecen al Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano y seis al Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (Tabla 1). El muestro se realizó con base a lo estipulado en el Programa de Monitoreo Sinóptico propuesto por el Proyecto SAM (Sistema Arrecifal Mesoamericano; Almada-Villela *et al.*, 2003). La razón de utilizar estos métodos radica en que la investigación está apoyada por la autoridades de estos parques, las cuales para su monitoreo y evaluación utilizan tal método. Esta información fue trabajada y analizada paralelamente para sus reportes técnicos, así como para la elaboración de esta tesis.

Tabla 1. Arrecifes de estudio en los dos Parques Nacionales. En el paréntesis se muestra la abreviatura de cada arrecife, la cual se utilizará en los análisis respectivos.

Parque Nacional	Arrecife
Sistema Arrecifal Veracruzano	Isla Verde (VER) Pájaros (PAJ) Isla Sacrificios (SAC) Blanca (BLA) Isla de Enmedio (ENM) Santiaguillo (SAN)
Arrecifes de Cozumel	Paraíso (PAR) Chankana'ab (CHA) Yucab (YUC) Paso del Cedral (PCE) Dalila (DAL) Colombia (COL)

En cada arrecife se realizaron de seis a ocho muestreos en dos temporadas del año (Tabla 2): nortes (con agua relativamente frías en octubre-noviembre) y secas (con altas temperaturas en abril-mayo). Se hicieron transectos, los cuales fueron geoposicionados, dispuestos aleatoriamente y orientados a la línea de costa, con un intervalo de profundidad de 5 a 15 metros. Este procedimiento se realizó utilizando buceo autónomo, identificando y registrando individuos de tres taxa: corales, peces y equinodermos (erizos y estrellas de mar). Los muestreos de todos los grupos se condujeron dentro de las mismas líneas de transecto, de manera que al final del estudio fue posible relacionar la composición comunitaria de los taxa en conjunto.

Tabla 2. Fechas de muestreo y número de transectos para los tres taxa (corales, peces y equinodermos) en el PNAC y PNSAV.

	Taxa	Oct-06	May-07	Nov-07	May-08	Oct-08
PNAC	Corales (n= 108)	✓	✓	✓		
	Peces (n= 143)	✓	✓	✓		
	Equinodermos (n= 114)	✓	✓	✓		
PNSAV	Corales (n= 66)				✓	✓
	Peces (n= 66)				✓	✓
	Equinodermos (n= 66)				✓	✓

A continuación se presentan los parámetros ecológicos que se utilizaron para evaluar los taxa:

- **Corales:** la abundancia de coral (porcentaje de cobertura sobre el sustrato) se definió con transectos de intersección de puntos de 30 m de longitud, en los cuales se tomó la información sobre la especie de coral y el tipo de sustrato encontrado cada 25 cm, obteniendo un total de 120 puntos de muestreo por transecto. Para evaluar la prevalencia de enfermedades en los arrecifes, se anotó el número total de colonias mayor a 10 cm de diámetro promedio, el de colonias enfermas, la especie de coral afectada y el tipo de enfermedad y/o daño.
- **Peces:** en transecto de banda se realizó una estimación visual en un área de 30 x 2 m, cuantificando todos los individuos observados.
- **Equinodermos:** se realizó una inspección cuidadosa del sustrato en un transecto de banda de 30 x 2 m y se contabilizaron los erizos y estrellas de mar presentes.

6.1. Análisis Ecológicos.

Con los datos obtenidos en los muestreos por cada taxón se calcularon los siguientes índices descriptivos de la estructura comunitaria:

➤ **Riqueza y abundancia de especies en cada transecto.**

- **Riqueza:** La riqueza (S) se determinó como el número de especies de cada taxa vistas en el transecto.

- **Abundancia:** La abundancia (N) se determinó como el número de individuos de cada taxa por transecto.

➤ **Índice de diversidad (H'n) de Shannon-Wiener.**

Se define como la cantidad de incertidumbre (información) para identificar cierta especie en el total de eventos, es decir, considera en conjunto tanto el número de especies como la abundancia relativa de cada una. Las unidades de este índice son decit/individuo, ya que todos los cálculos fueron realizados en logaritmo base 10 (Magurran, 1988).

$$H'n = -\sum_{i=1}^n Pi * \log Pi$$

donde:

n = riqueza de especies.

Pi = proporción de individuos de la especie i con relación al total muestreado.

➤ **Índice de equidad (J') de Pielou.**

Provee información sobre la forma en que la abundancia es repartida entre las especies, comparando la diversidad encontrada (H'n) y la diversidad máxima esperada con base en la riqueza de especies. Este índice toma valores entre 0 y 1, y se interpreta considerando que a mayor equidad se obtiene un valor más cercano a 1. Por el contrario, la dominancia de especies se estima como el valor contrario al de equidad (Pielou, 1975).

$$J' = \frac{H'n}{\log S}$$

donde:

H'n = índice de diversidad de Shannon-Wiener.

S = número de especies.

➤ **Índice de Distintividad Taxonómica Promedio (Δ^*).**

Este es un índice de diversidad de especies, que además de considerar la riqueza y abundancia, toma en cuenta el arreglo y distancia taxonómica promedio presentes en las especies (Warwick y Clarke, 1998). Actualmente se ha utilizado en diversos estudios ecológicos con fines de conservación, ya que es considerado uno de los medidores más precisos de la biodiversidad, pues incorpora información cualitativa y cuantitativa de la especies (Warwick y Clarke, 1995; 1998; Magurran, 2003).

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j} = \frac{\sum w_k f_k}{\sum f_k}$$

donde:

x_i = abundancia de i número de especies.

w_{ij} = peso dado por la distancia taxonómica que relaciona a las especies i y j dentro de la jerarquía taxonómica.

k = número del nivel correspondiente a la jerarquía taxonómica (1,... k).

f_k = sumatorias de los productos cruzados de los conteos de todos los pares de especies conectados en el mismo nivel jerárquico de la clasificación taxonómica.

w_k = Peso correspondiente a la distancia taxonómica.

El índice de Distintividad Taxonómica Promedio (Δ^*) opera asignando un valor discreto y proporcional de doble magnitud a cada nivel jerárquico superior de relación taxonómica dentro de una escala de 100 unidades, donde cada nivel superior tiene un peso relativo de doble magnitud. En este caso cada jerarquía taxonómica (Especie, Género, Familia, Orden, Clase y Phylum) presentó un peso de 16.66 unidades. La ventaja de utilizar este índice es que no se ve excesivamente influenciado por la riqueza y dominancia de especies, además de que no depende del tamaño de muestra y no requiere que los datos presenten normalidad (Clarke y Warwick, 2001a, b). Además, es ampliamente utilizado para comparar información obtenida con diferentes métodos de muestreo y esfuerzo diferencial (e. g. Posadas *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2002; Bhat y Magurran, 2006)

6.2. Análisis Estadísticos.

6.2.1. Comparación de estructura comunitaria.

Para todas las variables ecológicas estimadas (cobertura y enfermedades de coral, S, N, J, Hⁿ y Δ^*), y con la finalidad de comparar la estructura comunitaria de los tres taxa (corales, peces y equinodermos) entre las dos regiones de estudio (PNAC *vs.* PNSAV), se realizaron estadísticas tipo prueba de hipótesis (significancia de $\alpha=0.05$). Previo a ellas se efectuó un análisis de la normalidad y homocedasticidad de cada una de las variables (Zar, 1999). Las variables que cumplieron con dichos supuestos fueron analizadas mediante la prueba t-Student (paramétrica) y en caso contrario con la de Mann-Whitney (no paramétrica). Cuando se aplicaron pruebas paramétricas, se llevó a cabo un análisis de poder estadístico (Prueba t, para dos muestras independientes), con la finalidad de dar soporte a los resultados y evaluar la eficacia de la prueba (Zar, 1999; Triola, 2004).

Respecto a la evaluación de la prevalencia de enfermedades en los arrecifes y su relación con la estructura comunitaria coralina, se comparó el porcentaje general de colonias enfermas en los transectos, con los valores de cobertura de coral, equidad, diversidad y distintividad taxonómica. Esto se llevó a cabo por medio de correlaciones de Pearson (si los datos presentaron los supuestos paramétricos) o correlaciones de Spearman (si no los presentaron; Zar, 1999). Además se estimaron estadísticos descriptivos (media, desviación estándar y coeficiente de variación) para las variables ecológicas de corales en los dos parques nacionales.

6.2.2. Análisis de Conglomerados.

Los datos de abundancia de corales, peces y equinodermos fueron sometidos por separado a análisis de conglomerados empleando ligamiento promedio (Clarke y Warwick, 2001a). Esta es una técnica exploratoria de datos por medio de la cual se observó de manera preliminar las asociaciones de las regiones y arrecifes con base en la medida del coeficiente cuantitativo de similitud de Bray-Curtis (Pielou, 1975; Ludwig y Reynolds, 1988). Posteriormente se realizó una prueba de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS) para descubrir patrones en la composición de la comunidad, y finalmente un

análisis discriminante con el objetivo de reafirmar de manera estadística los grupos obtenidos en el cluster y nMDS (Hair, 1999; Clarke y Warwick, 2001b).

6.2.3. Realización del índice de estado de salud arrecifal.

6.2.3.1. Análisis de componentes principales (PCA).

En este tipo de estudios se hace necesario reducir el número de variables y determinar las principales relaciones que pueden existir entre variables y la estructura comunitaria de corales, peces y erizos (Timm, 2002; Johnson, 2004). En función de los resultados obtenidos, se construyó un índice de estado de salud arrecifal combinando las variables ecológicas de cada taxón, y la prevalencia de enfermedades en corales, por medio de un análisis de componentes principales (PCA). Esta técnica estadística permite sintetizar información y reducir el número de variables con una mínima pérdida de información (Dillon y Goldstein, 1986). El PCA se utilizó con la finalidad de obtener factores que conjuntaran la estructura comunitaria y posteriormente determinar las principales relaciones que pueden existir entre las variables ecológicas y la salud del ecosistema arrecifal. Previo a este análisis se realizó una estandarización de los datos para reducir el efecto de la escala de medición de cada variable ecológica (Legendre y Legendre, 1998).

Una vez obtenidos los valores del primer y segundo componente (factor 1 y 2), que contienen la mayor proporción posible de la variabilidad original (en este caso mayor al 80 %), se identificaron las variables significativas que componen cada factor. A partir de esto, se obtuvo una escala de la calidad arrecifal, la cual fue creada en función del gradiente de cada factor (de valores menores a mayores en cada eje).

Las cargas por arrecife obtenidas con base en la magnitud de correlaciones entre las variables y los dos factores, sirvieron para resumir y tener representado el mismo arrecife en un dato en el gráfico resultante del PCA. La carga promedio (centroide) generó una nueva coordenada, la cual se utilizó para determinar la posición por arrecife en un solo espacio. De la misma manera, se incluyeron todas las cargas obtenidas (n=563 transectos) para crear el índice de estado de salud arrecifal, el cuál es un punto central a partir del cual se determinó el estado relativo de salud de los arrecifes. De acuerdo a este punto

central se obtuvo un gradiente de la calidad del ecosistema arrecifal, basada en la posición de los centroides por arrecife respecto a cada factor. Tomando en consideración la inspección de los datos y con base en el concepto que apoya la idea de que la riqueza y abundancia de especies, diversidad, equidad y distintividad taxonómica es una medida de calidad ambiental, se llegó a la interpretación que los valores cercanos al índice (zona central del gráfico) se consideraron como de baja calidad y en contraparte los valores lejanos a este punto como de buena calidad.

6.2.3.2. Análisis Multicriterio (MCA).

El análisis multicriterio es una técnica no paramétrica, cuyo objetivo es determinar las preferencias dentro de un gran número de alternativas, basándose en un criterio de evaluación que se fundamenta en un sistema de ponderaciones (Lahdelma *et al.*, 2000). Una característica importante del MCA, es que se fundamenta en el juicio de quien toma la decisión, estableciendo objetivos y criterios, estimando pesos de importancia relativa y en algún grado evaluando la contribución de cada opción. La razón de utilizar esta técnica es que su aplicación y análisis es de fácil ejecución; además las variables ecológicas utilizadas en la presente tesis cumplen con las expectativas para poder identificar la calidad del sistema arrecifal con base en criterios establecidos (Anselin y Meire, 1989; Lahdelma *et al.*, 2002). Para esta técnica se obtuvo una matriz de ponderaciones, en donde se establece un puntaje de acuerdo a cierto nivel de salud o calidad para cada variable. A las opciones de mayor salud se le asignaron puntajes más altos y a las de menor salud puntajes más bajos (Anselin y Meire, 1989).

Para el cálculo de la matriz, las variables ecológicas se organizaron en columnas (n=17) y los transectos por arrecife en hileras (n=72). Posteriormente las variables ecológicas se ordenaron de forma ascendente según el valor original; excepto la variable prevalencia de enfermedades, la cual se colocó en forma descendente. Una vez ordenadas se asignó una numeración (expresada a manera de puntajes) entre 0 y 72 de acuerdo a la magnitud de los valores y conforme al arreglo de cada variable, es decir, la casilla con menor magnitud de cada variable ocupa el primer lugar (puntaje 0), la segunda ocupa el segundo lugar (puntaje 1) y así sucesivamente. Cuando se encontraron valores similares en el arreglo (empates) se ranquearon con el mismo puntaje. Por último, se sumó la

información contenida por arrecife según el valor asignado de cada variable (puntaje total). Los valores de ponderación total más grandes indican una mejor calidad del ecosistema arrecifal. Para obtener la escala se consideró un arrecife hipotético que presentara la mayor numeración en cada variable y por lo tanto una suma total de 2556 unidades. Esta cifra sirvió como punto de referencia en la realización de la escala.

6.2.4. Variables predictoras del estado de salud arrecifal.

Una vez obtenida la escala de salud arrecifal de los dos parques nacionales (a través del PCA y MCA), se realizaron correlaciones de Spearman. Esta es una prueba no paramétrica de asociación basada en rangos, que puede ser usado para variables discretas o continuas no necesariamente normales (Triola, 2004); y se utilizó para indicar el grado de relación de dependencia entre la escala de salud arrecifal y las variables ecológicas a partir de los coeficientes de correlación (r) más altos. De esta manera fue posible determinar cuáles de la variables ecológicas analizadas son las mejores indicadoras y predictoras de la calidad arrecifal y que pueden ser recomendadas para seguir con el monitoreo y evaluación en los arrecifes y parques nacionales de estudio.

6.2.5. Implementación de diagramas de control en monitoreo de salud arrecifal.

Se implementó el uso de herramientas estadísticas de control de calidad, con el fin de tener una visión general acerca del estado de salud arrecifal a partir de gráficas de control de medias (\bar{x}) utilizando la información de monitoreos biológicos en el PNAC y el PNSAV. Además de observar la evolución de este proceso en el tiempo y compararlo con unos límites de variación fijados de antemano, que se usan como base para la toma de decisiones (Banks, 1989; Bryant, 1998). Este tipo de gráficos de control se utilizan cuando la característica del proceso a analizar es una variable continua (Ishikawa, 1989).

Se utilizó esta técnica de diagnóstico, para tener una representación gráfica del índice de diversidad de Shannon-Wiener ($H'n$) de cada taxón y para monitorear la calidad ambiental o estado de salud arrecifal dentro de un “estado de control estadístico”

(Ishikawa, 1989). Cada gráfico de control fue creado a partir de la media de la variable diversidad ($H'n$) de cada taxón, y los límites de control fueron establecidos con el criterio 3σ . Este criterio señala la media y tres desviaciones estándar ($\bar{x} \pm 3\sigma$), lo que determina un 99 % de confiabilidad de que las observaciones se encuentren dentro de los límites establecidos (Ishikawa, 1989; Feigenbaum, 1990). De tal forma que al realizar un monitoreo de la diversidad biológica ($H'n$) y su variación natural, se tiene una probabilidad muy baja (0.01) de que esté fuera de esos límites (Bryant, 1998). Por tanto, de acuerdo a los gráficos de control fue posible determinar qué sitios y/o arrecifes deben ser analizados con mayor detalle, ya que se encuentran fuera de un rango normal de diversidad determinado estadísticamente.

7. RESULTADOS.

7.1. Análisis de la estructura comunitaria.

En este trabajo se realizaron un total de 563 transectos en los doce arrecifes, 365 en el PNAC y 198 en el PNSAV (Tabla 2). Durante los monitoreos realizados en el PNAC, se obtuvo un registro de 96 especies pertenecientes a 43 géneros, 27 familias, 7 órdenes y 3 clases. Por su parte en el PNSAV se encontraron 93 especies en 61 géneros, 36 familias, 11 órdenes y 4 clases (Tabla 3).

Tabla 3. Grupos taxonómicos encontrados en el Parque Nacional Arrecifes de Cozumel y en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

	Taxa	Especies	Género	Familia	Orden	Clase
PNAC	Corales	27	16	10	1	1
	Peces	64	23	13	2	1
	Equinodermos	5	4	4	4	1
	Total	96	43	27	7	3
PNSAV	Corales	19	11	9	1	1
	Peces	67	44	22	5	1
	Equinodermos	7	6	5	5	2
	Total	93	61	36	11	4

En la tabla 4 y 5, y figuras 3 a 5 se presenta un resumen detallado de la información recolectada en los transectos para los tres taxa a partir del promedio y desviación estándar de cada variable ecológica. De manera general se observa que las cifras más altas corresponden a arrecifes pertenecientes al PNSAV.

Para corales, en cuanto a la cobertura se presentó un máximo en el arrecife Santiaguillo, Veracruz con $49.99 \pm 8.05\%$ (media \pm desviación estándar) y el mínimo en dos lugares de Cozumel, Yucab ($12.88 \pm 8.02\%$) y Paraíso ($15.30 \pm 6.04\%$). Respecto a las enfermedades de coral se observó una prevalencia baja en la mayoría de los sitios de estudio, sin embargo los valores más altos se observaron en Yucab ($10.75 \pm 18.72\%$) y Blanca ($10.11 \pm 5.58\%$); y los menores en Chankana'ab ($3.47 \pm 6.95\%$) y Santiaguillo ($5.14 \pm 6.23\%$). La riqueza y abundancia de especies de coral fue mayor en el arrecife Santiaguillo (12.08 ± 2.64 y 52.42 ± 10.42 , respectivamente). Su contraste mayor se observó en Yucab

(6.22 ± 2.49 y 15.5 ± 9.58). Respecto a los índices ecológicos se observa la máxima diversidad en Santiaguillo (0.95 ± 0.15 decit/ind) y la mínima en Chankana'ab (0.62 ± 0.19 decit/ind), mientras que la equidad muestra un valor máximo en Yucab (0.93 ± 0.04) y el mínimo en Dalila (0.83 ± 0.09), ambos puntos dentro del PNAC. Finalmente, el índice de distintividad taxonómica en los arrecifes tuvo su valor máximo en Cozumel, en los arrecifes Paraíso (48.77 ± 1.38) y Yucab (48.12 ± 2.12) y el mínimo en Pájaros (35.48 ± 4.18 ; Tabla 4 y 5).

