



UNIVERSIDAD VERACRUZANA

UNIVERSIDAD VERACRUZANA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
Campus Tuxpan

**Maestría en Manejo de Ecosistemas
Marinos y Costeros**

Título:

*Estructura de las comunidades macrobentónicas
y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos
coralinos del arrecife Lobos, Veracruz, México*

T E S I S

Que para obtener el título de:

**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS
MARINOS Y COSTEROS**

P r e s e n t a:

BIOL. VICENCIO DE LA CRUZ FRANCISCO

Director:

DR. CARLOS GONZÁLEZ GÁNDARA



Universidad Veracruzana

Tuxpan, Veracruz, Enero, 2013

La presente Tesis titulada: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS Y NECTÓNICAS ASOCIADAS A LOS SUSTRATOS ROCOSOS CORÁLINOS DEL ARRECIFE LOBOS, VERACRUZ, MÉXICO”**, realizada por el C. Biol. Vicencio de la Cruz Francisco, bajo la dirección de Dr. Carlos González Gándara, ha sido revisada y aprobada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

CONSEJO PARTICULAR:



DR. CARLOS GONZÁLEZ GÁNDARA

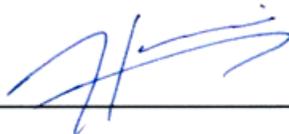
DIRECTOR

Tuxpan de Rodríguez Cano, Ver; Diciembre 2012.

La presente Tesis titulada: **“ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS Y NECTÓNICAS ASOCIADAS A LOS SUSTRATOS ROCOSOS CORALINOS DEL ARRECIFE LOBOS, VERACRUZ, MÉXICO”**, realizada por el C. Biol. Vicencio de la Cruz Francisco, ha sido revisada y aprobada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

COMISIÓN LECTORA:



DR. HORACIO PÉREZ ESPAÑA

LECTOR



DRA. MARIBEL ORTÍZ DOMÍNGUEZ

LECTOR



MTRO. FRANCISCO JAVIER MARTOS FERNÁNDEZ

LECTOR

Tuxpan de Rodríguez Cano, Ver; Diciembre 2012.

DEDICATORIA

A mis padres y hermanos:

Como un sencillo homenaje al esfuerzo, lucha, sacrificio y tolerancia que me han brindado en estos años y sobre todo por el amor, cariño, confianza y apoyo en todo momento.

A toda mi familia:

A quienes agradezco su cariño y comprensión por alentarme a seguir adelante en esta etapa de mi vida.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis:

Dr. Carlos González Gándara; agradezco la confianza que siempre ha depositado en mí, por el apoyo incondicional que me brindo en todo momento para la revisión, corrección y asesoramiento durante la realización del presente trabajo.

A los miembros de la comisión lectora:

Dra. Maribel Ortiz Domínguez, Dr. Horacio Pérez España y Mtro. Francisco Javier Martos Fernández, por su disponibilidad en la revisión y valoración de la tesis, debido a sus atinadas críticas, observaciones y sugerencias se enriqueció aun más el presente trabajo, muchas gracias.

Por el apoyo otorgado...

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgar la beca No. 377374, apoyo que fue utilizado para estudiar la Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros

Al departamento de Desarrollo Académico por el apoyo otorgado para la consolidación del cuerpo académico Ecosistemas Costeros.

A compañeros-colegas-amigos del Laboratorio de Arrecifes Coralinos (LAC):

A Jimmy Argüelles Jiménez por su apoyo incondicional durante los muestreos en el arrecife Lobos y por sus sugerencias para enriquecer la presente tesis. A Karla A. Martínez Rivera por sus sabios consejos y su apoyo moral. A Mónica Lizbeth Quintana Cruz debido a su apoyo, comprensión, cariño y amor me fortaleció para estudiar y culminar el posgrado, espero te sientas muy orgullosa de este logro.