En el caso de peces, la riqueza promedio varió entre 9.72 y 17.83 especies, y la más alta se registró en cuatro arrecifes de PNSAV (Santiaguillo, Isla de Enmedio, Blanca e Isla Verde) y la menor dentro del PNAC, en el arrecife Colombia. La mayor abundancia se presentó en Isla Verde, Veracruz (432.09 ± 123.87) y la menor en Colombia, Cozumel (25.46 ± 10.48). En cuanto a los índices ecológicos se observa un comportamiento similar al presentado por los corales; la máxima diversidad y equidad se presenta en Paraíso (0.98 ± 0.07 decit/ind) y en Colombia (0.93 ± 0.04) y las mínimas en Isla Verde (0.63 ± 0.18 decit/ind; 0.5 ± 0.13 , respectivamente). El índice de distintividad taxonómica presenta su valor máximo en Isla Verde (49.71 ± 1.39) y el mínimo en Pájaros (42.55 ± 7.72). Cabe mencionar que este último índice presenta valores similares en las dos regiones de estudio (Tabla 4 y 5).

Respecto a equinodermos (erizos y estrellas de mar) la estructura comunitaria fue variable entre los arrecifes, con un máximo de riqueza de 4.83 ± 1.64 (Santiaguillo) y abundancia de 82.58 ± 78.05 (Blanca); y los valores mínimos (0.83 ± 0.86 y 1.83 ± 2.85) en Paso del Cedral. En los índices ecológicos, se presentan variaciones contrastantes entre los dos parques, lo que se debe principalmente a la ausencia de organismos y a su baja riqueza y abundancia en el PNAC. Los arrecifes que presentaron mayor índice de diversidad (0.53 ± 0.05 decit/ind) y de equidad (0.84 ± 0.12) fue Isla Sacrificios y los menores valores aparecieron en Paso del Cedral (0.05 ± 0.13 decit/ind y 0.15 ± 0.36). El índice de distintividad taxonómica tuvo su valor máximo en arrecife Isla Verde (61.93 ± 5.03) y el menor en Paso del Cedral (11.11 ± 25.57 ; Tabla 4 y 5).

Tabla 4. Resumen de variables ecológicas promedio \pm desviación estándar (d. e.) correspondientes a corales, peces y equinodermos en seis arrecifes del Parque Nacional Arrecifes de Cozumel (PAR=Paraíso, CHA=Chankana'ab, YUC=Yucab, PCE=Paso del Cedral, DAL=Dalila, COL=Colombia).

Taxa	Variable ecológica	PNAC													
		PAR		CHA		YUC		PCE		DAL		COL		Promedio general	
		Media	d. e.	Media	d. e.										
Corales (n=108)	Cobertura coralina (%)	15.30	6.04	16.34	7.11	12.88	8.02	19.52	6.86	20.79	7.57	23.63	12.65	18.08	3.95
	Riqueza (S)	6.72	2.11	5.56	1.95	6.22	2.49	7.33	2.28	7.17	2.26	8.28	2.80	6.88	0.94
	Abundancia (N)	18.56	7.25	19.22	8.66	15.50	9.58	23.44	8.28	25.06	9.16	28.44	15.22	21.70	4.78
	Equidad (J')	0.89	0.06	0.84	0.22	0.93	0.04	0.85	0.07	0.83	0.09	0.88	0.06	0.87	0.04
	Diversidad (H'n)	0.72	0.13	0.62	0.19	0.71	0.15	0.72	0.15	0.70	0.15	0.79	0.12	0.71	0.05
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	48.77	1.38	44.82	11.46	48.12	2.12	47.51	1.93	47.64	1.73	45.09	2.35	46.99	1.64
	Enfermedades de coral (%)	9.43	12.13	3.47	6.95	10.75	18.72	6.71	12.21	5.88	9.36	7.31	9.72	7.26	2.59
Peces (n=143)	Riqueza (S)	14.13	5.33	14.38	3.56	11.42	4.91	12.22	4.41	9.72	2.85	10.25	3.00	12.02	1.94
	Abundancia (N)	52.17	43.13	83.46	52.22	44.63	33.36	87.30	77.87	28.83	11.19	25.46	10.48	53.64	26.51
	Equidad (J')	0.88	0.07	0.76	0.14	0.85	0.06	0.79	0.12	0.85	0.07	0.93	0.04	0.84	0.06
	Diversidad (H'n)	0.98	0.16	0.86	0.17	0.86	0.18	0.84	0.21	0.83	0.16	0.92	0.13	0.88	0.06
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	47.07	3.78	46.00	2.40	48.60	3.49	42.78	8.29	48.99	3.21	49.58	3.40	47.17	2.52
Equinodermos (n=114)	Riqueza (S)	1.14	1.04	1.28	0.96	1.00	1.08	0.83	0.86	1.00	0.97	1.70	1.03	1.16	0.31
	Abundancia (N)	2.55	3.29	2.83	3.45	2.06	2.62	1.83	2.85	3.17	5.72	8.45	10.91	3.48	2.48
	Equidad (J')	0.37	0.46	0.25	0.42	0.30	0.44	0.15	0.36	0.19	0.37	0.41	0.43	0.28	0.10
	Diversidad (H'n)	0.12	0.16	0.10	0.18	0.11	0.17	0.05	0.13	0.07	0.14	0.16	0.18	0.10	0.04
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	27.27	33.55	18.52	30.73	20.47	30.59	11.11	25.57	14.81	28.52	32.14	33.38	20.72	7.82

Tabla 5. Resumen de variables ecológicas promedio \pm desviación estándar (d. e.) correspondientes a corales, peces y equinodermos en seis arrecifes del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. (VER=Isla Verde, PAJ=Pájaros, BLA=Blanca, SAC=Isla Sacrificios, ENM=Isla de Enmedio, SAN=Santiagoullo).

Taxa	Variable ecológica	PNSAV													
		VER		PAJ		BLA		SAC		ENM		SAN		Promedio general	
		Media	d. e.	Media	d. e.	Media	d. e.	Media	d. e.	Media	d. e.	Media	d. e.	Media	d. e.
Corales (n=66)	Cobertura coralina (%)	34.86	3.55	29.51	18.69	23.26	11.59	20.14	10.94	27.01	9.57	42.99	8.05	29.63	8.29
	Riqueza (S)	8.5	1.17	6.42	2.39	7.83	2.61	8.17	2.29	7.17	1.64	12.08	2.64	8.36	1.97
	Abundancia (N)	41.83	4.59	35.42	22.43	28.42	13.90	24.5	13.35	32.58	11.44	52.42	10.42	35.86	10.05
	Equidad (J')	0.90	0.03	0.88	0.06	0.91	0.05	0.91	0.04	0.86	0.06	0.88	0.08	0.89	0.02
	Diversidad (H'n)	0.82	0.07	0.67	0.14	0.8	0.15	0.83	0.12	0.73	0.13	0.95	0.15	0.80	0.10
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	41.23	2.52	35.48	4.18	42.16	3.08	41.32	2.14	37.64	3.04	41.98	2.75	39.97	2.75
	Enfermedades de coral (%)	6.61	7.09	8.64	6.27	10.11	5.58	6.63	7.17	7.14	7.55	5.14	6.23	7.38	1.75
Peces (n=66)	Riqueza (S)	18	3.15	10.58	4.40	14.25	2.97	15.5	3.62	16.50	5.29	17.83	2.33	15.44	2.77
	Abundancia (N)	432.1	43.35	120.17	72.06	237.3	123.87	111.8	70.18	376.39	359.35	242.92	135.64	253.44	130.55
	Equidad (J')	0.5	0.07	0.69	0.16	0.6	0.13	0.78	0.17	0.67	0.21	0.66	0.15	0.65	0.09
	Diversidad (H'n)	0.63	0.10	0.66	0.17	0.7	0.18	0.92	0.23	0.78	0.21	0.82	0.20	0.75	0.11
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	49.71	2.27	42.55	7.72	46.55	1.39	47.1	4.14	48.27	3.65	48.57	1.73	47.13	2.50
Equinodermos (n=66)	Riqueza (S)	4.33	0.52	3.00	1.28	3.17	0.78	4.33	1.47	2.91	0.94	4.83	1.64	3.76	0.83
	Abundancia (N)	72.42	19.87	38.83	35.35	82.58	95.94	32.67	78.05	14.18	11.75	53.25	24.65	48.99	25.60
	Equidad (J')	0.62	0.12	0.68	0.27	0.69	0.31	0.84	0.23	0.75	0.28	0.61	0.24	0.70	0.09
	Diversidad (H'n)	0.4	0.05	0.31	0.21	0.32	0.21	0.53	0.19	0.35	0.19	0.41	0.24	0.39	0.08
	Distintividad taxonómica (ΔT^*)	61.93	9.61	47.82	25.44	49.96	5.03	58.07	22.80	54.80	15.96	52.07	17.61	54.11	5.26

7.2. Análisis estadísticos.

7.2.1. Comparación de estructura comunitaria: variables ecológicas.

A partir del análisis de normalidad y homocedasticidad (Zar, 1999) se determinó que las variables equidad y enfermedades de coral, así como distintividad taxonómica de peces, no cumplieron con los supuestos de la estadística paramétrica por ello fueron analizadas con la prueba de Mann-Whitney (U) y las restantes con t-Student (t). De esta manera se determinó que existen diferencias significativas entre los parques respecto a todas las variables consideradas, excepto equidad de corales y distintividad taxonómica en peces (Tabla 6), siendo el PNSAV el que presentó los valores más altos prácticamente en todos los casos (Tabla 6 y Figuras 3 a 5). Finalmente, el análisis de poder ($1-\beta$) dio soporte estadístico al muestro y evidencia que el tamaño de muestra fue adecuado para llevar a cabo las comparaciones.

Tabla 6. Resultados de las pruebas t-Student-Potencia (t), Mann-Whitney (U; señaladas con *) y poder estadístico ($1-\beta$) para variables ecológicas entre los dos parques nacionales. Se muestran en negritas las relaciones significativas.

Variable ecológica	Corales			Peces			Equinodermos		
	t/*U	p	1- β	t/*U	p	1- β	t/*U	p	1- β
Riqueza (S)	-3.6712	<0.00001	0.94	-5.1255	<0.00001	0.99	-14.0421	<0.0001	1
Abundancia (N)	-7.4223	0.00032	1	-10.8006	<0.00001	1	-8.4337	<0.0001	1
Equidad (J')	*3204	<0.00001	-	10.1969	<0.00001	1	-6.8717	<0.0001	1
Diversidad (H'n)	-3.5563	0.26417	0.94	5.2664	<0.00001	0.99	-9.6584	<0.0001	1
Dist. Taxo (ΔT^*)	9.7330	0.00049	1	*4558	0.45795	-	-7.7737	<0.0001	1
Cobertura de coral (%)	-7.2931	<0.00001	1	-	-	-	-	-	-
Enfermedades de coral (%)	*2830	0.02281	-	-	-	-	-	-	-

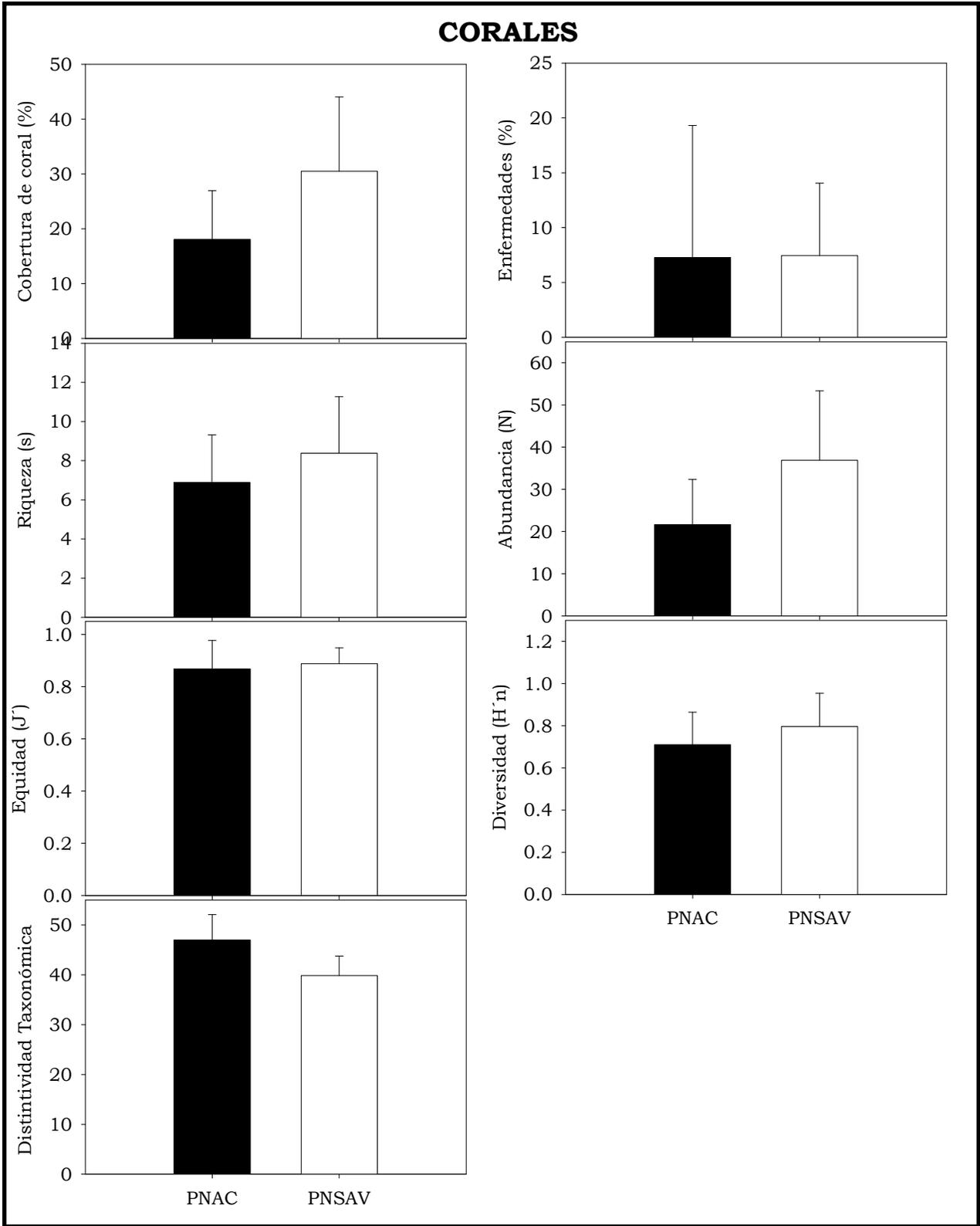


Figura 3. Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de corales en cada Parque Nacional.

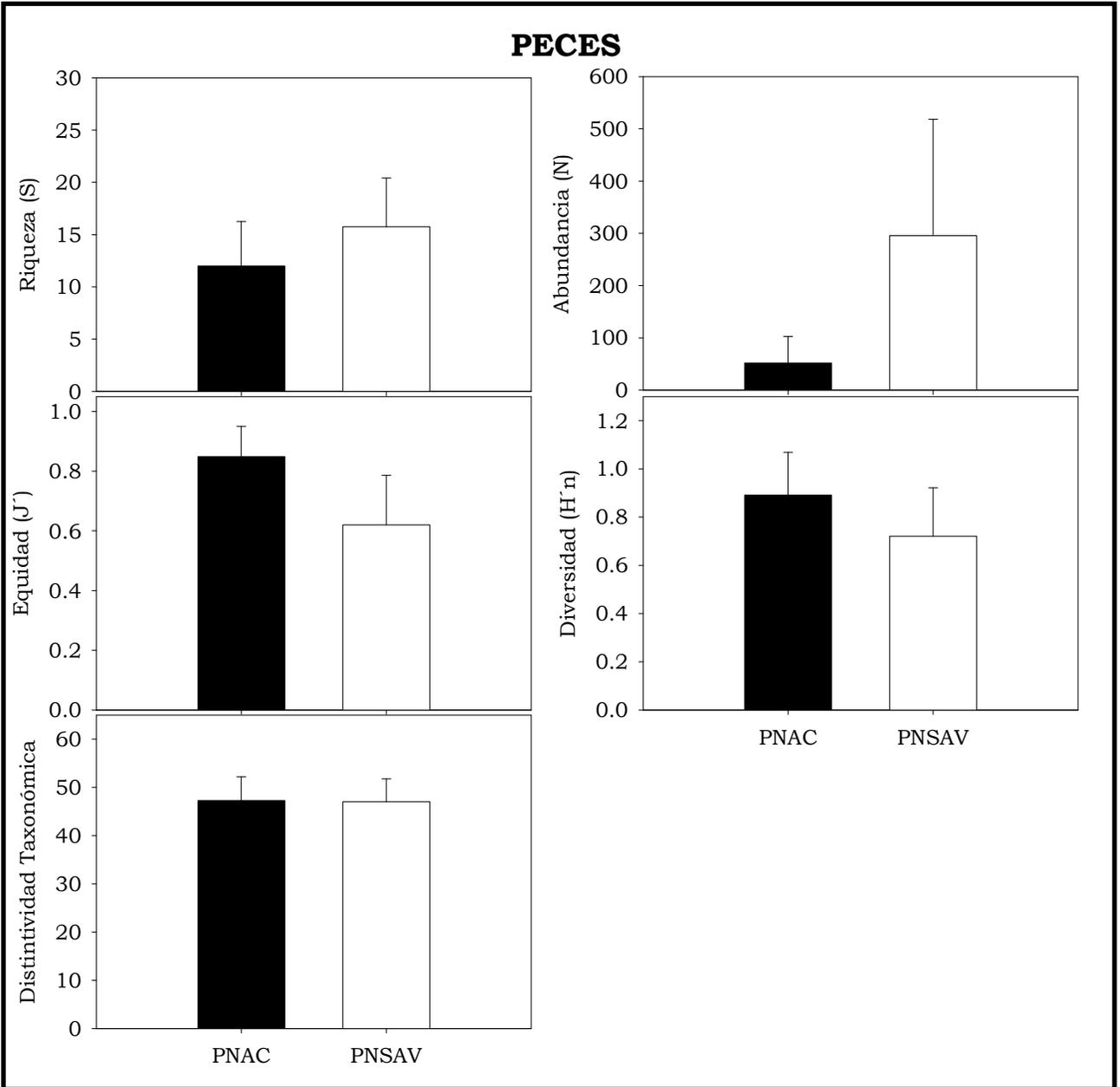


Figura 4. Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de peces en cada Parque Nacional.

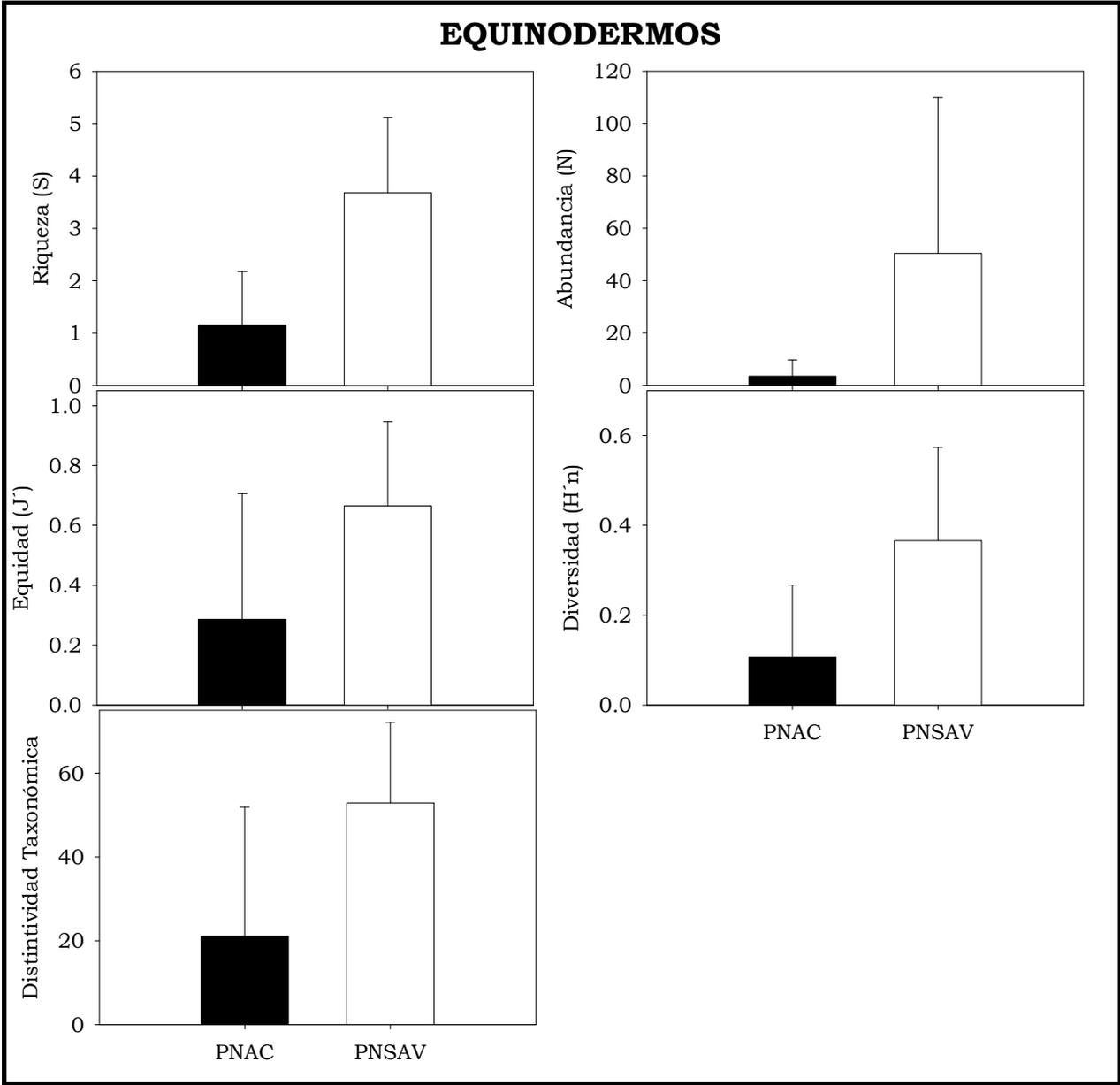


Figura 5. Promedio y desviación estándar de variables ecológicas de equinodermos en cada Parque Nacional.

7.2.2. Correlaciones entre prevalencia de enfermedades y variables ecológicas.

Los resultados obtenidos en esta prueba se muestran en la Tabla 7, e indican que los coeficientes de correlación (r) entre la prevalencia de enfermedades y las variables ecológicas de corales son bajos y no significativos en los dos parques nacionales, lo que indica una baja magnitud de relación entre la estructura comunitaria de corales y las enfermedades de coral. Sin embargo en el PNSAV la correlación con la variable diversidad (H') fue estadísticamente significativa (Tabla 7).

Tabla 7. Resumen de los coeficientes de correlación de Pearson y Spearman (indicado con *) entre la prevalencia de enfermedades y las variables ecológicas de corales en los dos parques nacionales. Se muestran en negritas las relaciones significativas.

Variable ecológica	PNAC		PNSAV	
	r	p	r	p
Cobertura de coral	-0.06	0.54	-0.15*	0.24
Equidad (J')	0.03	0.77	0.01	0.92
Diversidad (H')	0.03	0.75	-0.25	0.04
Dist. Taxo (ΔT^*)	0.05	0.59	-0.06*	0.66

7.2.3. Análisis de Conglomerados.

En lo que respecta a corales y peces, se observa que se presentan dos grupos estadísticamente significativos de acuerdo al análisis discriminante (100 % de confiabilidad, $p < 0.05$). El primer grupo (línea continua) está compuesto en su totalidad por los arrecifes pertenecientes al PNAC y el segundo grupo (línea punteada) está caracterizado por arrecifes del PNSAV (Figura 6 y 7). En cuanto a equinodermos (Figura 8), no se observa un arreglo muy claro de los arrecifes, sin embargo se identifican dos grupos, de los cuales solo el grupo 1 (línea continua) fue explicado en un 92% en el análisis discriminante y está caracterizado mayoritariamente por arrecifes del PNSAV. El grupo 2 (línea punteada) según el análisis discriminante fue correcto en un 69% y está compuesto por una mezcla de arrecifes de los dos parques nacionales.

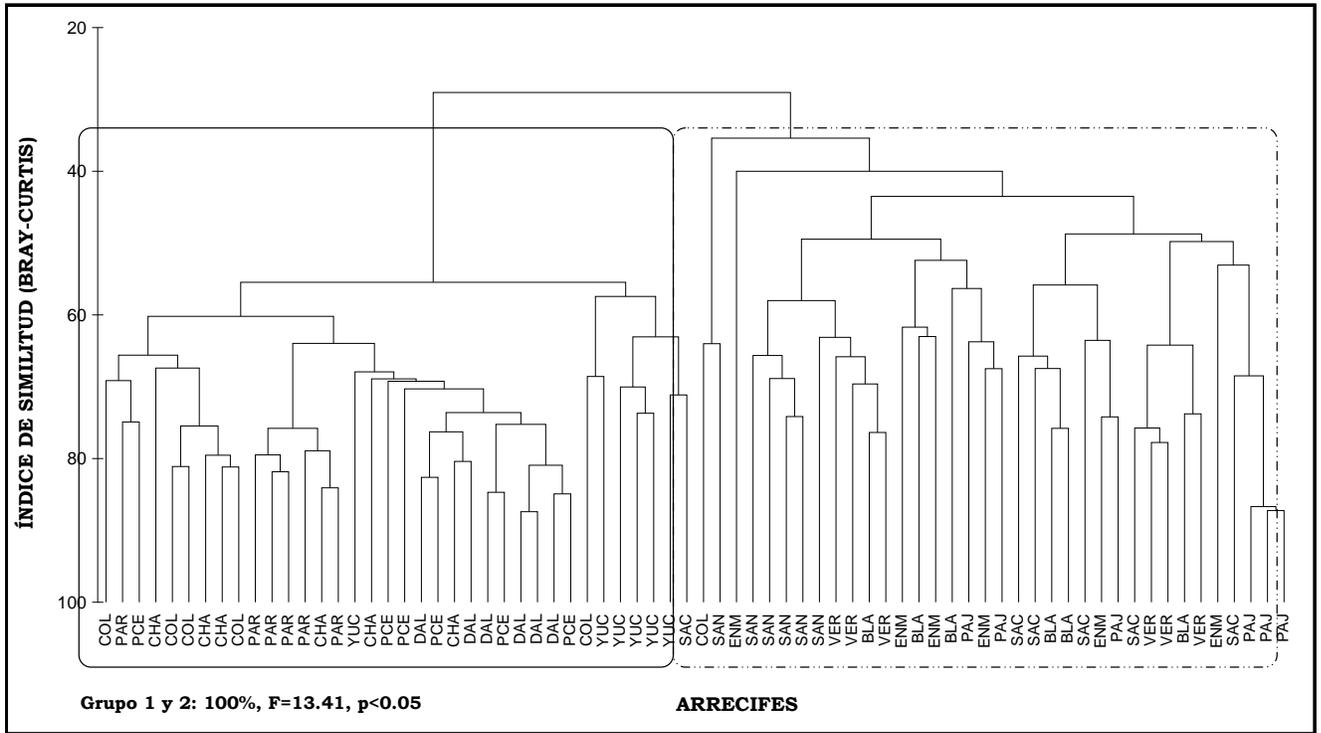


Figura 6. Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a corales de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV).

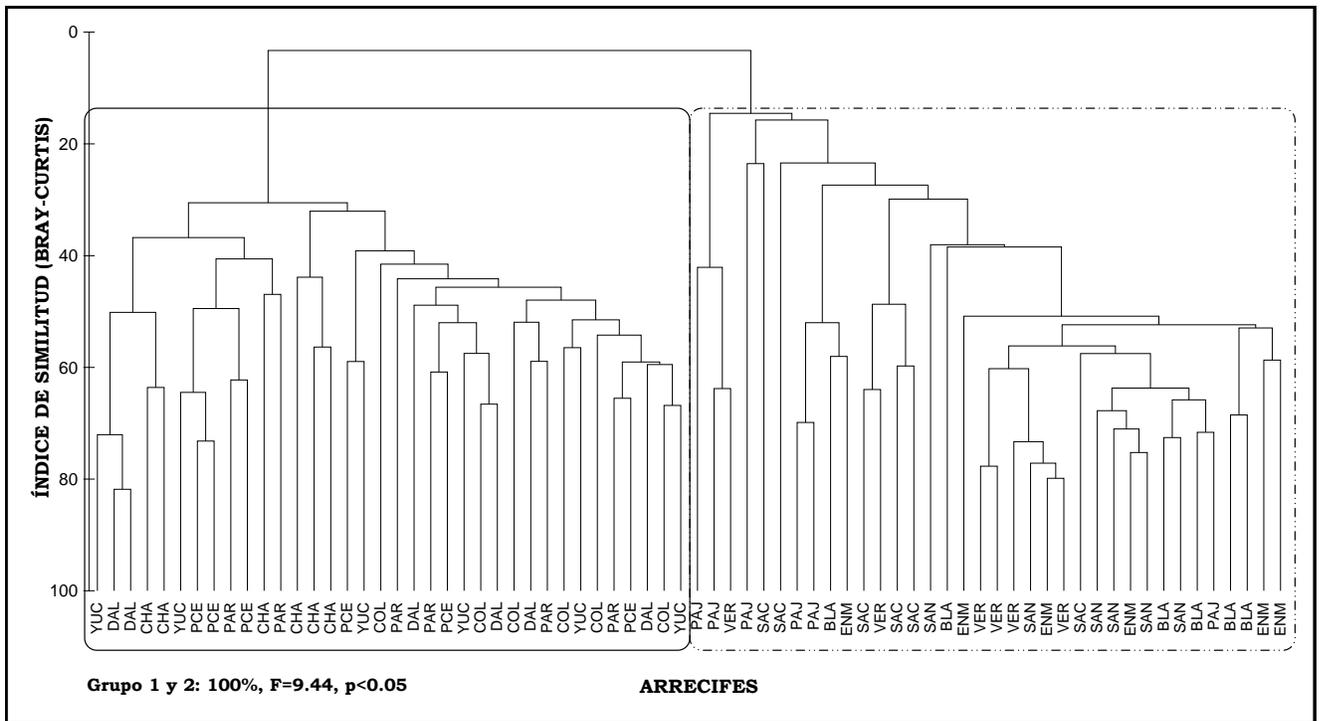


Figura 7. Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a peces de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV).

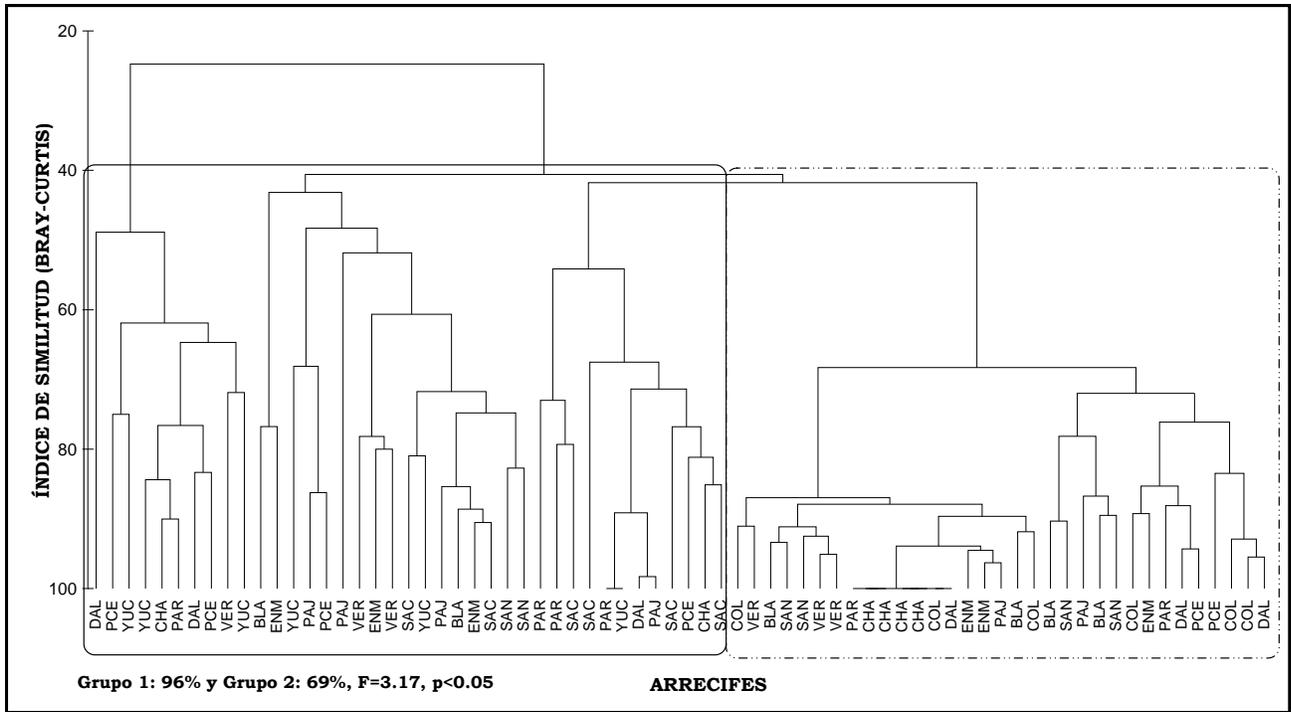


Figura 8. Análisis de conglomerado y discriminante correspondiente a equinodermos de los arrecifes estudiados (PNAC y PNSAV).

7.2.4. Análisis de componentes principales.

A partir de este análisis el cual se realizó con la información de todos los transectos de los tres taxa en los dos parques nacionales (n=563) se obtuvieron dos componentes o factores principales. Ambos factores en suma explican el 83.7 % de la variación total; el primero explica 65.40 % y el segundo el 18.39 % restante (Tabla 8).

Tabla 8. Eigenvalores obtenidos a partir del análisis de componentes principales.

Factor	Eigenvalor	Eigenvalor acumulado	Varianza total (%)	Varianza acumulada (%)
1	113.8067	113.8067	65.40615	65.4061
2	32.0010	145.8077	18.39138	83.7975

De acuerdo a los resultados obtenidos en este análisis se observan claramente dos grupos, separados respecto al primer factor. El primer grupo se encuentra compuesto por los arrecifes pertenecientes al PNSAV hacia lado positivo del factor 1 (eje X) y el segundo por los arrecifes del PNAC hacia el lado positivo del factor 2 (eje Y; Figura 9). Los valores de

carga promedio (centroide) para los arrecifes fluctuaran entre 0.2069 y 0.9734 para el factor 1 y los del factor 2 entre 0.1341 y 0.8604. La coordenada del Índice de estado de Salud arrecifal fue $X=0.5892$ y $Y=0.5641$ (Figura 9).

Respecto al gradiente de salud y bajo nuestra interpretación al arreglo cualitativo, se llegó a la determinación que los arrecifes que presentan baja calidad (línea continua) son: Chankana'ab, Paso del Cedral, Pájaros e Isla Sacrificios; los arrecifes de calidad media (Línea punteada): Paraíso, Yucab, Santiaguillo y Blanca; y los arrecifes de buena calidad (interlineado) son Dalila, Colombia, Isla de En medio e Isla Verde.

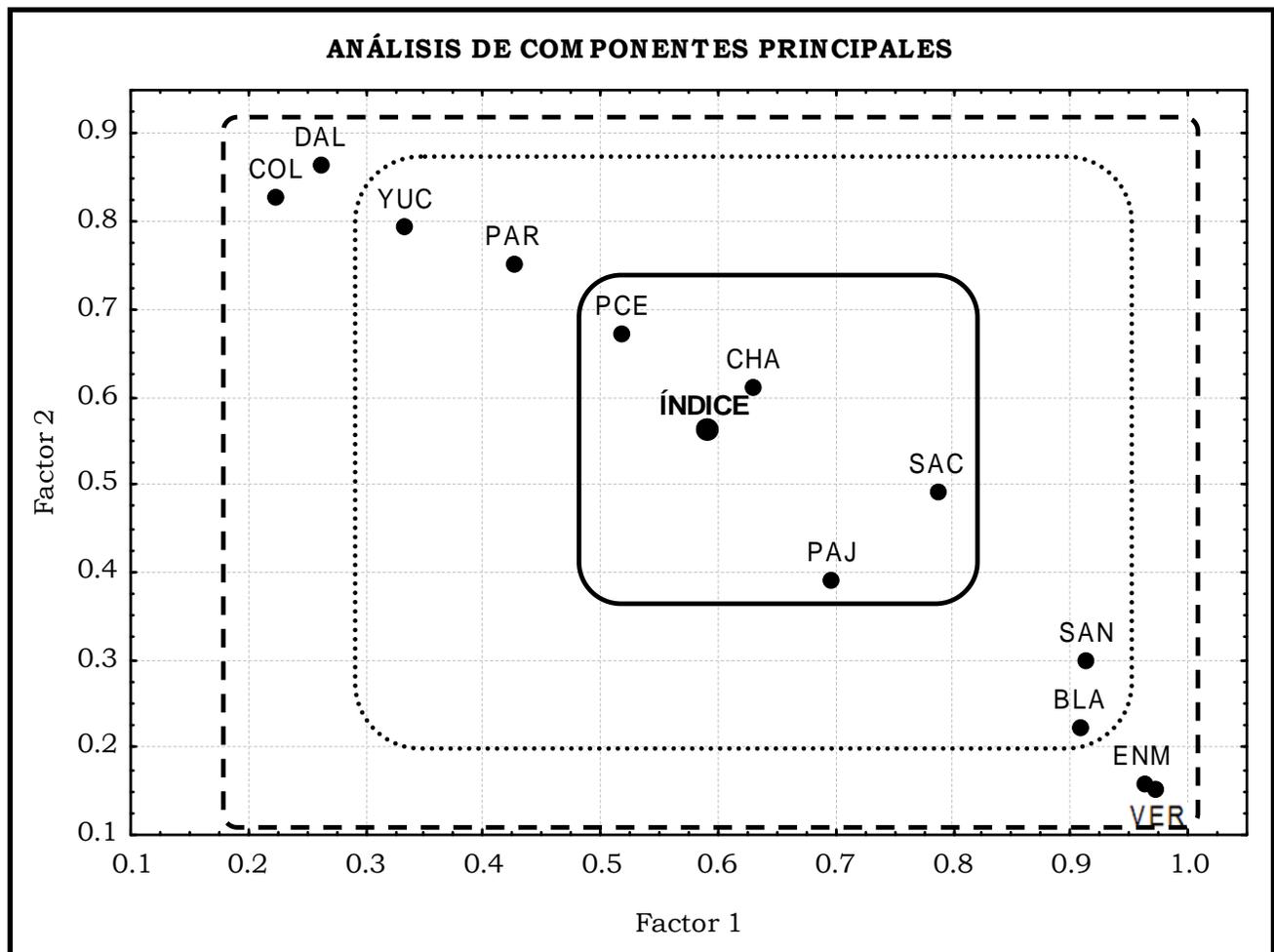


Figura 9. Gráfico resultante del análisis de componentes principales (PCA).