A mis amigos de la maestría:

A Isabela Cruz Ferrer, Olga Bartolo Mateos, Rosina Hernández Jiménez, Maura Maruri Cruz, Rosa Estela Orduña Medrano, Pablo Villagran Maldonado y Mauricio Hernández Sánchez, quienes siempre los he considerado amigos, les agradezco la confianza que siempre me brindaron y por considerarme en los equipos de trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN

I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES.....	5
III. HIPOTESIS.....	10
IV. OBJETIVOS.....	11
V. ÁREA DE ESTUDIO.....	12
5.1 Arrecife Lobos.....	12
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
6. 1 Identificación y determinación.....	14
6.2 Atributos ecológicos.....	16
6.3 Índices ecológicos.....	17
a) <i>Diversidad alfa α</i>	18
b) <i>Diversidad beta β</i>	21
6.4 Análisis estadístico.....	22
VII. RESULTADOS.....	24
7.1 Inventario de las especies macrobénticas y nectónicas.....	24
7.2 Eficiencia de muestreo.....	28
7.3 Atributos ecológicos a nivel de zona arrecifal.....	30
7.4 Atributos ecológicos a nivel de sitios.....	36
Planicie arrecifal.....	36
Pendientes profundas de sotavento y barlovento.....	42
7.5 Medición de la diversidad verdadera.....	48
7.6 Diversidad beta β	50

VIII. DISCUSIÓN.....	54
8.1 La biodiversidad que resguarda los sustratos rocosos coralinos en el arrecife Lobos.....	54
8.2 Cobertura del macrobentos sésil.....	55
8.3 Abundancia del macrobentos móvil y del necton.....	60
8.4 Especies arrecifales más trascendentes por su cobertura, abundancia y valor de importancia.....	61
8.5 Índices ecológicos.....	65
IX. CONCLUSIONES.....	69
X. APLICACIÓN AL MANEJO.....	71
9.1. Especies macrobentónicas y nectónicas con importancia de manejo.....	71
9.2. <i>Zonificación</i>	77
XI. BIBLIOGRAFÍA.....	80
XII. ANEXO.....	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Arrecifes en peligro en el Caribe, 2004 (Tomado de Burke y Maidens, 2005).....	6
Figura 2. Áreas marinas protegidas en arrecifes coralinos del Atlántico Mexicano. A. P. F. F.: Área de Protección de Flora y Fauna. P. N.: Parque Nacional. R. B.: Reserva de la Biosfera.....	8
Figura 3. Localización geográfica del arrecife Lobos.....	13
Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo en el arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOEP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	15
Figura 5. Valores de la riqueza observada (Sobs) y riqueza esperada de los estimadores Michaelis-Menten (MM), Chao1, ACE y Cole por zona arrecifal..	29
Figura 6. Valores promedio de la riqueza de especies a nivel de zona arrecifal. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.....	30
Figura 7. Cobertura del macrobentos sésil en los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.....	32
Figura 8. Abundancia relativa del macrobentos móvil y del necton en los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.....	32
Figura 9. Valores promedio de la diversidad de Shannon por zona arrecifal.	35
Figura 10. Valores promedio del índice de dominancia y equidad por zona arrecifal.....	35
Figura 11. Cobertura macrobentónica de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.....	38
Figura 12. Abundancia numérica del macrobentos móvil y necton de los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.....	39

Figura 13. Índice de diversidad de Shannon para los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.....	41
Figura 14. Índice de dominancia y equidad para los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.....	41
Figura 15. Cobertura macrobentónica del área de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	44
Figura 16. Abundancia numérica del macrobentos y necton de los sitios rocosos coralinos de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	46
Figura 17. Índices ecológicos para los sitios rocosos coralinos de las zonas de sotavento y barlovento. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	48
Figura 18. Número de especies efectivas (1D) por sitio de muestreo, Arrecife Lobos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	49

Figura 19. Dendograma de similitud de Bray-Curtis aplicado a las comunidades macrobentónicas y nectónicas del arrecife Lobos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste..... 50

Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional aplicado a los sitios de muestreo del arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste..... 51

Figura 21. Diversidad beta verdadera y recambio de especies macrobentónicas y nectónicas a nivel de zona arrecifal..... 52

Figura 22. Recambio de especies macrobentónicas y nectónicas y diversidad beta (β) a nivel de sitios y entre los sitios de cada zona arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste..... 53