Las variables que se tomaron en cuenta para caracterizar el factor uno y factor dos fueron aquellas que presentaron valores altos de correlación (r). Tomando en consideración estos valores, el factor uno y dos están compuestos principalmente por las variables abundancia de peces y distintividad taxonómica de corales y peces (Tabla 9).

Tabla 9. Coeficientes de correlación de las variables ecológicas en cada factor, obtenidos en el análisis de componentes principales. Se resaltan en negritas las relaciones significativas.

Taxa	Variable ecológica	Factor 1		Factor 2	
		r	p	r	p
Corales	Cobertura de coral (%)	-0.4136	<0.0001	0.4835	<0.0001
	Riqueza (S)	-0.3107	<0.0001	0.3908	<0.0001
	Abundancia (N)	-0.4358	<0.0001	0.5031	<0.0001
	Equidad (J')	0.6010	<0.0001	-0.6357	<0.0001
	Diversidad (H'n)	0.6309	<0.0001	-0.6647	<0.0001
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	-0.8533	<0.0001	0.9489	<0.0001
	Enfermedades (%)	-0.1793	0.018	0.0960	0.208
Peces	Riqueza (S)	-0.1672	0.027	0.4016	<0.0001
	Abundancia (N)	0.9925	<0.0001	-0.8736	<0.0001
	Equidad (J')	0.5890	<0.0001	-0.6253	<0.0001
	Diversidad (H'n)	0.6130	<0.0001	-0.6360	<0.0001
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	-0.8668	<0.0001	0.9602	<0.0001
Equinodermos	Riqueza (S)	0.6977	<0.0001	-0.7958	<0.0001
	Abundancia (N)	0.2177	0.004	-0.4569	<0.0001
	Equidad (J')	0.6757	<0.0001	-0.7425	<0.0001
	Diversidad (H'n)	0.6865	<0.0001	-0.7358	<0.0001
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	-0.1648	0.03	0.0260	0.733

7.2.5. Análisis multicriterio, como criterio de decisión.

A partir de la escala creada se obtuvieron tres referentes de calidad ambiental. De esta forma se consideró que los ecosistemas arrecifales de baja calidad (1704-2555) son Sacrificios y Paso del Cedral; los ecosistemas de calidad media: Chankana'ab, Dalila, Pájaros, Yucab, Paraíso, Isla de Enmedio y Blanca; y los arrecifes de buena calidad son: Colombia, Isla Verde y Santiaguillo (Tabla 10). Cabe mencionar que los resultados son similares a los obtenidos en el análisis de componentes principales, ya que la mayoría de los arrecifes comparten y/o caen dentro de la escala obtenida en dicho análisis. Por ejemplo, se encontró que los arrecifes Colombia, Isla Verde, Blanca, Paraíso, Yucab, Paso del Cedral e Isla Sacrificios concuerdan exactamente con dicha escala. En los arrecifes restantes se observa que la ponderación obtenida en el análisis multicriterio no está muy

distante de la escala que se obtuvo con el Índice relativo de salud al aplicar el PCA (Figura 9 y Tabla 10).

Tabla 10. Ponderación obtenida a partir del análisis multicriterio para los seis arrecifes del PNSAV y del PNAC (señalados con *).

Baja calidad (1704-2555)		Calidad media (2556-3408)		Buena calidad (3408-4260)	
Arrecife	Peso	Arrecife	Peso	Arrecife	Peso
SAC	2365	*CHA	2640	*COL	3544
*PCE	2530	*DAL	2675	VER	3749
		PAJ	2795	SAN	4159
		*YUC	2906		
		*PAR	3155		
		ENM	3167		
		BLA	3344		

7.2.6. Correlación de variables ecológicas y escala de salud arrecifal.

De acuerdo a los resultados de las correlaciones entre la escala de salud arrecifal (Tabla 11) y las variables ecológicas, se observó que aunque los coeficientes de correlación (r) son bajos, son significativos estadísticamente en la gran mayoría de las variables (Tabla 12). Sin embargo, se encontró que las variables equidad y enfermedades de coral, así como diversidad de peces no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$). En resumen y de forma general, es preciso mencionar que como tal no existe una o varias variables ideales para recomendar en los programas de monitoreo y conservación ya que la mayoría de las variables tiene asociación importante con la estructura comunitaria de corales, peces y equinodermos. Sin embargo, las variables ecológicas que podrían aportar mayor información al monitoreo y evaluación en los dos parques nacionales son: abundancia y cobertura coralina, riqueza de equinodermos y abundancia de peces.

Tabla 11. Escala de salud arrecifal obtenida mediante el análisis de componentes principales y el análisis multicriterio.

Baja calidad		Calidad media		Buena calidad	
Arrecife	Escala	Arrecife	Escala	Arrecife	Escala
SAC	1	YUC	5	DAL	9
PCE	2	PAR	6	COL	10
CHA	3	ENM	7	VER	11
PAJ	4	BLA	8	SAN	12

Tabla 12. Coeficientes de correlación de las variables ecológicas respecto a la escala de calidad arrecifal. Se destacan las relaciones significativas en negritas.

Taxa	Variable ecológica	Factor 1	
		r	p
Corales	Cobertura de coral (%)	0.4409	<0.0001
	Riqueza (S)	0.3869	<0.0001
	Abundancia (N)	0.4460	<0.0001
	Equidad (J')	0.0736	0.337
	Diversidad (H'n)	0.3478	<0.0001
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	-0.1855	0.015
	Enfermedades (%)	0.0051	0.948
Peces	Riqueza (S)	0.2516	0.001
	Abundancia (N)	0.3999	<0.0001
	Equidad (J')	-0.2504	0.001
	Diversidad (H'n)	-0.1264	0.098
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	0.3609	<0.0001
Equinodermos	Riqueza (S)	0.4203	<0.0001
	Abundancia (N)	0.3022	<0.0001
	Equidad (J')	0.2035	0.007
	Diversidad (H'n)	0.2827	<0.0001
	Distintividad Taxonómica (ΔT^*)	0.3145	<0.0001

7.2.7. Gráficos de control de la calidad y salud arrecifal.

Con lo que respecta al monitoreo de la diversidad de corales en el PNAC, esta muestra una media de 0.71 decit/ind y se observan tres puntos (transectos) que salen de los límites de confianza y por tanto del rango de variación natural de la diversidad establecida (99% de confiabilidad). Respecto a peces se observa un patrón similar al de corales, con una media de 0.891 decit/ind y varios puntos que sobrepasan los límites de confianza inferior, siendo algunos en Chankana'ab, Dalila y Paso del Cedral. Se encontró que la diversidad de equinodermos presenta una media de 0.2464 decit/ind y que todas los muestreos se encuentran dentro de un rango de diversidad habitual (no pasan los límites de confianza). Es importante mencionar que la riqueza y abundancia en este taxa fue baja y presentando valores de cero en diferentes arrecifes (Figura 10).

En el PNSAV, la diversidad de corales presentó una media de 0.7964 decit/ind y fue el grupo que de forma evidente sobrepaso en diferentes ocasiones los límites, siendo algunos transectos de Isla de Enmedio (1 punto) y Pájaros (tres puntos) los que salen del límite de confianza inferior; y en contraparte, el arrecife Santiaguillo por la parte superior (tres puntos). En lo que confiere a peces, la diversidad mostró una media de 0.721

decit/ind, siendo el sitio de Isla de Enmedio el único que sale por debajo del límite de confianza. Respecto a equinodermos tuvo una media de 0.366 decit/ind y no existen arrecifes que sobrepasen los límites, lo que muestra que todos sus transectos se encuentran dentro del intervalo de confianza natural (Figura 10).

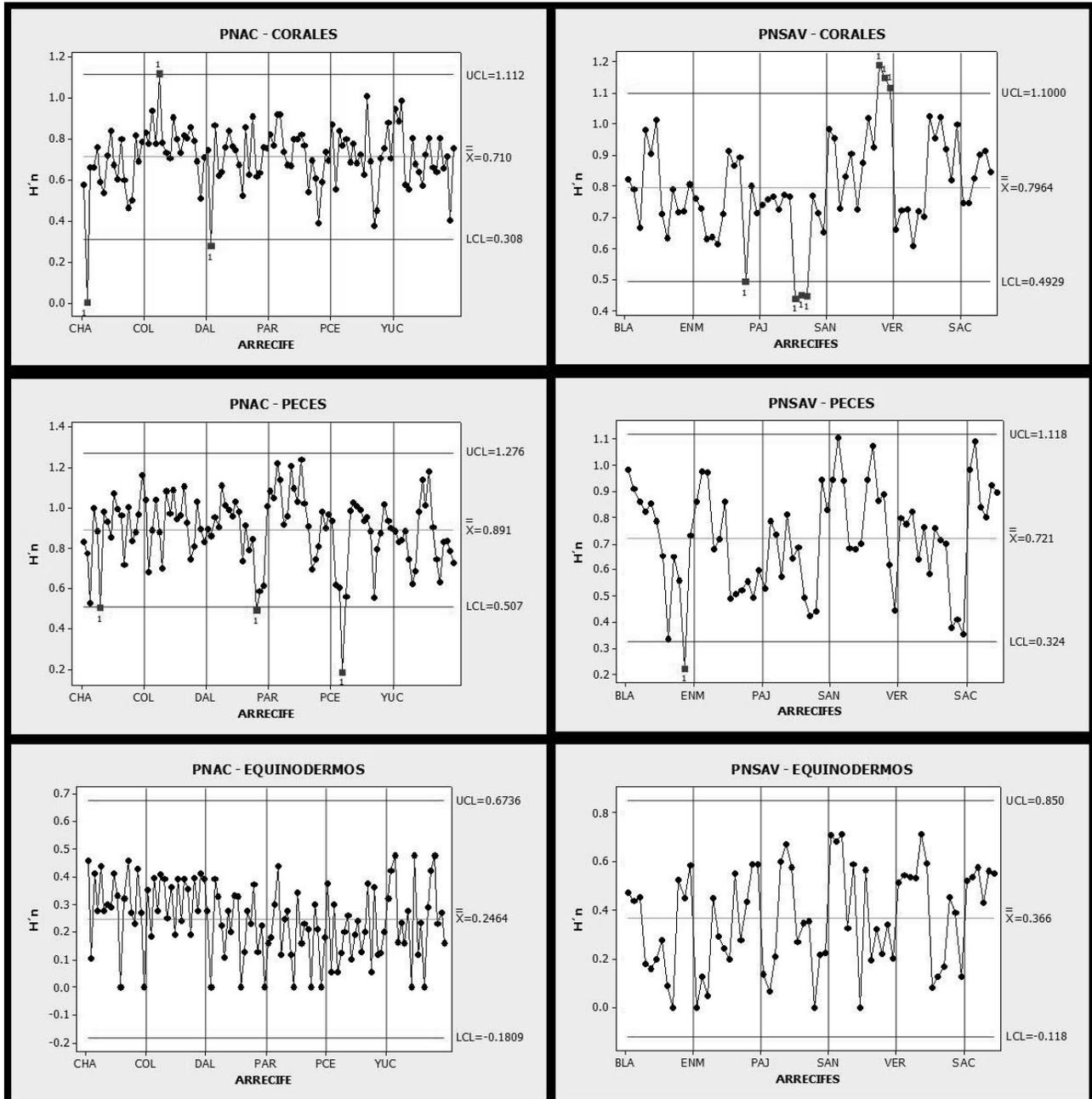


Figura 10. Gráficos de control de calidad para el índice de Diversidad de Shannon ($H'n$) correspondiente a corales, peces y equinodermos en los dos parques nacionales.

8. DISCUSIÓN.

8.1. Consideraciones generales.

Entre los problemas ambientales que ha tenido mayor interés a escala global en las últimas décadas están la pérdida de biodiversidad y el deterioro de los ecosistemas (Moreno, 2001; Wilkinson, 2002). Los arrecifes coralinos no son la excepción y actualmente se encuentran amenazados, bajo un considerable estrés y experimentando daño substancial (Wilkinson, 1999; Pandolfi *et al.*, 2003; Precht y Robbart, 2006; McField y Kramer, 2007).

Debido a que los arrecifes coralinos son un recurso natural que tiene un gran valor biológico, ecológico, económico, cultural y social (Wilkinson, 2002) y proveen de recursos sustanciales a millones de personas a nivel mundial (Paulay *et al.*, 2002) se ha puesto gran interés en su protección, ya que la continua degradación puede dar lugar a un colapso, y generar que se pierdan sus propiedades biológicas y ecológicas (Jordán-Dahlgren, 2004; Rinkevich, 2008). Una de las estrategias que se ha seguido como consecuencia es aumentar la intensidad de monitoreo ambiental, y ello ha dado lugar a que los resultados de los programas de conservación y manejo hayan mejorado considerablemente, ya que se está intentando detectar las causas que conlleva el deterioro y sus consecuencias, y así se puede conducir a la protección y aprovechamiento eficiente de los arrecifes coralinos (Kramer y Kramer, 2002; McField y Kramer, 2007; Sale, 2008)

En México, los arrecifes coralinos más importantes se distribuyen en el Golfo de México y Mar Caribe (Cortés, 2003) y constituyen por su tamaño y número de especies la reserva coralina más importante del país (Gutiérrez *et al.*, 1993; Arriaga-Carrera *et al.*, 1998). Sin embargo, por décadas han recibido alteraciones humanas o naturales de gran magnitud que no han sido analizadas a detalle (Jordán-Dahlgren, 1993). Además, no se tiene un extenso conocimiento del funcionamiento o la estructura de dichos ecosistemas (Bastida-Zavala, 2000) y existe escasa literatura científica que aborde la comparación entre regiones arrecifales (Jiménez-Hernández *et al.*, 2007). Por último, junto con las comparaciones a nivel regional es necesario un análisis profundo de las condiciones del sistema, y sería idóneo que estos esfuerzos y recursos se acoplaran al monitoreo de forma oficial. De esta manera, como lo hace el presente trabajo, se hace trascendental conjuntar

la información biológica obtenida en los programas de monitoreo y operarla bajo una visión científica, lo que nos ofrece una visión más general del estado de sitios específicos.

En la década de 1990, a causa de la necesidad de compatibilizar los estudios realizados sobre los arrecifes de las diversas zonas del Atlántico, se instituyó la Iniciativa Regional AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment), la cual permite una evaluación rápida del estado de salud de los ecosistemas arrecifales, enfocada a las taxocenosis fundamentales desde el punto de vista del flujo energético y la arquitectura de los arrecifes. Está diseñada para recabar información descriptiva y cuantitativa de una gran cantidad de indicadores estructurales y funcionales bénticos e ictiológicos en grandes escalas espaciales; el objetivo es proveer una caracterización estructural y funcional de los arrecifes para realizar comparaciones regionales (Kramer, 2003; McField y Kramer, 2007).

El establecimiento de patrones regionales de la condición de los arrecifes es esencial para caracterizar el grado y la severidad de la degradación, además de desarrollar hipótesis sobre las causas de la misma (Kramer *et al.*, 2000; Roger, 2001). Esta meta se ha alcanzado mediante análisis de estructura comunitaria, y con la asignación de atributos morfológicos-funcionales de la biota que controla el sustrato arrecifal; estos últimos son definidos en términos del papel primario de las especies que constituyen la comunidad en el mantenimiento y funcionamiento de la estructura arrecifal (Jordán-Dahlgren, 1988).

Considerando lo anterior, los taxa propuestos para ser analizados en esta tesis fueron seleccionados por su identificación relativamente sencilla y debido a su relevancia ecológica (Jorgensen, 2005). Los corales aportan estructura y material fragmentario para cementar las construcciones arrecifales (Glynn, 1997). Los peces, como depredadores o ramoneadores, desempeñan papeles importantes en la dinámica de la comunidad y representan especies clave dentro de los ecosistemas arrecifales al dirigir el flujo de energía y la transferencia entre sistemas adyacentes debido a sus interacciones con los corales, las algas y otros herbívoros (Sale, 1991; Roberts, 1995; Wainwright y Bellwood, 2002). Finalmente, los erizos son los principales erosionadores de estos sistemas, además de formar parte primordial de la cadena alimenticia (Solís-Marín *et al.*, 2007) y ser los herbívoros por excelencia, responsables en gran medida de mantener la biomasa algal bajo control (Carpenter, 1997).

8.2. Estructura comunitaria.

8.2.1. Composición arrecifal, riqueza y abundancia de especies.

La riqueza específica de la comunidad coralina encontrada en los dos parques nacionales (Tabla 3) fue relativamente baja (PNAC: 27; PNSAV: 19), lo que representa al menos la mitad de las especies observadas en este y otros trabajos en dichas regiones (63 y 36, respectivamente; Gutiérrez *et al.*, 1993; Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 1999; Fenner, 1999; Vargas-Hernández *et al.*, 2002). En cuanto a las comunidades ícticas, dentro del PNAC se ha mencionado un total de 161 especies, de las cuales en el presente trabajo se registraron 64 especies, el 39% (Díaz-Ruiz y Aguirre-León, 1993). Por su parte, en el PNSAV se encontraron 67 especies de peces, solo 27% de lo reportado en dicho parque (248; Vargas-Hernández *et al.*, 2002). En lo que respecta a equinodermos (erizos y estrellas de mar), se registraron dentro del PNAC solo 5 especies (8 % del total registrado para el Caribe Mexicano; Laguarda-Figueras *et al.*, 2005) y en el PNSAV solo el 17% (7 especies) de las especies reportadas para el Golfo de México (Solís-Marín *et al.*, 2007). Sin embargo, las cifras no son tan bajas si se considera sólo especies de agua somera y sustratos arrecifales, generalmente restringidos a ciertas familias típicas como Serranidae, Scaridae, Gobiidae y Pomacentridae en peces, y Diadematidae, Cidaridae y Echinometridae en erizos.

La riqueza de especies promedio de coral y peces registrada por transecto dentro de los dos parques nacionales fue muy similar (PNAC: 7/12; PNSAV 8/ 14; Tabla 4 y 5). En lo que concierne a equinodermos, la riqueza específica fue tres veces mayor en el PNSAV (3 especies promedio). Esto puede ser indicativo que la riqueza local está definida por las interacciones ecológicas (competencia, migraciones, depredación, disponibilidad de alimento y reclutamiento, principalmente) que limitan el espacio de nicho en el ecosistema arrecifal (Stoddart, 1969; Glynn, 1976; Huston, 1985; Hixon, 1991; Chabanet *et al.*, 1997); aparte de otros factores abióticos que pueden tener efectos en la composición y diversidad de especies como la temperatura, oleaje, luz-profundidad, sustrato, salinidad, movimiento del agua, sedimentación y sólidos en suspensión, los cuáles son heterogéneos en de cada parque nacional (Stoddart, 1969; Dana, 1976; Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Tunnell, 1992). Sin embargo, algunos autores (Gutiérrez *et al.*, 1993; Jordán-Dahlgren, 1993; Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 1999) plantean que a nivel regional es evidente

una reducción en cuanto al número de géneros y especies abundantes o comunes del Caribe al Golfo de México.

Otro patrón general encontrado en el presente estudio fue el que las abundancias de corales, peces y equinodermos por transecto fueron mayores en el PNSAV (Figura 3, 4 y 5). Esta diferenciación puede ser explicada en términos de discrepancia en el ambiente encontrado en los dos parques nacionales. Posiblemente, la mayor abundancia de especies en Veracruz corresponda a la incidencia de disturbios (naturales e inducidos) sobre las comunidades coralinas que afectan al Golfo de México (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 1999); asimismo de los aspectos ecológicos de las especies mencionados anteriormente.

Los principales factores que causan la degradación y/o alteración en el PNSAV son: su cercanía a la costa, el turismo, la sobrepesca, el daño mecánico por embarcaciones de anclaje, la extracción de organismos como materia artesanal, el buceo recreativo, la descarga fluviales y sedimentarias de ríos aledaños (Papaloapan, La Antigua y Jamapa), la exploración petrolera, la contaminación por las actividades comerciales, industriales y urbanas, las maniobras de limpieza de buques (derrame de hidrocarburos), el efecto del dragado (sólidos en suspensión, turbidez y sedimentación), la gran actividad portuaria (Veracruz, puerto más importante del país) y la acción destructiva de los Nortes (Tunnell, 1992; Gutiérrez *et al.*, 1993; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Horta-Puga *et al.*, 1997; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Jiménez-Hernández, 2007). Estos factores en conjunto, generan cambios de la calidad del agua, la topografía de fondo y afectan la erosión y el aporte de sedimentos y sustancias tóxicas al ambiente arrecifal (Tunnell, 1988; 1992; Jordán-Dahlgren, 2008). A pesar de ésta situación y los múltiples disturbios antes mencionados, de alguna forma estos ecosistemas dentro del PNSAV han logrado estar en equilibrio y sigue habiendo una zona arrecifal consolidada (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Salas-Pérez y Granados-Barba, 2008).

A nivel nacional, se tiene la idea que los ecosistemas arrecifales del PNSAV se encuentran en mal estado de conservación, asimismo es considerado como una área de sedimentación terrígena que genera condiciones ambientales poco propicias para la biota arrecifal (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Vargas-Hernández *et al.*, 2002). Esto no

parece ser correcto según nuestros datos (Figura 3, 4 y 5), pues se denota claramente que en la mayoría de las variables ecológicas analizadas, el PNSAV supera al PNAC. La zona (PNSAV) tiene como característica una compleja y rica biodiversidad que subsiste de forma natural a pesar de las presiones antropogénicas y disturbios naturales (Horta-Puga y Carricart-Ganivet, 1993; Jordán-Dahlgren, 1988; 2004; Jiménez-Hernández *et al.*, 2007). Finalmente, el PNSAV es de alta relevancia ecológica, pues posiblemente funciona como reservorio, puente y puntos de diseminación de especies entre las áreas arrecifales del Caribe y las de Florida (Jordán-Dahlgren, 1993; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Roberts, 1997; Cowen *et al.*, 2003). Por todo ello, el PNSAV debe ser reevaluado y la toma de decisiones en su manejo y conservación debe ser más decisiva.

De manera análoga, la isla de Cozumel (incluyendo el PNAC) constituye una de las reservas biológicas más importantes en el Caribe Mexicano, debido a la alta diversidad de especies y a la complejidad estructural de sus arrecifes (Jordán-Dahlgren, 1993; Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993). La importancia y relevancia ecológica del PNAC, aunado a su ubicación en una zona con fuertes presiones por el turismo, le genera ciertas problemáticas similares al PNSAV (Jiménez-Hernández *et al.*, 2007), pues lo hace susceptible desde la perspectiva económica, recreativa y comercial (Jordán-Dahlgren *et al.*, 1980; Solís-Weiss, 1990; Ruiz-Zarate *et al.*, 2003). En él se realizan actividades de gran aporte económico para el país, como son la pesca deportiva (Sosa-Cordero *et al.*, 1993), captura de langosta y caracol (Lozano-Álvarez *et al.*, 2002), extracción de coral negro (Gutiérrez *et al.*, 1993; Padilla-Souza, 2004), turismo-hotelería (Solís-Weiss, 1990; Enthorne y Miller, 2003) y el buceo, el cuál constituye la actividad más desarrollada en esta región (Spalding, 2004).

Las perturbaciones bajo las cuales los arrecifes del PNAC están sujetos son resultante de: el anclaje de embarcaciones, el derrame de hidrocarburos, el vertimiento de desechos sólidos y las múltiples actividades acuáticas: buceo y snorkel, principalmente (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Gutiérrez *et al.*, 1993; Sosa-Cordero *et al.*, 1993; Spalding, 2001; Saphier y Hoffmann, 2005). Otro factor incidente en la región, es el embate de eventos meteorológicos de gran magnitud, como los huracanes (Connell, 1978; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Ruiz-Zarate *et al.*, 2003). Esto fue evidente 2005, con los huracanes Emily y Wilma, donde se observó un cambio en la composición bentónica y una disminución significativa sobre la cobertura de coral después del paso de los huracanes (Álvarez del Castillo-Cárdenas *et al.*, 2008). No obstante, Rogers (1990) y Connell

(1978) señalan que los efectos de huracanes y tormentas aumentan la diversidad específica. Es posible que estos eventos de alguna forma estén sesgando los resultados de nuestro trabajo, pues los arrecifes de este parque se encuentran en proceso de recuperación y por ello se pueden obtener valores más bajos de las variables ecológicas analizadas (riqueza, abundancia, diversidad, equidad y distintividad taxonómica) de lo que normalmente se esperaría. Por esta razón sería necesario repetir el estudio en años posteriores para tener un panorama más amplio de los procesos y factores que determinan el estado de los arrecifes de este parque.

8.2.2. Cobertura coralina.

De forma general se encontraron diferencias significativas en la mayoría de las comparaciones estadísticas entre los dos parques nacionales (Tabla 6), y en contra de lo que se esperaba, los valores más altos se encontraron en el PNSAV (sometidos a un elevado estrés ecológico), comparado con el PNAC (Tabla 4 y 5). Las variables que no presentaron diferencias entre regiones fueron: riqueza y diversidad de corales y distintividad taxonómica en peces.

La cobertura de coral es uno de los parámetros más medidos en los programas internacionales de monitoreo arrecifal, y sirve para determinar la condición de los corales que forman los arrecifes, ya que es el producto de todos los procesos (bióticos y abióticos) arrecifales (Steneck *et al.*, 1997; Hodgson, 2000; Kramer, 2003; Pattengill-Semmens y Semmens, 2003; Silverman *et al.*, 2004). La cobertura promedio de corales registrada en este estudio fue de $22.79 \pm 12.43\%$, pero fue significativamente mayor en el PNSAV ($24.59 \pm 13.87\%$) que en el PNAC ($18.08 \pm 8.9\%$). Los valores obtenidos de cobertura de coral para ambas regiones fue ligeramente inferior al registrado por la iniciativa AGRRA para los arrecifes del Atlántico Occidental, donde reportan una media de cobertura coralina del 26 % para esta región durante 1998-2000 (Kramer, 2003).

Los arrecifes de coral en el Caribe y Golfo de México han tenido un cambio notable e importante, el cual reside en que las comunidades dominadas por corales, han sido sustituidos por algas (Garza-Pérez y Arias-González. 2001; Brown *et al.*, 2002; Hughes *et al.*, 2003; Jordán-Dahlgren, 2004; Tunnell *et al.*, 2007). Estas estructuras eventualmente

pueden ser destruidos por los procesos de erosión física y biológica a los que esta sujeta la masa arrecifal (Jordán-Dahlgren, 1993). Los resultados de alta cobertura de coral presente en el PNSAV, pueden deberse al efecto que tienen los herbívoros (peces y equinodermos), ya que controlan y reducen el crecimiento algal y los corales pueden establecerse evitando la competencia por el espacio (Sammarco, 1980; Glynn, 1997). Caso contrario ocurre en el PNAC, donde los procesos de herbivoría pueden verse interrumpidos debido a la disminución en la abundancia de erizos y peces herbívoros, lo que da lugar a que la cobertura coralina disminuya y que la abundancia algal incremente (Dart, 1972; Roberts, 1995).

La alta cobertura de coral en algunos arrecifes del PNSAV (Santiaguillo: 42.99 % e Isla Verde: 34.86 %) puede ser resultado de que estos arrecifes no han sufrido un alto impacto antropogénico y el que su localización geográfica (lejos de la costa) hacen que estén protegidos ante eventos severos de contaminación y sedimentación terrígena (Tunnell, 1992; Gilmour, 2002). Se puede inferir que estos dos agentes provenientes de las descargas de ríos, generan condiciones adversas capaces de limitar el desarrollo de los corales cerca de la costa, como en Blanca (23.26 %) e Isla Sacrificios (20.14 %; Tunell, 1992; Vargas-Hernández *et al.*, 1993). Por otro lado, la más altas coberturas registradas en el PNAC, se observaron en el arrecife Colombia (23.63 %) y Dalila (20.79 %) y puede derivarse a que estos arrecifes se encuentran dentro de la Zona de Uso Restringido (acceso solo a buzos experimentados), mientras que Paraíso, Chankana'ab y Yucab con baja cobertura coralina (14 % promedio) se encuentran en una Zona de Uso intensivo, donde existe un mayor nivel de perturbaciones (e. g. natación, snorkel y buceo, muelles, desembarques, etc.), además de ser lo sitios más visitados del parque (INE-SEMARNAP, 1998; Ruiz-Zarate *et al.*, 2003; Saphier y Hoffmann, 2005).

Cabe mencionar que se encontró en los dos parques una alta abundancia de especies de coral resistentes a la sedimentación y turbidez, lo cuál es crítico para determinar la integridad a largo plazo de los ecosistemas arrecifales (Loya, 1976; Torres, 2001; Lirman *et al.*, 2002). Entre ellas pueden citarse a *Montastraea cavernosa*, *Montastraea annularis*, *Porites asteroides*, *Colpophyllia natans*, y *Siderastraea siderea* conformando más del 70% de la cobertura total dentro de la comunidad coralina.

En resumen, los diferentes factores bióticos y abióticos (naturales e inducidos) presentes en cada parque nacional, moldea y causa el patrón observado en la abundancia de especies. Estos efectos pueden explicar el comportamiento y la estructura de la comunidad en sentido espacial y temporal en este trabajo (Solís-Weiss, 1900; Fabricius, 2005), lo que ocasiona que los valores de cobertura, abundancia y distribución de corales, peces y equinodermos sean alterados, así como la estructura del ecosistema y el paisaje (Gutiérrez et al., 1993).

8.2.3. Enfermedades de coral.

La disminución en la abundancia de coral es un fenómeno a nivel mundial relacionado, en gran medida, con un aumento de desórdenes fisiológicos y enfermedades (Goreau *et al.*, 1998; Sutherland *et al.*, 2004). La mortalidad puede ser consecuencia del aumento en la sedimentación, vertimiento de aguas residuales y contaminantes, huracanes, eventos de blanqueamiento y enfermedades de coral (Garzón-Ferreira, 1997; Borger, 2005; Lesser, 2007). Las enfermedades de coral parecen haberse incrementado durante los últimos años y han jugado un papel importante en el declive de los arrecifes coralinos del Caribe (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2004; Weil, 2004; Rodríguez y Cróquer, 2007), ya que se han reconocido como causas de la reducción de la cobertura de coral y de la mortalidad de las principales especies constructoras de arrecifes (Garzón *et al.*, 2001; Aronson y Precht, 2001; Lafferty *et al.*, 2004).

Entre los aspectos más importantes que aún no quedan claros sobre la degradación observada de los arrecifes, es la relación entre la prevalencia de las enfermedades de coral y la estructura comunitaria arrecifal. Sin embargo, la evaluación de signos de diversos tipos de enfermedad están actualmente incluidas en los programas de monitoreo diseñados para evaluar la salud arrecifal en el Atlántico Occidental (Richardson, 1998), ya que en esa región el problema está ampliamente distribuido (Jordán-Dahlgren, 2004). Coles y Brown (2003) mencionan que los porcentajes de enfermedades y blanqueamiento son indicadores de la salud del ecosistema arrecifal y que los valores altos se manifiestan bajo condiciones que afectan la resistencia y la inmunidad de los corales frente a los patógenos.

La literatura indica que, comparativamente, la prevalencia de enfermedades de coral es mayor en el Caribe que en el Golfo de México (Jordán-Dahlgren, 2004; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2004), lo cual fue comprobado en este trabajo, ya que las diferencias observadas entre ambas regiones fueron estadísticamente significativas (Figura 3, Tabla 6). Los niveles de prevalencia de enfermedades en los dos parques mostraron un promedio para el PNAC de 7.38 ± 1.75 y para el PNSAV de 7.26 ± 2.59 % (Tabla 4 y 5). Estas cifras resultan inferiores a los valores citados para el Caribe Mexicano y Golfo de México (10 al 50 %, Kramer, 2003; Ruiz-Zárate *et al.*, 2003; McField y Kramer, 2007). Sin embargo, lo anterior se encuentra bajo una fuerte discusión, pues otros autores (Ward y Lafferty, 2004; Jordán-Dahlgren, com. pers.) mencionan que cuando la prevalencia de enfermedades es del orden del 3 al 5 % podría considerarse letal e implicaría ya una alta probabilidad de epizootia (nombre aplicado a epidemias en poblaciones animales). Esto se basa en que es necesario conocer cuál es el nivel base para una población natural en condiciones óptimas, lo cual no siempre se sabe, pero como indica Jordán (com. pers.), se estima que es del orden del 0.5-1.5 % para enfermedades/síndromes letales, de otra manera no sobrevivirían. El punto clave es que, dado el peligro potencial que las enfermedades pueden causar a las poblaciones coralinas a mediano plazo (Weil *et al.*, 2002), se debe hacer un seguimiento a detalle de este fenómeno y plantear estrategias de manejo como respuesta. Un ejemplo de tales efectos catastróficos se observó en la década de los 90's en especies claves como el coral "cuernos de alce" (*Acropora palmata* y *Acropora cervicornis*) y el erizo herbívoro (*Diadema antillarum*), teniendo como consecuencia mortalidades masivas que han afectado significativamente el desarrollo, estructura y función arrecifal en la región del Caribe (Weil *et al.*, 2002; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Ward y Lafferty, 2004; Ward *et al.*, 2006).

Cabe aclarar que en el enfoque de detección de enfermedades de este trabajo, no se observaron correlaciones significativas y/o de alta relación entre las diferentes variables ecológicas analizadas y las enfermedades observadas en el coral (Tabla 7). Lo anterior podría llevar a especular que factorías enfermedades no están afectando la salud del ecosistema, sin embargo no necesariamente esto es así. El hecho es que el análisis visual sumado a los datos semicuantitativos (porcentajes de enfermedad de banda negra, enfermedad de banda blanca y enfermedad de banda amarilla, principalmente) indican lo contrario. Bajo este esquema, las correlaciones sólo indican que en sitios donde existen

altos valores de las variables ecológicas (cobertura coralina, diversidad, equidad y distintividad taxonómica), no hay una elevada prevalencia de enfermedades o viceversa. Sin embargo esto es un problema complicado, en donde el investigador se enfrenta a tres fuentes de dificultad y posible confusión: la complejidad, que se refiere a que existen múltiples factores de entrada que afectan a la prevalencia de enfermedades y que potencialmente no permiten describir adecuadamente los múltiples procesos que realmente ocurren en el ecosistema; la segunda fuente es la estimación y calidad del muestreo (error experimental), ya que los valores obtenidos del número de hospederos potenciales en cada transecto fueron insuficientes y, por ende, no representativos para detectar cambios significativos en la estructura comunitaria y determinar si la prevalencia va o no en aumento; la tercera fuente es la fácil confusión entre correlación y causalidad, pues se ha de tener claro pueden haber dos variables correlacionadas sin causalidad, o bien que presenten una correlación baja con causalidad. Lo anterior ha sido discutido como problemas típicos a los que se enfrentan este tipo de investigaciones (Box *et al.*, 2008).

Así mismo, la relación entre enfermedades de coral y las variables ecológicas obtenidas puede verse encubierta por las distintas escalas de tiempo en la que se presentan las enfermedades y sus efectos, y en las que se desarrolla y estructura la comunidad coralina. Por tanto, dado que sólo es posible reconocer que el ecosistema arrecifal en los sitios de muestreo de manera puntual en tiempo y espacio, eso nos limita a detectar características asociativas, pero que no describen eficientemente y a largo plazo, el proceso degenerativo que las enfermedades pueden ejercer.

Por último, podemos afirmar que el sistema presenta enfermedades que, a largo plazo, puedan acelerar un proceso degenerativo y de impacto mayor a lo calculado, ya que el tejido enfermo de las colonias infectadas va creciendo, incluso a razón de milímetros por día, lo cual puede ocasionar la muerte de las colonias rápidamente (Richardson, 1997; 1998). Este cambio sería relativamente rápido y no podría ser comparado, en escala temporal, con la espacial de la estructura comunitaria de corales. Debido a lo expuesto, las enfermedades de coral son aspectos clave de la salud de los corales y pueden ser consideradas como una señal temprana de que los arrecifes coralinos se encuentran bajo alguna presión y como un indicador que refleja la salud del ecosistema coralino (McField y Kramer, 2007; Rodríguez y Cróquer, 2007).

8.2.4. Índices ecológicos.

Para analizar la diversidad a nivel de comunidades se han desarrollado distintas aproximaciones cuantitativas (índices ecológicos), la mayoría de ellas basadas en la teoría de la información (Turner y Gardner, 1991). Esto se hace con el objetivo de resumir información y encontrar un patrón de medida universal que permita realizar comparaciones sujetas a comprobación estadística (Magurran, 1988; Moreno y Halffter, 2000). Por esta razón, si los índices son tomados repetidamente a lo largo del tiempo pueden brindar información sobre disturbios que impactan al ecosistema (Angermeier y Karr, 1994; Dale y Beyeler, 2001). Sin embargo, han sido duramente criticados principalmente porque su interpretación biológica puede ser difícil y sus cambios sólo pueden ser explicados regresando a los datos de riqueza específica y abundancia proporcional de las especies, de tal forma que ambos parámetros sean complementarios en la descripción de la diversidad (Hurlbert, 1971; Moreno y Halffter, 2001; Magurran 2003).

Los índices ecológicos analizados mostraron variaciones en los dos parques nacionales y al realizarse la comparación estadística encontramos diferencias significativas en la mayoría de los casos, excepto diversidad de corales y distintividad taxonómica en peces (Tabla 6). En el caso de corales esto puede deberse a que la diversidad presenta una relación directa con el número (riqueza) y/o la equidad de especies, lo que sugiere que la forma en la distribución de la abundancia de especies en los dos parques fue similar (Magurran, 1988), como fue el caso de *Montastraea annularis* y *Montastraea cavernosa* quienes representaron el 10 y 12 % respectivamente, de la abundancia en ambos parques (Lloyd y Ghelardi, 1964; Magurran, 2003). Por contraparte, la equidad de corales presentó diferencias, posiblemente porque está influenciada en gran medida por la riqueza de especies de corales presentes en el PNSAV. Esto probablemente a que dentro del Golfo de México podemos encontrar un alto grado de heterogeneidad ambiental (producto de las condiciones ambientales prevalecientes), lo que puede generar un aumento en la riqueza específica y en la cantidad de hábitats (Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 1999; Brown *et al.*, 2005).