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Listado sistemático de las especies macrobentónicas asociados a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, Veracruz. Se señalan con un * los nuevos registros. El arreglo sistemático del phylum Porifera sigue a Hooper y Van Soest (2002), en Cnidaria a Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet (1999), en Artrópoda a Martin y Davis (2001), en Molusca a Rosenberg (2005), para Echinodermata a Duran-González <i>et al.</i> (2005) y en peces a Eschmeyer (2004).....	24
Cuadro 2. Riqueza macrobentónica y nectónica por grupos biológicos del arrecife Lobos.....	31
Cuadro 3. Especies del macrobentos móvil y del necton asociados a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos con mayor valor de importancia (IVI).....	33
Cuadro 4. Riqueza macrobentónica y nectónica de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.....	37
Cuadro 5. Porcentaje de cobertura coralina por especie de la planicie arrecifal.....	38
Cuadro 6. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas y nectónicas más trascendentes de la planicie arrecifal por sitio: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.....	40
Cuadro 7. Riqueza macrobentónica y nectónica de las áreas de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	43
Cuadro 8. Porcentaje de cobertura coralina por especie y por zona arrecifal.	45
Cuadro 9. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas y nectónicas más trascendentes del área de sotavento por sitio. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur.....	46

Cuadro 10. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas más trascendentes del área de barlovento por sitio. Sitios: BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.....	47
Cuadro 11. Valores de la diversidad verdadera por zonas arrecifales a nivel de muestras, sitios y zona.....	49

Estructura de las comunidades macrobentónicas y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, Veracruz, México

Vicencio de la Cruz Francisco

RESUMEN

El arrecife Lobos ubicado al norte de Veracruz, ha sufrido perturbaciones de origen ambiental y antropogénico. Ahora que ha sido declarada área natural protegida es necesario caracterizar las comunidades arrecifales para evaluar su estado de conservación y definir medidas de manejo. Por esta razón las comunidades macrobentónicas y nectónicas fueron caracterizadas, para tal fin se establecieron 15 sitios de muestreo, cuatro sitios distribuidos en barlovento, cuatro en sotavento y siete en las áreas someras. En cada sitio de las zonas profundas se tiraron tres transectos de 10m de longitud, mientras en la planicie fueron cinco transectos de igual extensión. En cada transecto se colocaron tres cuadrantes de 1 m² para caracterizar la cobertura del bentos sésil, mientras el bentos móvil y el necton fueron estimados a través del método de transecto en banda de 10 x 2 m. Se estimó la cobertura, abundancia, así como el número efectivo de especies y los índices de diversidad alfa y beta. En total se registraron tres reinos, diez phyla, 16 clases, 34 ordenes, 60 familias y 125 especies, de los cuales cinco especies son nuevos registros para el Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan. Se amplía la distribución de tres especies para el golfo de México y dos para el norte de Veracruz. La planicie arrecifal concentra más especies que las pendientes profundas; el grupo más diverso son los peces, seguido de los corales y esponjas. La notable cobertura de las algas filamentosas ocurre en sotavento mientras en la zona somera la abundancia de las macroalgas se restringe a la porción Este de la planicie. En las áreas someras, las comunidades del bentos móvil y necton son más numerosas que en sotavento y barlovento; los equinodermos son los más abundantes en las áreas someras mientras los peces lo son en las zonas profundas. Los valores de diversidad alfa revelan que las comunidades macrobentónicas son equitativas y diversas, los valores más altos fueron en las pendientes arrecifales. De acuerdo a los valores de diversidad verdadera, barlovento es 1.24 veces más diverso que la planicie y 1.65 veces más diverso que sotavento. La pendiente de sotavento es diferente a barlovento por los contrastes en la cobertura del bentos sésil, así mismo ambas zonas son totalmente diferentes a la planicie arrecifal, estas diferencias lo confirma la diversidad beta verdadera a nivel de zonas y sitios.

Palabras clave: arrecife Lobos, comunidades macrobentónicas, manejo, conservación, protección.

I. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son ecosistemas tropicales someros que se localizan entre las latitudes 30°N y 30°S (Veron, 2000), pero, su desarrollo depende de varios factores como: alta transparencia del agua, baja carga de sedimentos, temperaturas altas y poco variables (promedio anual > 20°C), así como una dinámica constante del oleaje para favorecer una alta concentración de oxígeno (Chávez e Hidalgo, 1988; Tunell Jr. *et al.*, 2007). Estos sistemas son formados por la actividad biológica de organismos vivos denominados hermatípicos que segregan estructuras carbonatadas, principalmente por especies de corales pétreos (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993), pero además también intervienen otros seres vivos tales como: hidrocorales, algas marinas (Rhodophyta), esponjas, poliquetos, foraminíferos y numerosos moluscos que aportan materia calcárea para la construcción del arrecife (Dikou, 2010).

Los sistemas coralinos se caracterizan por poseer la mayor diversidad de especies por hectárea comparado con cualquier otro ecosistema marino, incluso son más diversos que los bosques tropicales lluviosos considerando el número de reinos y Phyla presentes (Chiappone, 2001). Se ha estimado desde 600,000 a más de 9 millones de especies arrecifales en el mundo, la cual se concentra en el Indo-Pacífico central y decrece conforme se aleja del centro de origen (Plaisance *et al.*, 2011). Estos ecosistemas marinos proveen una gran diversidad de microhábitats y alimento que sustentan comunidades biológicas muy diversas (Enochs y Manzello, 2012), entre las más conspicuas están: esponjas, corales, equinodermos y peces, así como las formadas por pequeños organismos que viven dentro de cavidades de las rocas y entre los sedimentos (Tunnell Jr. *et al.*, 2007). Los peces y corales son los mejor conocidos, no obstante representan una pequeña porción de la diversidad existente (Kazanjian y Fariñas, 2006; De la Calle, 2007; Plaisance *et al.*, 2011), actualmente los invertebrados marinos están destacando en la ciencia pues contribuyen en el tratamiento de cáncer y otras enfermedades (Garateix y

Rodríguez, 2010), son potenciales bioindicadores de contaminación y de enriquecimiento orgánico (Alcolado, 2007),

Además de proporcionar alimento y productos medicinales, los arrecifes coralinos generan fuentes de ingreso económico principalmente en el sector pesquero y turístico a través de actividades de buceo recreativo, captura, pesca y consumo de los recursos pesqueros (Moberg y Folke, 1999). Los sistemas arrecifales protegen las zonas costeras de la erosión ante daños ocasionados por tormentas y huracanes, además crean condiciones apropiadas para sostener hábitats costeros reflejándose en una alta biodiversidad y producción primaria (Tunnell *et al.*, 2007).

Sin embargo, actualmente el desarrollo costero se ha excedido y está causando estragos en los arrecifes coralinos, según estimaciones de la Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN, por sus siglas en inglés), el mundo ha perdido el 19% de los arrecifes existentes, 15% están seriamente amenazados y pueden perderse en los próximos 10 a 20 años y el 20% están en peligro de desaparecer en un lapso de 20 a 40 años (Wilkinson, 2008).

Los factores antropogénicos que afectan continuamente a los arrecifes son el turismo y el buceo recreativo (Santander-Botello y Propin-Frejomil, 2009), pero además, existen factores naturales que también deterioran la salud de los arrecifes como los sedimentos y la disminución de la salinidad, los frentes fríos invernales, el blanqueamiento coralino y las mareas rojas (Buddemeier *et al.*, 2004; Tunnell *et al.*, 2007) así como las tormentas tropicales y huracanes (Salazar-Vallejo, 2002, Beltrán-Torres *et al.*, 2003, Rodríguez-Ramírez y Reyes-Nivia, 2008) que resultan principalmente del cambio climático (Keller *et al.*, 2009) generando mortandades masivas de organismos arrecifales, disminuyendo la cobertura coralina y aumentando el dominio de algas (Wild *et al.*, 2011), incrementando la bioerosión (Baker *et al.*, 2008) y disminuyendo el reclutamiento de corales (Westmacott, 2000).