El índice de distintividad taxonómica es útil debido a la capacidad de diferenciación en sitios con igual riqueza y abundancia de especies, pero con diferente composición (Magurran, 2003). En este sentido, indica que la composición de especies tanto taxonómica

como funcionalmente, son diferentes, siendo mayor en el PNAC (especies menos emparentadas) a pesar de presentar baja diversidad y una alta equidad. Se ha propuesto que en comunidades perturbadas y en continuo estrés físico (como es el caso del PNSAV) están dominadas por especies cercanamente emparentadas, mientras que los arrecifes con menor estrés (PNAC) tienden a comprender un amplio arreglo taxonómico (Warwick y Clarke, 1998 y Brown *et al.*, 2002). Dicho lo anterior, los resultados concuerdan con los supuestos del índice.

Con relación a peces, los índices de diversidad y equidad presentaron un patrón similar en las dos regiones aunque se puede observar diferencias significativas en la comparación (Tabla 6), lo que podría mostrar que la riqueza y proporción de especies (equidad) es diferente en cada parque (Figura 4), siendo el PNAC donde la comunidad fue más compleja estructural y funcionalmente, debido a las relaciones interespecíficas y apertura de nichos disponibles por competencia, lo que puede generar una abundancia de especies más homogénea (May, 1975; Pianka, 2000). Respecto al índice de distintividad taxonómica y debido a la ausencia de diferencias entre los parques si indica que el arreglo taxonómico debe ser casi homogéneo para los dos parques nacionales, es decir, la distribución y abundancia de grupos mayores es similar en el PNAC y el PNSAV (Clarke y Warwick, 2000; 2001a). Esto posiblemente, se debe a que las faunas ícticas de las dos regiones (PNAC y PNSAV) presentan el mismo origen biogeográfico y relativamente poco endemismo (Tunnell, 1992; Vargas-Hernández *et al.*, 1993; Cowen *et al.*, 2003; Roberts, 1997; Syms, 2000).

Los valores resultantes respecto a índices ecológicos en equinodermos (erizos y estrellas de mar) mostraron diferencias significativas entre los dos parques, de igual forma con valores mayores en el PNSAV (Figura 5). Como ya se mencionó anteriormente este taxón tuvo baja representatividad, pero fue el que presentó mayores diferencias interregionales en riqueza y abundancia de especies. Un factor que podría afectar en gran medida la distribución y abundancia de los erizos es el alimento, ya que son principalmente herbívoros y por ende controlan la abundancia de algas. La alta abundancia de erizos en el PNSAV pudo presentarse como resultado del aporte excesivo de nutrientes producido por las descargas pluviales de ríos aledaños al parque, lo cual implica que exista disponibilidad de nutrientes favoreciendo el crecimiento de algas, y por lo tanto una mayor cantidad de erizos (Carpenter, 1997; Wainwright y Bellwood, 2002; Edmunds y Carpenter, 2001).

Además, que estos organismos pueden tolerar fuertes condiciones ambientales (Birkeland, 1997) y habitar prácticamente cualquier lugar del fondo rocoso (Carpenter, 1997).

Finalmente, los arrecifes coralinos han sido descritos recientemente como ecosistemas en no-equilibrio, donde la exclusión competitiva es prevenida por continuas perturbaciones, tal y como lo predice la hipótesis de perturbación intermedia (Connell, 1978). Podría suponerse que la competencia por el sustrato de corales y algas, que aparentemente reduce la diversidad y propicia dominancia de algunas especies algales, puede ser abatida por las perturbaciones físicas que propician un incremento en la diversidad por la reducción en el tamaño poblacional de las especies dominantes (Hughes, 1986). A pesar de esto, las perturbaciones constantes y de gran magnitud (Nortes, lluvias y huracanes) en los dos parques nacionales, reducen la diversidad de corales, peces y equinodermos, lo que significa que tienen un efecto importante sobre el número de especies, abundancia y cobertura que caracterizan estos parques nacionales.

8.3. Análisis de Conglomerados.

Los métodos multivariados de clasificación han sido empleados en ecología para diferentes propósitos, uno de ellos es la medición de la diversidad y ordenamiento ecológico (Sneath y Sokal, 1973; Moreno, 2001). En este contexto, el análisis de conglomerados realizado a todo el componente biótico (corales, peces y equinodermos) expresa el grado en el que las dos regiones arrecifales son semejantes o diferentes dependiendo de la abundancia de especies presentes en ellas (Magurran, 1988). Por tanto, agrupa localidades (arrecifes) con mayor afinidad y parecidos en su estructura ecológica con base en la diferencia de sus faunas (Chávez y Hidalgo, 1988).

En esta tesis, los análisis de clasificación muestran una tendencia evidente en corales y peces por la presencia de dos agrupamientos homogéneos de arrecifes separados por su posición geográfica (Figura 6 y 7). Esto debe corresponder al reflejo del hábitat y la afinidad ecológica de los sitios en cada parque nacional. Además, determinan la similitud en la abundancia relativa registrada por especie para cada taxa (Sneath y Sokal, 1973; Ludwig y Reynolds, 1988). El análisis realizado para equinodermos (erizos y estrellas de mar) mostró dos grupos, los cuales según el análisis discriminante, son correctos en menor

porcentaje de acuerdo a las similitudes en la abundancia de equinodermos y presentan una combinación de arrecifes pertenecientes a los dos parques (Figura 8).

El escenario anterior puede deberse a que este taxón (equinodermos) fue el más contrastante, estuvo representado por muy pocos individuos en el PNAC y muestra gran variación en la abundancia de especies en el PNSAV. El grupo 1 (línea continua; Figura 8) es más heterogéneo y grande que el grupo 2 (línea punteada), ya que incluye la mayor parte de arrecifes de los dos parques nacionales y se caracteriza principalmente por sus altas abundancias. Por otro lado, el resto de arrecifes conforman el grupo 2, el cuál es más pequeño y esta caracterizado por presentan arrecifes con baja abundancia de especies. En estas condiciones es difícil hallar esquemas claros que particularicen a hábitats respectivos y expresen las características ambientales y ecológicas de la comunidad de equinodermos. Además consideramos, que es muy poca la información que se tiene sobre la estructura comunitaria de equinodermos en arrecifes del Caribe y Golfo de México (Durán-González *et al.*, 2005; Laguarda-Figueras *et al.*, 2005; Solís *et al.*, 2007).

8.4. Índice de estado de salud arrecifal (Componentes principales y análisis multicriterio.

El termino “salud”, aplicado a ecosistemas, es un concepto impreciso y un tanto equívoco para cuyo cálculo no existe unidad de medida universal ni puede considerarse un único atributo (Constanza, 1992; Greenstein *et al.*, 1998; Shear, 2005). Así, no existe un modo característico de definir un lugar con mayor o menor salud (Suter 1993; Jorgensen *et al.*, 2005), y diseñar un plan de protección de la diversidad biológica basándonos exclusivamente en tal idea puede parecer una aproximación preliminar rápida, pero en el fondo es una estrategia poco fiable y que tiende a no ser objetiva (Moreno, 2001; Wells, 2005). Regularmente es más fácil reconocer a un arrecife “enfermo”, ya que presenta desajustes en su estructura o función al compararse con otras, que tratar de definir uno saludable. No obstante, es posible obtener indicadores que cumplan para evaluar la diversidad biológica e identificar la eficacia de las funciones y componentes valores del ecosistema (Marques *et al.*, 2005; Shear *et al.*, 2005). Si además estos son aplicables sinópticamente a la región entera, los resultados toman otra dimensión y se pueden utilizar

para desarrollar un índice biótico más adecuado para evaluar la condición relativa de los arrecifes coralinos. Además, ayudaría a identificar los factores que podrían estar generando cambios en uno o varios indicadores a la vez, para lo cual luego será preciso evaluar y vincular varias posibles causas (Kramer *et al.*, 2000; Kramer, 2003; Jorgensen *et al.*, 2005).

El número de trabajos sobre la caracterización de la salud arrecifal es limitado. Sin embargo, Kramer (2003) analizó aspectos cuantitativos de indicadores arrecifales a escala regional dentro del Atlántico, efectuando un índice de salud arrecifal basado en una interpretación cualitativa *a posteriori* de un análisis de conglomerados, pero no presenta de modo explícito los criterios que sustentan la agrupación y realización de la escala de salud. De esta forma es difícil emitir un juicio referente a la calidad de un arrecife, ya que puede ser considerado ecológicamente inestable, pero “sano” si satisface un propósito señalado.

En nuestro caso, la intención del estudio fue también considerar mucha información procedente de campo, pero además, realizar el cálculo del índice general y finalmente establecer cuál de estas múltiples variables son las adecuadas para determinar e interpretar los síntomas relacionados con el estado de salud arrecifal. Por tanto, este trabajo deja de ser sólo un análisis exploratorio para examinar la calidad de los ecosistemas, ya que la demostración y explicación para crear la clasificación y/o gradiente se basó en criterios holísticos; y marca una pauta para futuras conjeturas en cuestiones de manejo, ya que la interpretación de los resultados obligó a usar un criterio cuantitativo y cualitativo al arreglo que presentaron los arrecifes en base al índice propuesto (Figura 9).

Para evaluar la condición de los arrecifes en una escala relativa de salud, fue desarrollado un índice de salud arrecifal utilizando un análisis de componentes principales; complementado y justificado con el análisis multicriterio (Lahdelma *et al.*, 2002; Johnson, 2004). Se hicieron ambos pensando en la comprensión científica y ecológica de la dinámica y estructura de los arrecifes coralinos, pero además en las herramientas que los manejadores saben utilizar y operar con habilidad. Se obtuvieron tres categorías de calidad arrecifal: baja, media y alta (Tabla 11). La condición de evaluación de la calidad arrecifal fue basada principalmente en datos ecológicos y criterios de aceptados de “salud”, es decir, la explicación biológica que asumimos como medida de buena calidad ambiental fue una alta riqueza y abundancia de especies y altos valores de diversidad, equidad y distintividad

taxonómica. Los cuatro arrecifes que presentaron alta calidad (Dalila, Colombia, Santiaguillo e Isla Verde) se caracterizaron en general por alta cobertura coralina, baja prevalencia de enfermedades, alta riqueza y abundancia de especies e índices ecológicos relativamente altos. En cambio, los arrecifes en la categoría de calidad baja (Chankana'ab, Paso del Cedral, Pájaros e Isla Sacrificios) mostraron valores bajos de los parámetros mencionados, presentando una estructura comunitaria de corales, peces y equinodermos muy sencilla.

El escenario anterior coincide mayoritariamente con lo encontrado en el análisis multicriterio (Tabla 10) para determinar el gradiente de salud arrecifal (Gómez-Delgado y Bosque-Sendra, 2004) y se consideran (PCA y MCA) como evidencias independientes y coincidentes. El gradiente mostró una separación evidente de los dos parques nacionales. En general, creemos que los patrones observados se manifiestan por el efecto ambiental diferenciado prevalecientes en cada región (Horta-Puga *et al.*, 1997). No obstante, sabiendo que funcionan como sistemas ecológicos distintos, fue posible detectar en base a los criterios de salud antes mencionados, los arrecifes que en conjunto presentan las características para ser etiquetados dentro de la escala de salud propuesta.

Como se esperaba en el PNASV, los arrecifes coralinos alejados de la costa parecen presentar una mejor condición y desarrollo (protegidos geográficamente y es una zona difícil acceso) que aquellos que se encuentran cerca de la influencia humana, y por ende, donde hay un potencial más alto de disturbios (e.g. contaminación, sedimentación, sobrepesca, enriquecimiento nutrientes, daño físico, etc.; Tunnell, 1992; Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Jiménez-Hernández *et al.*, 2007). Por otra parte, los arrecifes del PNAC a escala espacial se concentran en la parte sur-occidental, que es donde los sistemas arrecifales presentan un mejor desarrollo, ya que se encuentran protegidos geográficamente (de huracanes y fuerte oleaje) y es una zona de uso y acceso restringido (Solís-Weiss, 1990; INE-SEMARNAP, 1998; Jordán-Dahlgren, 2008).

Finalmente, el análisis integral de los atributos señalados para evaluar el estado de salud de los arrecifes coralinos desde el punto de vista bentónico, indicó que la mayoría de las variables están correlacionadas significativamente (Tabla 9). Sin embargo las variables

abundancia de peces y distintividad taxonómica de corales y peces fueron las que determinan en mayor importancia el gradiente de salud, según los factores del PCA.

8.5. Biodiversidad, salud arrecifal e indicadores ecológicos como variables predictoras.

Un análisis y seguimiento objetivo de la biodiversidad y su cambio, requiere su correcta evaluación y monitoreo (Moreno, 2001; Guzmán *et al.*, 2004). Lo ideal consiste en utilizar la mayor cantidad de información biológica medible y aportar conocimientos a la teoría ecológica, para posteriormente aprovechar éstos recursos y tomar decisiones o emitir recomendaciones eficientes en favor de la conservación de taxones y áreas amenazadas (Rolston; 1994; Jorgensen *et al.*, 2005). Una alternativa para disponer de elementos mensurables y comparables, es utilizando grupos parámetro, también llamados grupos indicadores; ya que funcionan como signos para evaluar la condición y las tendencias en la salud del ecosistema, así como el grado de efectividad del manejo (Shear *et al.*, 2005; Christensen y Cury, 2005). Los indicadores por sí mismos, son una parte fundamental para crear una nueva definición de lo que es la salud del ecosistema arrecifal (Jorgensen *et al.*, 2005; Müller y Lenz, 2006; McField y Kramer, 2007).

Se ha propuesto una gama amplia de taxa indicadores para medir la condición de la estructura biológica en arrecifes de coral (e.g. macroalgas, corales, equinodermos y peces), siempre buscando su aplicabilidad práctica para fines de conservación, manejo y monitoreo ambiental (Stephens *et al.*, 1988; Spellerberg, 1991; Almada-Villela *et al.*, 2003; Lang, 2003; Christensen y Cury, 2005). Sin embargo, el mero cálculo o evaluación en campo de las variables no garantiza mucho; en este contexto, la capacidad de interpretación, comprensión y uso de los datos, y la posibilidad de combinar indicadores y componentes valorables del ecosistema, quedan limitadas a la iniciativa o ingenio del investigador o del encargado del programa de monitoreo. Dicho lo anterior, en el estudio específico aquí presentado, hay cuatro variables ecológicas (Tabla 12) que se destacan como favorables indicadores de salud en los dos parques nacionales: abundancia y cobertura coralina, abundancia de peces y riqueza de equinodermos. Por esa razón las proponemos, como indicadores y modelos confiables en los programas de monitoreo, pues son derivados de un

conjunto de datos que cumplen con criterios duros al ser objetivos, consistentes, transparentes y defendibles (Jorgensen *et al.*, 2005; McField y Kramer, 2007).

Cabe mencionar que ninguna combinación de indicadores puede considerarse como la correcta todo el tiempo, ni definitiva para completar una diagnosis completa (Jorgensen, 2005; Müller y Lenz, 2006), ya que nos falta tener un conocimiento detallado de las fuerzas que controlan la dinámica de los arrecifes (Marques *et al.*, 2005). Además, estos sistemas de forma natural experimentan rutinarios disturbios en tiempo y espacio (Wells, 2005; Sale, 2008). Por ello, en ocasiones presentan características que a veces son confusas y difíciles de interpretar ecológicamente y hacen muy compleja la práctica de manejo; por ejemplo, en mi tesis hubo lugares con una gran población de peces depredadores (lo cual es un síntoma de buena salud), pero que paralelamente cuentan con poca cobertura coralina (señal de pobre salud; McField y Kramer, 2007) como el caso de Chankana'ab y Paso del Cedral en Cozumel y Blanca en Veracruz PNAC (Tabla 4 y 5).

Algunos autores opinan que por la alta variabilidad natural en un arrecife, la serie óptima de indicadores ecológicos puede variar de un sitio a otro (Shear *et al.*, 2005; Precht y Robbart, 2006) o bien se recomienda indispensable ir modificando el tipo de indicadores a medir, dependiendo las condiciones, así como la inclusión de nuevas variables. En resumen, hasta el indicador más confiable no siempre puede reflejar plenamente atributos y el estado de la salud general de un ecosistema (Marques *et al.*, 2005; Shear *et al.*, 2005; Müller y Lenz, 2006). Esto refuerza la necesidad de estudios más profundos y desde un contexto más amplio de las características de desarrollo, condición y ecológicas particulares cuando se analizan estos ecosistemas (Jordán-Dahlgren, 1988). Sin embargo, paralelamente es necesario contar con un conjunto base de indicadores prioritarios, los cuales puedan ser útiles y aplicarse de manera práctica y extensiva con el fin de evaluar arrecifes de forma cotidiana y hacer comparaciones a nivel regional (Wells, 2005; McField y Kramer, 2007).

Lo ideal sería, montar un marco conceptual, que al igual que en la evaluaciones de salud humana incluya: la identificación de síntomas (factores bióticos y abióticos), identificación y medición de señales vitales (cambios en atributos del ecosistema), realizar una diagnosis provisional, pruebas para verificar la diagnosis (monitoreo con indicadores),

realizar la diagnosis final (reporte de la salud del ecosistema) y determinar el tratamiento (restauración y manejo; Wells, 2005). Lo anterior se vuelve una tarea sumamente compleja, más no imposible, siempre y cuando se tengan definidos los objetivos de los manejadores y los indicadores ecológicos sean elegidos adecuadamente en base a los criterios seguidos en las evaluaciones y programas de monitoreo.

Bajo este esquema, se hace necesario resaltar que un taxón que puede dar información relevante y deben ser consideradas en los programas de monitoreo y conservación son las algas (Norton *et al.*, 1996); ya que éstas se pueden usar como indicadores de perturbación (Humm, 1984). Desafortunadamente, la falta de información sobre este grupo radica en la dificultad en su clasificación taxonómica, sus complejos ciclos de vida y características biológicas (Graham y Wilcox, 2000).

8.6. Gráficos de control, utilidad práctica en cuestiones de manejo y conservación.

La diversidad biológica es una característica importante de las comunidades y se relaciona con los factores ambientales que inciden sobre ella y su estabilidad (Pielou, 1975; Legendre y Legendre, 1998; Pianka, 2000; Stem, *et al.*, 2005). La implementación de los gráficos de control resulta particularmente útil cuando se pretende cuantificar el cambio de un proceso y para dar seguimiento a la variación natural a través del tiempo (Bryant, 1998). Se dan dos clases de variación, la variación aleatoria indeterminada y la no aleatoria resultado de una causa atribuible específica (Ishikawa, 1989; Feigenbaum, 1990). La primera es predecible (proceso bajo control), sin embargo la segunda hace que el proceso se encuentre fuera de control (Bryant, 1998).

Es este sentido, los gráficos de control permiten identificar la variación total de la diversidad biológica (aleatoria y no aleatoria) dentro de un nivel de control estadístico y biológico (Feigenbaum, 1990), por lo que se utilizaron para monitorear la diversidad biológica en los dos parques nacionales. La herramienta puede ayudar a los manejadores y encargados del monitoreo a analizar los procesos y decidir cuándo actuar porque las condiciones ecológicas que modifican la estructura comunitaria de corales han caído por debajo de un nivel aceptable (gráficamente saliendo de los límites de control). Igualmente,

esto tiene como consecuencia que permiten ver cuando se están logrando los objetivos de conservación y manejo, ya que se pueden ir modificando la capacidad operativa de los programas de monitoreo al analizar los gráficos de control y señalar sitios críticos para la conservación.

El resultado de las gráficas de control (Figura 10), específicamente los puntos críticos de cada arrecife, pueden tener consecuencias prácticas y pueden ser utilizadas como criterio para juzgar la salud de los arrecifes. Por ejemplo, el arrecife Pájaros en el PNSAV, presenta varios puntos fuera del límite de control inferior, lo que indica que existe alguna causa especial de variación negativa en la estructura comunitaria de corales en este arrecife, y por ende la zona deberá ser analizada a mayor detalle para poder atribuir la causa de dicha variación. De forma contraria en el mismo parque nacional, el arrecife Santiaguillo mostró tres puntos que salen del límite superior, lo que indica que la riqueza y abundancia de especies han sufrido una alteración positiva. Otro caso relevante fue el taxón equinodermos, el cual presentó una situación controlada y se observaron todos los puntos cercanos a la media natural de diversidad del ecosistema. Ello indica que este grupo en los dos parques nacionales presenta una baja variabilidad natural en sus comunidades y en el tiempo.

En general, los arrecifes se encuentran en condiciones aceptables cuando su variabilidad es debida únicamente a causas internas (naturales) del ecosistema. Tomando en cuenta lo anterior, la diversidad de corales, peces y equinodermos en los dos parques nacionales se pueden considerar como un buen indicador de la calidad del ecosistema, ya que presenta características que ayudan a comprender la naturaleza del ecosistema. De forma relevante, la utilización de esta herramienta simplifica el análisis de situaciones numéricas complejas y muestra de forma clara la variabilidad resultado de la diversidad biológica en los arrecifes de estudio.

9. CONCLUSIONES.

- Las variables ecológicas (cobertura coralina, enfermedades de coral, riqueza, abundancia, diversidad, equidad y distintividad taxonómica) presentaron diferencias significativas entre los dos parques. De forma general y en contraste de lo que se esperaba, las cifras más altas de las variables ecológicas las presentó el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).
- La prevalencia de enfermedades fue baja en los dos parques nacionales y a pesar de que las correlaciones no mostraron diferencias significativas con las variables ecológicas de corales, se sugiere que la evidencia no es indicativa del efecto degenerativo que pueden asumir las enfermedades a largo plazo sobre la estructura coralina y en el ecosistema arrecifal en general.
- El índice de estado de salud arrecifal determinó que los arrecifes presentan mejores condiciones fueron Dalila, Colombia (PNAC), Santiaguillo e Isla Verde (PNSAV); los arrecifes de calidad media: Paraíso, Yucab (PNAC), Isla de En medio y Blanca (PNSAV); y los de baja calidad: Chankana'ab, Paso del Cedral (PNAC), Pájaros e Isla Sacrificios (PNSAV).
- En conjunto, las variables abundancia y cobertura coralina, abundancia de peces y riqueza de equinodermos son recomendadas para utilizarse en programas de monitoreo debido a su fácil identificación y dadas sus características como indicadores biológicos y ecológicos.
- La utilización de los gráficos de control de calidad en datos ecológicos es una herramienta que simplifica el análisis de situaciones numéricas complejas y muestra de forma clara la variabilidad resultado de la diversidad biológica en los arrecifes de estudio. Por tanto brinda información relevante (entre ello, detectar sitios críticos para la conservación) que pudiera ser útil para decisiones concernientes a manejo y conservación.

- Esta tesis constituye la primera comparación regional de estructura comunitaria de componentes arrecifales basado en corales, peces y equinodermos. En conjunto, fue posible obtener una evaluación actual del estado de salud arrecifal, así como el uso de métodos útiles para ver la calidad de los arrecifes a lo largo del tiempo. Además de brindar información que puede ser utilizada directamente por los programas de monitoreo y conservación.

10. LITERATURA CITADA.

- Ahmed, M., Umali, G. M., Chong, C. K., Rull, M. F y M. C. García. 2007. Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs - The case of Bolinao, Philippines. *Ocean and Coastal Management* 50: 103–118.
- Almada-Villela, P. C., Sale, P. F., Gold-Bouchot, G. y B. Kjerfve. 2003. Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM. Coastal Resources Multi-Complex Building. Belice. 158 pp.
- Álvarez del Castillo-Cárdenas, P. A., Reyes-Bonilla, H., Álvarez-Filip, L., Millet-Encalada, M. y L. E. Escobosa-González. 2008. Cozumel Island, México: A disturbance history. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, Session number 18.695.
- Angermeier, P. L. y J. R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: Protecting biotic resources. *Bioscience*. 44 (10): 690-697.
- Anselin, A. y P. Meire. 1989. Multicriteria Techniques in Ecological Evaluation: an Example Using the Analytical Hierarchy Process. *Biological Conservation*. 49: 215-229.
- Arenas, F. V. y M. L. Jiménez. 2004. La Pesca en el Golfo de México. Hacia mayores biomásas en explotación. 757-771 p. En: Ezcurra, E., Pisanty, I. y M. Caso (eds.). Diagnóstico Ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. 626 pp.
- Arias-González, J. E., González-Gándara, C., González-Salas, C., Hernández-Landa, R.C., Membrillo-Venegas, N., Núñez-Lara, E., Pérez-Díaz, E. y M. A. Ruiz-Zárate. 2002. Coral reef ecosystem research: towards integrated coastal management on the Yucatan Peninsula, Mexico. 39-50 p. Done, T. y D. Lloyd (eds.). Information management and decision support for marine biodiversity protection and human welfare: coral reefs. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia 170 pp.
- Aronson, R. B. y W. F. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiologia*. 460: 25–38 pp.
- Arriaga-Carrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J., Jiménez-Rosenberg, R., Muñoz-López, E. y V. Aguilar-Sierra (coordinadores). 1998. Regiones prioritarias marinas de México. CONABIO. México. 151 pp.
- Banks, J. 1989. Principles of quality control. New York: Wiley. 634 pp.
- Bastida-Zavala, J. R., Beltrán-Torres, A. U., Gutiérrez-Aguirre, M. A. y G. de la Fuente-Betancourt. 2000. Evaluación rápida de los arrecifes parche de Majagual, Quintana Roo. México. *Rev. Biol. Tropical* 48(1): 137-143.

- Beltrán-Torres, A. U. y J. P. Carricart-Ganivet. 1999. Lista revisada y clave para los corales pétreos zooxantelados (Hidrozoa: Milleporina; Anthozoa: Scleractinia) del Atlántico mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 47(4): 813-829.
- Bhat, A. y A. E. Magurran. 2006. Taxonomic distinctness in a linear system: a test using a tropical freshwater fish assemblage. *Ecography*. 29: 104-110.
- Birkeland, C. (ed.). 1997. *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman y Hall. USA. 536 pp.
- Borger, J. L. 2005. Dark spot syndrome: a scleractinian or a general stress response?. *Coral Reefs*. 24: 139-144.
- Boyd, D. W., Kornicker, L. S. y R. Rezak. 1963. Coralline algal micro-atolls near Cozumel Island, Mexico. *Univ. Wyoming, Contr. Geol.* 2: 105-108.
- Brown, B. E. y L. S. Howard. 1985. Assessing the effects of "stress" on reef corals. *Advances in Marine Biology* 22: 1-63.
- Brown, B. E., Clarke, K. R., y R. M. Warwick. 2002. Serial patterns of biodiversity change in corals across shallow reef flats in Ko Phuket, Thailand, due to the effects of local (sedimentation) and regional (climatic) perturbations. *Marine Biology*. 141: 21-29.
- Bryant, J. C. 1998. *Control de Calidad*. Editorial Pax, México. Pág. 75.
- Buddemeir, R. W. y R. A. Kinzie. 1976. Coral growth. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 14: 183-225.
- Carpenter, R. C. 1997. Invertebrate predators and grazers. 198-229 p. En: Birkeland, C. (ed.). *Life and death of coral reefs*. Academic Press, San Diego. 536 pp.
- Carricart-Ganivet, J. P. y G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de coral en México. 81-92 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México. 856 pp.
- Carriquiry, J. D. y H. Reyes-Bonilla. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 23: 227-248.
- Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G. y R. Galzin. 1997. Relationship between coral reef substrata and fish. *Coral reef*. 16: 93-102.
- Chávez, E. A. y E. Hidalgo. 1988. The coral reefs from Northwestern Caribbean and Gulf of Mexico in the social economic context. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Auton. Mex.* 15: 167-76.
- Christensen, V. y P. Cury. 2005. Application of ecological indicators for assessing health of marine ecosystems. 93-104 p. En: Jorgense, S. E., Costanza, R. y F. Xu (eds.). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.

- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*. 35: 523-531.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001a. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, 2nd. Edition. PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK. 203 pp.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001b. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*. 216: 265-278.
- Coles, S. L. y E. B. Brown. 2003. Coral bleaching-capacity for acclimatization and adaptation. *Marine Biology*. 46: 183-223.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and tropical reefs. *Science*. 199: 1302-1310 pp.
- Connell J. H., Hughes, T. P. y C. C. Wallace. 1997. A 30-year study of coral abundance recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol Monog.* 67(4): 461-488.
- Connell J. H., Hughes, T. P., Wallace, C. C., Tanner, J. E., Harms, K. E. y A. M. Kerr. 2004. A long-term study of competition and diversity of corals. *Ecol Monog.* 74(29): 179-210.
- Cortés, J. 1997. Biology and geology of eastern Pacific coral reefs. *Coral Reefs*. 16, Suppl.: S39-S46.
- Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. 239-256 p. En: Costanza, R., Norton B. G. y B. D. Haskell (eds.). *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington, D. C. 267 pp.
- Costanza, R., Norton, B. G. y B. D. Haskell (eds.). 1992. *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Washington DC: Island Press. 267 pp.
- Coulson, D. y L. Joyce. 2006. Indexing variability: A case study with climate change impacts on ecosystems. *Ecological Indicators*. 6(4): 749-769.
- Cowen, R. K., Lwiza, K. M., Sponaugle, S. C., Paris, B. y D. B. Olson. 2000. Connectivity of marine populations: open or closed?. *Science*. 287: 857-859.
- Crossland, C. J., Hatcher, B. G. y S. V. Smith. 1991. Role of coral reefs in global ocean production. *Coral Reefs*. 10: 55-64.
- D.O.F. 1996. Declaración del Área Natural Protegida Parque Marino Nacional Arrecife de Cozumel. *Diario Oficial de la Federación, México*. 19 de julio de 1996.
- D.O.F. 1998 Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel. *Diario Oficial de la Federación, México*. 2 de octubre de 1998.

- D.O.F. 2000. Acuerdo que tiene por objeto dotar con una categoría acorde con la legislación vigente a las superficies que fueron objeto de diversas declaratorias de áreas naturales emitidas por el Ejecutivo Federal. Diario Oficial de la Federación, México. 7 de junio de 2000.
- Dale, V. H. y S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*. Elsevier. 1: 3-10.
- Dana, F. T. 1976. Reef-coral dispersion patterns and environmental variables on a Caribbean coral reef. *Bulletin of Marine Science*. 26 (1): 1-13.
- Dart, J. K. 1972. Echinoids, algal lawn and coral recolonization. *Nature*. 239: 50-51.
- Díaz-Ruiz, S. y A. Aguirre-León. 1993. Diversidad e ictiofauna de los Arrecifes del Sur de Cozumel, Quintana Roo. 817-832. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México. 856 pp.
- Dillon, W. R. y M. Goldstein. 1986. *Multivariate Analysis*. John Wiley y Sons, New York. 565 pp.
- Durán-González, A., Laguarda-Figueras, A., Solís-Marín, F. A., Buitrón-Sánchez, B. E., Ahearn, C. G. y J. Torres-Vega. 2005. Equinodermos de las aguas mexicanas del Golfo de México. *Rev. Biol. Trop.* 53(3): 53-68.
- Edmunds, P. J. y R. C. Carpenter. 2001. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases of juvenile corals on Caribbean reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 98: 5067-5071.
- Emery, K. O. 1963. Arrecifes coralinos en Veracruz, México. *Geofis. Inter.* 3: 11-17.
- Enthorne, T. L. y M. M. Millar. 2003. Cuban tourism in the Caribbean context. *Journal of Travel Research* 42: 84-93.
- Fabricius, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 125-146.
- Feigenbaum, A. V. 1990. *Control total de la calidad*. Compañía Editorial Continental. México. 871 pp.
- Fenner, D. P. 1988. Some leeward reefs and corals of Cozumel, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 42: 133-144.
- Fenner, D. P. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, México. *Bulletin of Marine Science* 48: 719-730.
- Fenner, D. P. 1999. New Observations on the Stony Coral Species (Scleractinia, Milliporidae, Stylaseridae) of Belize (Central America) and Cozumel (Mexico). *Bulletin of Marine Science* 64: 143-154.

- García, A. E. 1964. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köpen. Offset Larios. México. 252 pp.
- García-Sais, J., Morelock, J., Castro, R., Goenaga, C. y E. Hernandez. 2003. Puerto Rican reefs: research synthesis, present threats and management perspectives. 111-130 p. En: Cortés, J. (ed.). Latin American Reefs. Elsevier Publ. 497 pp.
- Garza-Pérez, R. y J. E. Arias-González. 2001. Temporal change of a coral reef community in the South Mexican Caribbean. Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst. 52: 415-427.
- Garzón-Ferreira, J., Gil-Agudelo, D. L., Barrios, L. M. y S. Zea. 2001. Stony coral diseases observed in southwestern Caribbean reefs. Hydrobiologia. 460: 65-69.
- Gilmour, J. P. 2002. Acute sedimentation causes size-specific mortality and asexual budding in the mushroom coral, *Fungia fungites*. Mar. Freshw. Res. 53: 805-812.
- Glynn, P. W. 1973. Aspects of the ecology of coral reefs in the Western Atlantic Region. 271-324 p. En: Endean, R. y O. A. Jones (eds.). Biology and Geology of Coral Reefs. Volume 2. Academic Press, New York. 480 pp.
- Glynn, P. W. 1976. Some physical and biological determinants of coral community structure in the eastern Pacific. Ecol Monog. 46: 431-456.
- Glynn, P. W. 1997. Bioerosion and coral reef growth: a delicate balance. 68-95 p. En: Birkeland, C. (ed.). Life and death of coral reefs. Academic Press, San Diego. 536 pp.
- Gómez-Delgado, M. y J. Bosque-Sendra. 2004. Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones. GeoFocus. 4: 179-208.
- Goreau, T. J., Cervino, J., Goreau, M., Hayes, R., Hayes, M., Richardson, L., Smith, G., DeMeyer, K., Nagelkerken, I., Garzón-Ferreira, J., Gil, D., Garrison, G., Williams, E. H., Bunkley-Williams, L., Quirolo, C., Patterson, K., Porter, J. W. y K. Porter. 1998. Rapid spread of diseases in Caribbean coral reefs. Rev. Biol. Trop. 46: 157-171.
- Graham E. L. y L. W. Wilcox. 2000. *Algae*. Prentice may. E.U.A. 640 pp.
- Green, E. y A. W. Bruckner. 2000. The significance of coral disease epizootiology for coral reef conservation. Biological Conservation. 96: 347-361.
- Greenstein, B. J., Curran, H. A. y J. M. Pandolfi. 1998. Shifting ecological baselines and the demise of *Acropora cervicornis* in the western North Atlantic and Caribbean Province: a Pleistocene perspective. Coral Reefs. 17: 249-261.
- Gutiérrez, D., García-Saez, C., Lara, M. y C. Padilla. 1993. Comparación de arrecifes coralinos: Veracruz y Quintana Roo. 772-786 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO/CIQRO, México, 856 pp.

- Guzmán, H. M., Guevara, C. A. y O. Breedy. 2004. Distribution, diversity, and conservation of coral reefs and coral communities in the largest marine protected area of Pacific Panama (Coiba Island). *Environmental Conservation*. 31(2): 111-121.
- Guzmán, P., Quiroga, C., Díaz, C., Fuentes, D., Contreras, C. y G. Silva (eds.). 2002. *La Pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. Instituto Nacional de la Pesca. Universidad Veracruzana. 450 pp.
- Hair, J. E., Anderson, R. E., Tatham, R. L. y W. C. Black. 1999. *Análisis multivariante*. Prentice Hall, 1999, 5ª edición. España. 800 pp.
- Hatcher, B. G. 1997. Coral reef ecosystems: How much greater is the whole than the sum of the parts?. *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium*. 1: 43-56.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M. y V. Clark. 2000. The threatened status of restricted-range coral reef fish species. *Animal Conservation* 3(1): 81-88.
- Hixon, M. A. 1991. Predation as a process structuring coral-reef fish communities. 475-508 p. En: Sale, P. F. (ed.). *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, San Diego, California, USA. 754 pp.
- Hodgson, G. 2000. Coral reef monitoring and management using Reef Check. *Integrated Coastal Zone Management*. 1: 169-179.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshw. Res.* 50: 839-866.
- Hoegh-Guldberg, O. 2004. Coral Reefs and Projections of Future Change. 463-484 p. En: Rosenber, E. y Y. Loya (eds.). *Coral Health and Disease*. Springer. Germany. 488 pp.
- Horta-Puga, G. J. 2003. Condition of selected reef sites in the Veracruz reef system (stony corals and algae). 360-369 p. En: Lang, J. C. (ed.). *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program*. Atoll Research Bulletin 496. 628 pp.
- Horta-Puga, G. J., Barba-Santos, G. y J. L. Tello-Musi. 1997. The Veracruz Reef System in the Gulf of México: an Environmental Review. pp En: *Resúmenes del Simposio Ecosistemas Acuáticos de México*. Ciudad de México. 21 pp.
- Horta-Puga, G. y J. P. Carricart-Ganivet. 1993. Corales pétreos recientes (Milleporina, Stylasterina y Scleractinia) de México. 64-78 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México. 856 pp.
- Hughes, T. P., Baird, A. H., Bellwood, D. R., Card, M., Connolly, S. R., Folke C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Lough, J. M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S. R., Pandolfi, J. M., Rosen B. y J.