Otro factor que está afectando a los arrecifes coralinos pero que apenas se está entendiendo, es la acidificación de los océanos, los cuales han absorbido aproximadamente el 30% de las emisiones antropogénicas de CO₂ con la consiguiente disminución del pH lo cual representa una amenaza significativa para los ecosistemas marinos, debido a que está generando cambios en el metabolismo, crecimiento, calcificación y supervivencia, donde los primeros organismos afectados serán los corales e invertebrados con esqueleto calcáreo (Sunday *et al.*, 2011; Ferrari *et al.*, 2012).

Dados los atributos de los ecosistemas arrecifales, muchos de ellos han sido decretados como Áreas Marinas Protegidas (AMPs), no obstante, el manejo de los arrecifes coralinos no ha sido eficiente pues para el Caribe solo el 4% de las AMPs han sido tratadas eficazmente (Burk y Maeinds, 2005) debido a intereses económicos o a la falta de conocimiento. En este sentido Plaisance *et al.* (2011) argumentan que es necesario conocer la biodiversidad y para saber que se está protegiendo, de tal forma que se pueda actuar a favor de la conservación de manera oportuna y eficaz a través de planes de manejo adecuados. Un ejemplo de los intereses, se ha suscitado recientemente en Veracruz, donde se propone desincorporar al arrecife Punta Gorda del polígono correspondiente al Parque Marino Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) bajo el argumento que su cobertura coralina esta diezmada, sin embargo, no se ha evaluado su capacidad de amortiguamiento para los arrecifes: La Gallega y La Galleguilla. Por tanto es necesario contar con información suficiente sobre la diversidad biológica así como de los patrones de distribución y abundancia de las comunidades más relevantes en el funcionamiento del ecosistema para definir planes de manejo.

El Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT) fue declarado como área natural protegida (ANP) con el carácter de Área de Protección de Flora y Fauna (DOF, 2009), pues tiene un gran potencial biológico, científico, educativo, económico, histórico, turístico y cultural, pero el conocimiento de su biodiversidad es escaso (González-Gándara, 2003), por lo que es necesario aumentar el esfuerzo de

investigación partiendo por explorar e inventariar nuevos ambientes y sus componentes. Entre los biotopos que merecen atención, están los sustratos rocosos coralinos, ya que varios de los nuevos registros para el SALT han derivado de la observación, fotografía y colecta en rocas coralinas, los cuales además se consideran como zonas con baja riqueza. Con esta información básica se alimentará el plan de manejo que regule las actividades para lograr el desarrollo sustentable así como: conservar, proteger y recuperar el complejo arrecifal. Por lo tanto, resulta importante generar información acerca de la diversidad biológica de las comunidades macrobentónicas y nectónicas del arrecife Lobos, para ayudar a definir estrategias de manejo que permitan la conservación de este ecosistema.

II. ANTECEDENTES

Actualmente los arrecifes de coral han sido objeto de estudio debido a los cambios dramáticos en la estructura de las comunidades arrecifales, diversos investigadores señalan que esto es resultado de las actividades humanas (Chávez e Hidalgo, 1988; Westmacott, 2000; Chiappone, 2001, Jordan-Dalgren y Rodríguez-Martínez, 2003; Burke y Maidens, 2005) y argumentan que los principales impactos son ocasionados por: a) el desarrollo costero, b) la sobreexplotación de especies de interés comercial, c) las practicas pesqueras destructivas, d) el manejo insostenible de las cuencas fluviales y terrenos costeros adyacentes, e) las descargas de contaminantes de origen industrial y municipal, f) el incremento de las actividades recreativas, navieras e industriales. Todos estos factores amenazan gravemente a los arrecifes coralinos cercanos a la costa (Figura 1).

Debido al deterioro de los arrecifes coralinos, la perdida de la biodiversidad es una amenaza que se está haciendo evidente (Huang, 2012) y las especies endémicas son más susceptibles a la extinción (Enochs y Manzello, 2012). Por esta razón es importante contar con estudios integrales, que permitan brindar un panorama claro de la biodiversidad arrecifal, dado que la mayoría de las investigaciones se han centrado en los corales y peces debido a que son fáciles de registrarlos. Y aunque estos taxones son estructural y ecológicamente vitales para los sistemas coralinos, contribuyen poco a la riqueza general coralina y muchas veces las estrategias de conservación se limitan a la información de estos grupos biológicos (Plaisance *et al.*, 2011).

Actualmente se están contemplando varios grupos biológicos para valorar el efecto que generan las actividades humanas en los arrecifes coralinos, principalmente son las algas, esponjas, corales, moluscos, erizos y peces, los cuales son empleados en diversas metodologías, las más importantes son el Programa Sinóptico del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) (Almada-Villela

et al., 2003), el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia (SIMAC) (Garzón-Ferreira *et al.*, 2002), los métodos que establece REEF CHECK (Hodgson *et al.*, 2004) y el método AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment) (2010).

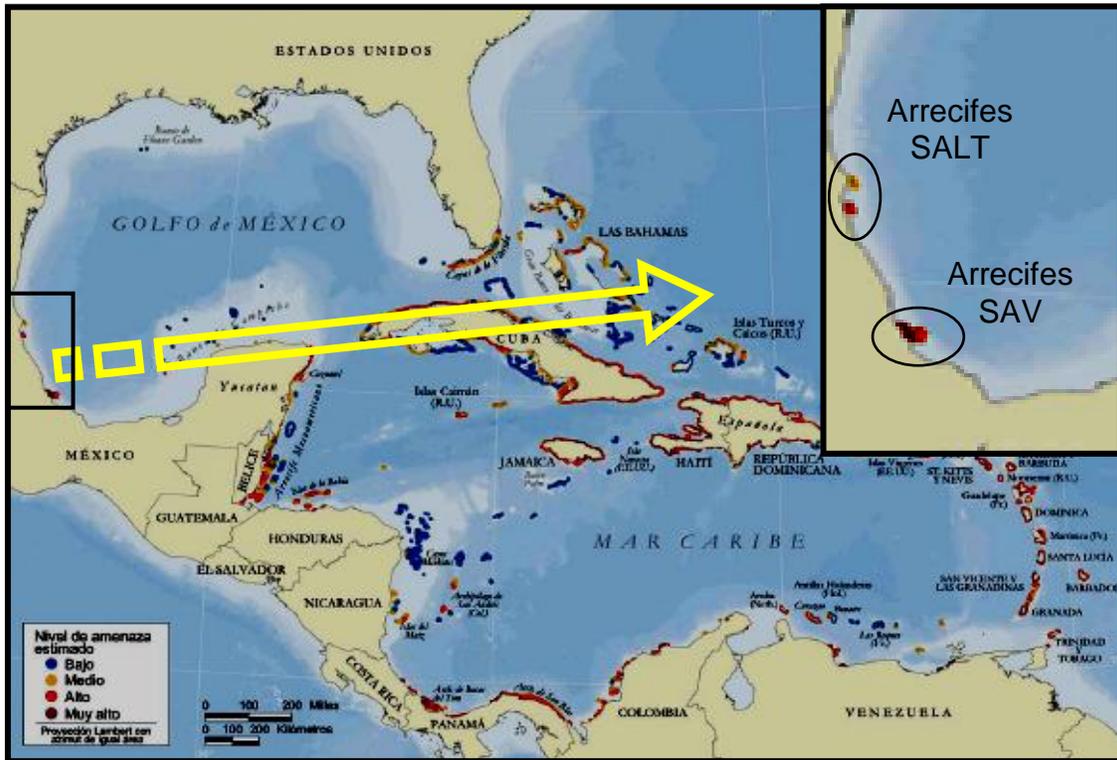


Figura 1. Arrecifes en peligro en el Caribe, 2004 (Tomado de Burke y Maidens, 2005).

Estas metodologías forman un componente clave en el manejo de las áreas marinas protegidas (Chiappone, 2001), para el Atlántico mexicano los arrecifes coralinos se están protegiendo bajo diferentes categorías (Figura 2). Hasta el momento se han decretado diez áreas, dos con la categoría de reserva de la biosfera, siete como parques nacionales y una como área de protección de flora y fauna (CONANP, 2012) que corresponde al Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan. La labor de la Universidad Veracruzana fue fundamental para el decreto del SALT como ANP, debido a que fue la institución que elaboró el documento técnico justificativo.