- Roughgarden. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929–933.
- Humm, H. 1984. Coral Reef Benthos, Algae. 34-36 p. En: Jaap, W. C. (ed.). *The ecology of South Florida Coral Reefs: a community profile*. U. S. Fish Wildl. Serv. 128 pp.
 - Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*. 52: 577-586.
 - Huston, M. A. 1979. A general hypothesis of species Diversity on coral reefs. *Am. Nat.* 113: 81-101.
 - Huston, M. A. 1985. Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology and Systematic*. 16: 149-177.
 - INE. 2007. Instituto Nacional de Ecología, México. (Página Web Consultada en mayo de 2007: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/2/sav.html>).
 - INE-SEMARNAT. 1998. Programa de Manejo Parque Marino Nacional Arrecifes de Cozumel, Quintana Roo. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de Ecología. México. 165 pp.
 - Ishikawa, K. 1989. Introducción al control de calidad. Díaz de Santos, S. A. España. 473 pp.
 - Jackson, J. B. C. 1997. Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16: S23-S32.
 - Jiménez, M. L., Pérez, H., Vargas, J. M., Cortés, J. C. y P. Flores. 2006. Catálogo de especies y artes de pesca artesanal del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Veracruzana. Comisión Nacional para el conocimiento de y uso de la Biodiversidad. México. 189 pp.
 - Jiménez-Badillo, M. L. y L. G. Castro-Gaspar. 2007. Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. 221-234 p. En: Granados-Barba, A., Abarca-Arenas, L. G. y J. M. Vargas-Hernández (eds.). *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche. 304 pp.
 - Jiménez-Hernández, M. A., Granados-Barba, A. y L. Ortiz-Lozano. 2007. Análisis de la información científica en el Sistema Arrecifal Veracruzano. 1-16 p. En: Granados-Barba, A., Abarca-Arenas, L. G. y J. M. Vargas-Hernández (eds.). *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche. 304 pp.
 - Johnson, D. E. 2004. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. International Thomson Editores. México. 566 pp.
 - Jordán-Dahlgren, E. 1979. Estructura y Composición de Arrecifes Coralinos en la Región Noreste de la Península de Yucatán, México. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Auton. Mex.* 6 (1): 69-86.

- Jordán-Dahlgren, E. 1993. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe Mexicano, ICML (UNAM) y CIQRO. México. 110 pp.
- Jordán-Dahlgren, E., Merino, M., Moreno, O. y E. Martín. 1981. Community Structure of Coral Reefs in the Mexican Caribbean. En: Gómez, E. (ed.). Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila. 2: 303-308.
- Jordán-Dahlgren, E., Moreno, O., Martín, E. y M. Merino. 1980. Ecología y preservación: el uso y manejo de los arrecifes coralinos de Quintana Roo. 127-136 p. En: CIQRO (ed.). Memorias del Simposio Quintana Roo: Problemática y Perspectivas. Cancún, Q. Roo, México. 215 pp.
- Jordán-Dahlgren, E. 1988. Arrecifes profundos en la isla de Cozumel, México. An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Auton. Mex. 15 (2): 195-208.
- Jordán-Dahlgren, E. 1989. Efecto de la Morfología del Sustrato en el Desarrollo de la Comunidad Coralina. An. Inst. Cienc. Mar Limnol. Univ. Nac. Auton. Mex. 16: 105-118.
- Jordán-Dahlgren, E. 1993. El ecosistema arrecifal coralino del Atlántico Mexicano. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural. 44: 157-175.
- Jordán-Dahlgren, E. 2004. Los arrecifes coralinos del Golfo de México: caracterización y diagnóstico. 555-571 p. En: Caso, M., Pisanty, I. y E. Ecurra (eds.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. INE-SEMARNAT. México. 1. 626 pp.
- Jordán-Dahlgren, E. 2008. Arrecifes coralinos. 163-186 p. En: Mejía, L. M. (ed.) Biodiversidad acuática de la isla de Cozumel. México. 401 pp.
- Jordán-Dahlgren, E. y R. E. Rodríguez-Martínez. 2003. The Atlantic coral reefs of México. Latin American Coral Reef. Elsevier Science. 131-158.
- Jordán-Dahlgren, E. y R. E. Rodríguez-Martínez. 2004. Coral Diseases in Gulf of México Reefs. 105-118 p. En: Rosenber, E. y Y. Loya (eds.). Coral Health and Disease. Springer. Germany. 488 pp.
- Jorgensen, S. E. 2005. The role of ecosystem health assessment in environmental management. 1-4 p. En: Jorgensen, S. E., Costanza, R. y F. Xu (eds.). Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.
- Jorgensen, S. E., Xu, F-L., Salas, F. y J. C. Marques. 2005. Application of indicators for Assessment of ecosystem health. 5-66 p. En: Jorgensen, S. E., Costanza, R. y F. Xu (eds.). Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.
- Kramer, P. A. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: results of the AGRRA Program (1997-2000). 1-55 p. En: Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin. 496. 628 pp.

- Kramer, P. A. y P. R. Kramer. 2002. Ecoregional Conservation Planning for the Mesoamerican Caribbean Reef. Washington, DC: World Wildlife Fund. 140 pp.
- Kramer, P. A., Kramer, P. R., Arias-González, A. y M. McField. 2000. Status of coral reefs of northern Central America: Mexico, Belice, Guatemala, Honduras, Nicaragua y El Salvador. 287-313 p. En: Wilkinson, C. (ed.). Status of Coral Reefs of the World. Cape Ferguson, Queensland y Dampier, Western Australia: Australian Institute of Marine Science, Townsville. 363 pp.
- Kurtz, J. C., Jackson, L. E. y W. S. Fisher. 2001. Strategies for Evaluating Indicators Based on Guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators* 1(1): 49-60.
- Laguarda-Figueras, A., Solís-Marín, F. A., Durán-González, A., Ahearn, C. G., Buitrón-Sánchez, B. E. y J. Torres-Vega. 2005. Equinodermos (Equinodermata) de Caribe Mexicano. *Rev. Biol. Trop.* 53(3): 109-122.
- Lahdelma, R., Salminen, P. y J. Hokkanen. 2002. Locating a waste treatment facility by using stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria. *European Journal of Operational Research*, 142(2): 345-356.
- Lahdelma, R., Salminen, P. y J. Hokkanen. 2000. Using Multicriteria Methods in Environmental Planning and Management. *Environmental Management*. 26 (6): 595-605.
- Lang, J. C. (ed.). 2003. Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) program. National Museum of Natural History, Smithsonian Institution. Washington, D.C. USA. 630-628 pp.
- Lafferty, K. D., Porter, J. W. y S. E. Ford. 2004. Are diseases increasing in the ocean? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 31-54.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Elsevier. Netherlands. 853 pp.
- Lirman, D., Manzanello, D. y S. Macia. 2002. Back from the dead: the resilience of *Siderastrea radians* to reverse stress. *Coral Reefs*. 21: 291-292.
- Lozano-Álvarez, E., Briones-Fourzán, P. y F. Negrete-Soto. 2002. Chankana´ab Lagoon (Cozumel Island, Mexico): a prime refuge for spiny lobsters (*Panulirus argus*). *Bulletin of Marine Science*. 72: 1033-1042.
- Loya, Y. 1976. Effects of water turbidity and sedimentation in the community structure of Puerto Rican corals. *Bull. Mar. Sci.* 26: 450-466.
- Ludwig, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley, New York. 337 pp.

- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey. 197 pp.
- Magurran, A. E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing Oxford, London. 256 pp.
- Marques, J. C., Salas, F., Patricio, J. M. y M. A. Pardal. 2005. Application of ecological indicators to assess environmental quality in coastal zones and transitional waters: two case studies. 67-104 p. En: Jorgense, S. E., Costanza, R. y F. L. Xu (eds.). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.
- May, R. M. 1975. Patterns of Species Abundance and Diversity. 81-120 p. En: Cody, M. L. y J. Diamond (eds.). *Ecology and Evolution of Communities*. The Belknap Press of Harvard University Press, U.S.A. 543 p.
- McField, M. y P. R. Kramer. 2007. *Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region*. McPherson. 208 pp.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. M y T-anales y Tesis SEA, Vol. 1*. Zaragoza, España. 84 pp.
- Moreno, C. E. y G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*. 37: 149-158.
- Moreno, C. E. y G. Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of the α , β , and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*. 10: 367-382.
- Muckelbauer, G. 1990. The shelf of Cozumel, Mexico: Topography and organisms. *Facies* 23: 185-240.
- Müller, F. y R. Lenz. 2006. Ecological indicators: Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. *Ecological Indicators* 6: 1-5.
- Norton T. A., Melkonian, M. y R. A. Endersen. 1996. Algal biodiversity. *Phycologia*. 35: 308-326.
- Oliver, J., Marshall, P., Setiasih, N. y L. Hansen, 2004. *A global protocol for assessment and monitoring of coral bleaching*. WWF-World WorldFish Center, Jakarta. 35 pp.
- Padilla-Souza, C. 2004. Evaluación del uso sustentable del coral negro en el Caribe mexicano. 429-444 p. En: Rivera-Arriaga, E., Villalobos-Zapata, G. J., Azuz-Adeath, I. y F. Rosado-May (eds.). *El manejo costero en México*. Universidad Autónoma de Campeche/SEMARNAT/CETYS/UQROO. 654 pp.
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R. y J. B.

- C. Jackson. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*. 301: 955-958.
- Pattengill-Semmens, C. V. y B. X. Semmens. 2003. Conservation and management applications of the REEF volunteer fish monitoring program. *Environmental Monitoring and Assessment*. 81: 43-50.
 - Paulay, G. 1996. Diversity and distribution of reef organisms. 298-353 p. En: Birkeland, C. (ed.). *Life and death of coral reefs*. Chapman y Hall. U.S.A. 553 pp.
 - Paulay, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R., y D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*. 418: 689-695.
 - PEMEX. 1987. Evaluación de los corales escleractinios del Sistema Arrecifal del puerto de Veracruz. *Petróleos Mexicanos y Secretaría de Marina*. 119 pp.
 - Pianka, E. R. 2000. *Evolutionary Ecology*. 6a ed. Benjamin/Cummings, San Francisco. 512 p.
 - Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley and Sons. New York. 165 pp.
 - Posadas, P., Miranda-Esquivel, D. R. y J. V. Crisci. 2001. Using Phylogenetic Diversity Measures to set priorities in Conservation: an Example from Southern South America. *Conservation Biology*. 15(5): 1325-34.
 - Precht, W. F. y M. Robbart. 2006. Coral reef restoration: the rehabilitation o fan ecosystem under siege. 1-24 p. En: Precht, W. F. (ed.). *Coral reef restoration handbook*. Taylor y Francis CRC Press. 363 pp.
 - Rapport, D.J., Gaudet, C., Karr, J. R., Baron, J. S., Bohlen, C., Jackson, W., Jones, B., Naiman, R. J., Norton, B. y M. M. Pollock. 1998. Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. *Journal of Environmental Management*. 53: 1-15.
 - Reyes-Bonilla, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. *Latin American Coral Reef*. Elsevier Science. B. V. 331-349.
 - Richardson, L. L. 1997. Occurrence of the black band disease cyanobacterium on healthy corals of the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci*. 61: 485-490.
 - Richardson, L. L. 1998. Coral diseases: what is really known?. *Trends in Ecology and Evolution*. 13(11): 438-443.
 - Rinkevich, B. 2008. Management of coral reefs: We have gone wrong when neglecting active reef restoration. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1821-1824.
 - Roberts, C. M. 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation Biology*. 9: 988-995.

- Roberts, C. M. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science* 278: 1454-1457.
- Rogers, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 185-202.
- Rolston, H. 1994. *Conserving natural value*. Columbia University Press, New York. 259 pp.
- Ruiz-Zarate M. A., Hernández-Landa R., González-Salas C., Nuñez-Lara, E. y J. E. Arias-González. 2003. Condition of coral reef ecosystems in central-southern Quintana Roo, Mexico (Part 1: Stony Corals and Algae). 319-337 p. En: Lang, J. C. (ed.). *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA)*. Program. Atoll Research Bulletin 496. 628 pp.
- Salas-Pérez, J. J. y A. Granados-Barba. 2008. Oceanographic characterization of the Veracruz reefs system. *Atmósfera*. 21(3): 281-301.
- Sale, P. F. 1991. *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego. 754 pp.
- Sale, P. F. 2008. Management of coral reefs: Where we have gone wrong and what we can do about it?. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 805-809.
- Saphier, D. A. y T. C. Hoffmann. 2005. Forecasting models to quantify three anthropogenic stresses on coral reefs from marine recreation: Anchor damage, diver contact and copper emission from antifouling paint. *Marine Pollution Bulletin*. 51: 590-598.
- Schmitter-Soto, J. J., Vásquez-Yeomans, L., Aguilar-Perera, A., Curiel-Mondragón, C. y J. A. Caballero-Vázquez. 2000. Lista de peces marinos del Caribe Mexicano. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 71(2): 143-177 pp.
- Shear, H., Bertram, P., Forst, C. y P. Horvatin. 2005. Development and application of ecosystem health indicators in the North American Great Lakes Basin. 105-104 p. En: Jorgense, S. E., Costanza, R. y F. L. Xu (eds.). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.
- Silverman, J., Lazar, B. y J. Erez. 2004. Monitoring the Health of Coral Reef Ecosystems Using Community Metabolism. 367-376 p. En: Rosenber, E. y Y. Loya (eds.). *Coral Health and Disease*. Springer. Germany. 488 pp.
- Sammarco, P. W. 1980. Diadema and its relationship to coral spat mortality: grazing, competition, and biological disturbance. *J. Exp. Mar. Biol.* 45: 245-72.
- Sneath, P. H. A. y R. R. Sokal. 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman and Company. San Francisco. 573 pp.

- Solís-Marín, F. A., Laguarda-Figueras, A. y M. A. Gordillo Hernández. 2007. Estudio taxonómico de los equinodermos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. 73-100 p. En: Granados-Barba, A., Abarca-Arenas, L. G. y J. M. Vargas-Hernández (eds.). Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. 304 pp.
- Solís-Weiss, V. 1990. Edenos productivos; Ecosistemas clímax del litoral Mexicano: arrecifes coralinos, manglares y pastos marinos. 421-451 p. En: Leff, E. (ed.). Medio Ambiente y desarrollo en México. Ed. Porrúa.
- Sosa-Cordero, E., Medina-Quel, A., Ramírez-González, A., Domínguez-Viveros, M. y W. Aguilar-Dávila. 1993. Invertebrados marinos explotados en Quintana Roo. 709-733 p. En: Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). Biodiversidad marina y costera de México. CIQRO/CONABIO, Chetumal. 856 pp.
- Soule, D. F. y G. S. Kleppel (eds.). 1998. Marine organisms as indicators. Sprienger-Verlag. New York. 342 pp.
- Spalding, M. D. 2004. A guide to coral reefs of the Caribbean. University of California Press, Berkeley. 256 pp.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. y E. P. Green. 2001. World Atlas of Coral Reefs. University on California Press, Berkeley, U.S.A. 424 pp.
- Spellerberg, I. F. 1991. Monitoring ecological change. Cambridge University Press, UK. 334 pp.
- Stem, C., Margoulis, R., Salafsky, N. y M. Brown. 2005. Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. Conservation Biology. 19(2): 295-309.
- Steneck, R. S., Lang, J. C., Kramer, P. A. y R. N. Ginsburg. 1997. Atlantic and Gulf Reef Assessment (AGRRA). Rapid Assessment Protocol (RAP). Página Web consultada: <http://www.agrra.org/>
- Stephens, J. S. Jr., Hose, J. E. y M. S. Love. 1988. Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments. 91-105 p. En: Dorothy, F. S. y G. S. Keppel (eds.). 1988. Marine Organisms as Indicators. Springer-Verlag. USA. 342 pp.
- Stoddart, D. R. 1969. Ecology and morphology of recent coral reef. Biol. Rev. 44: 433-498.
- Suter, G. W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1533-1539 pp.
- Sutherland, K. P., Porter, J. W., y C. Torres. 2004. Disease and immunity in Caribbean and Indo-Pacific zooxanthellate corals. Marine Ecology Progress Series. 266: 273-302.

- Syms, C. y G. P. Jones 2000. Disturbance, habitat structure, and the dynamics of a coral reef fish community. *Ecology*. 81: 2714-2729.
- Timm, N. H. 2002. *Applied Multivariate Analysis*. Springer-Verlag. New York. 693 pp.
- Torres, J. L. 2001. Impacts of sedimentation on the growth rates of *Montastraea annularis* in southwest Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.* 69(2): 631-637.
- Triola, M. F. 2004. *Estadística*. Pearson Prentice Hall. 9a edición. México. 872 pp.
- Tunnell J. W., Chávez E. A y K. Withers (eds.). 2007. *Coral reefs of the southern gulf of Mexico*. Texas A. y M. University Press. 194 pp.
- Tunnell, J. W., Jr. 1988. Regional comparison of Southwestern Gulf of Mexico to Caribbean Sea coral reefs. *Proc. 6th Int. Coral Reef Symp., Australia* 3: 303-308.
- Tunnell, J. W., Jr. 1992. Natural versus human impacts to Southern Gulf of Mexico coral reef resources. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam*. 1: 300-306.
- Turner, M. G. y R. H. Gardner. 1991. *Quantitative methods in landscape ecology*. *Ecological Studies* 82. Springer-Verlag, New York. 536 pp.
- Vargas-Hernández, J. M., Nava-Martínez, G. y M. A. Román-Vives. 2002. Peces del sistema arrecifal Veracruzano. 17-29 p. En: *La Pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. Instituto Nacional de la Pesca. Universidad Veracruzana. 450 pp.
- Vargas-Hernández, J. M., Hernández-Gutiérrez, A. y L. F. Carrera-Parra. 1993. Sistema Arrecifal Veracruzano. 559-575 p. En: *Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México*. CONABIO/CIQRO, México. 856 pp.
- Venturelli, R. C. y A. Galli. 2006. Integrated indicators in environmental planning: Methodological considerations and applications. *Ecological Indicators* 6: 228-237.
- Wainwright, P. C. y D. R. Bellwood. 2002. Ecomorphology of feeding in coral reef fishes. 33-56 p. En: *Sale, P. F. (ed.). Coral Reef Fishes*. Academic Press, San Diego. 447 pp.
- Ward, J. R. y K. D. Lafferty. 2004. The elusive baseline of marine diseases: are diseases in ocean ecosystems increasing?. *PLoS Biol.* 2: 542-547.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 301-305.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*. 35: 532-543.
- Weil, E. 2004. Coral Reef Diseases in the Wider Caribbean. 35-68 p. En: *Rosenber, E. y Y. Loya (eds.). Coral Health and Disease*. Springer. Germany. 488 pp.

- Weil, E., Urreiztieta, I. y J. Garzón-Ferreira. 2002. Geographic variability in the incidence of coral and octocoral diseases in the wider Caribbean. Proc. 9th Int. Coral Reef Symp. 2: 1231–1237.
- Wells, P. G. 2005. Assessing marine ecosystem health – concepts and indicator, with reference to the Bay of Fundy and Gulf of Maine, Northwest Atlantic. 395-429 p En: Jorgense, S. E., Costanza, R. y F. Xu (eds.). Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Taylor y Francis CRC Press. 439 pp.
- Wilcox, B. A. 2001. Ecosystem health in practice: emerging areas of application in environment and human health. Ecosys. Health. 7: 317-325.
- Wilkinson, C. (ed.). 2002. Status of Coral Reefs of the World. Australian Institute of Marine Science. Australia. 378 pp.
- Wilkinson, C. 1999. Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. Mar. Freshw. Res. 50: 867-878.
- Williams, E. H. y L. Bunkley-Williams. 2000. Marine major ecological disturbances of the Caribbean. Infect Dis. Rev. 2(3): 110-127.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice-Hall. Englewood cliffs. New Jersey. 672 pp.