Los arrecifes del SALT han sido objeto de estudio desde hace varias décadas, las primeras investigaciones fueron realizadas por Moore (1958) quien lista las especies de la macrofauna bentónica del arrecife Blanquilla, representada por corales escleractíneos, moluscos y equinodermos principalmente. Al igual que éste, muchos de los estudios han sido encaminados a registrar la diversidad biológica, entre éstos destacan los trabajos sobre macroalgas (Huerta y Garza, 1965; Garza, 1969; Chávez *et al.*, 1970; Chávez, 1973; González-Gándara *et al.*, 2007; Tunnell *et al.*, 2007; Amador, 2008) foraminíferos (Bautista-Gil, 1973; Bautista-Gil y Chávez, 1977), esponjas (Asís, 2006; Patiño, 2006; Mateo, 2008; González-Gándara *et al.*, 2009; Cruz-Ferrer, 2010); cnidarios (Moore, 1958; Chamberlain, 1966; Rigby y McIntire, 1966; Chávez *et al.* 1970; Martos 1993; 2010; Malpica, 2000; Chicatto, 2001; Jordan, 1993; 2002; Antonio, 2009; González, 2010; Dueñez, 2010; Olvera, 2010), anélidos (Chávez *et al.*,1970; Roberts,1981) moluscos (Chávez *et al.*,1970; Guadarrama, 1973; Sevilla *et al.*, 1983; Sevilla, 1998; De la Cruz, 2005, Vicencio-de la Cruz y González-Gándara, 2006), artrópodos (Chávez *et al.*, 1970; Ray, 1974; Tejeda y Ortega, 1997; Tunnell *et al.*, 2007), equinodermos (Barón, 2008; Acosta, 2010; Cárdenas, 2010) y cordados (Cashman 1973; Castro-Aguirre y Márquez-Espinoza, 1981; Lozano-Vilano *et al.*, 1993; González-Gándara, 1996; 2003a; 2003b; 2009; González-Gándara y González Sansón, 1997; González-Gándara *et al.*, 2006; Trinidad, 2004; Terán Basilio y Macías Juárez, 2005; Arguelles, 2008; Bautista, 2008; Manuel, 2008; Rosas, 2008; Zaragoza, 2008; Chávez, 2009; Reyes, 2009; Muñoz, 2010; Olvera, 2010). Todos estos trabajos han permitido listar un total de 1110 especies para el SALT. Cabe destacar la presencia en el SALT de los peces *Elacatinus jarocho*, *Elacatinus redimiculus* e *Hypoplectrus castroaguirrei* (observación personal), los cuales han sido catalogadas como endémicas de Veracruz (Taylor y Akins, 2007; Del Moral *et al.*, 2011), además se ha confirmado recientemente la presencia del invasor *Pterois volitans/miles* en los arrecifes del SALT (Morris y Green, 2012).

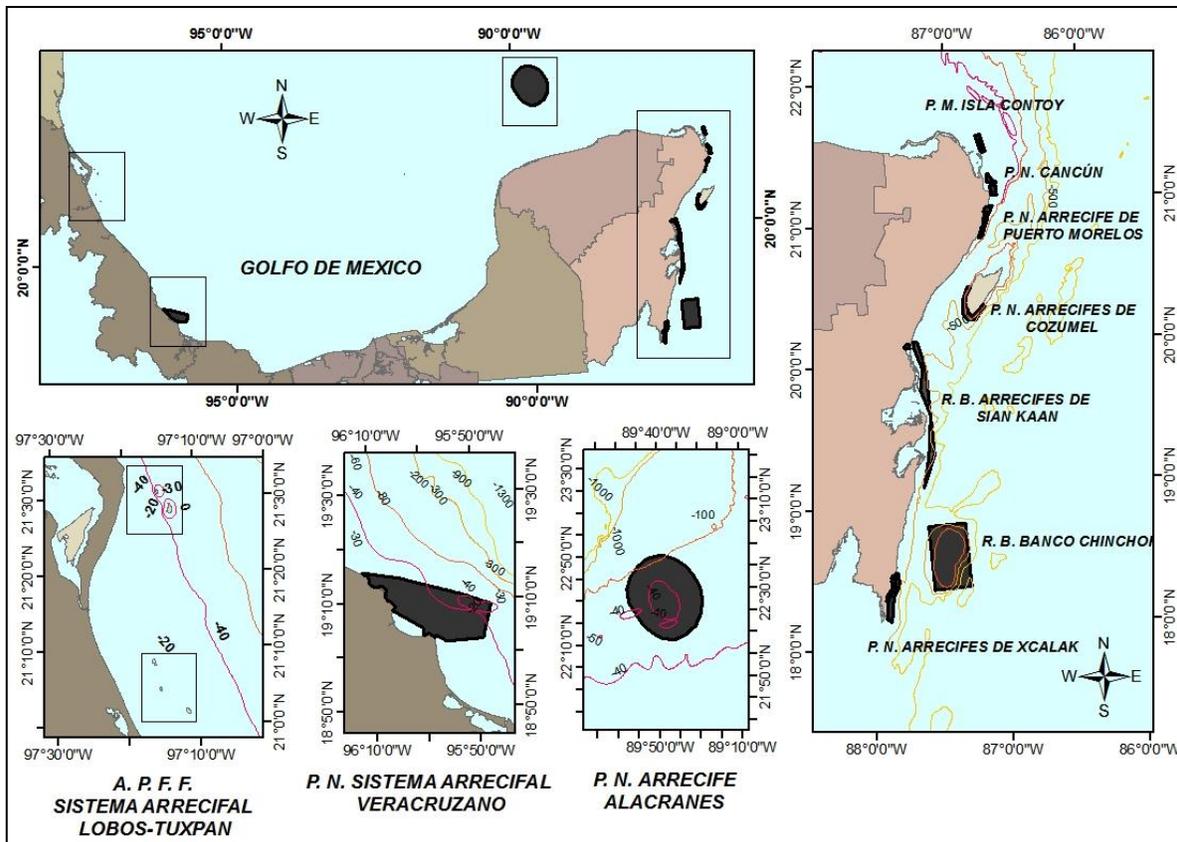


Figura 2. Áreas marinas protegidas en arrecifes coralinos del Atlántico Mexicano. A. P. F. F.: Área de Protección de Flora y Fauna. P. N.: Parque Nacional. R. B.: Reserva de la Biosfera.

Otro de los aspectos estudiados más recurrentes corresponde a las variaciones espaciales de las comunidades más conspicuas (corales, moluscos, erizos, peces) que ha permitido conocer sus patrones de distribución así como su abundancia (Martos, 1993; Trinidad, 2004; De la Cruz, 2005; Argüelles, 2008; Acosta, 2010; Dueñez, 2010; González-Gándara *et al.*, 2006; González-Gándara, 2010). Así mismo se han estudiado atributos de las poblaciones de *Acropora palmata* (Maruri, 2009), de *Panulirus argus* (Rojas, 2000) y de los pastos marinos (Hernández, 2009).

Actualmente se están haciendo esfuerzos para que el SALT cuente con un estudio integral sobre la biodiversidad arrecifal, pues es necesario valorar los posibles efectos sobre las comunidades arrecifales y para hacer más eficaz el plan de manejo y no exponer al SALT a decisiones equivocadas que redunden en su estructura y funcionamiento.

En particular, las áreas rocosas presentan poca cobertura coralina (Dueñas, 2010) y aparentan poca diversidad biológica, sin embargo actualmente se ha demostrado que la baja cobertura coralina promueve una mayor diversidad de especies arrecifales pues aumenta la disponibilidad de espacio, hábitat y refugio para otras comunidades: sésiles, sedentarias y crípticas (Enochs y Manzello, 2010), por lo que estudiar las comunidades macrobentónicas y nectónicas en sustratos rocosos coralinos permitirá averiguar qué tan diversas, abundantes e importantes ecológicamente son y si pueden ser útiles para definir estrategias de protección y conservación.

Bajo este argumento se plantea la siguiente hipótesis.

III. HIPOTESIS

Las comunidades macrobentónicas y nectónicas que se asocian a los sustratos rocosos coralinos son muy diversas y poseen especies características que están determinadas por las zonas arrecifales y sus rasgos, las cuales pueden servir para caracterizar, definir y delimitar zonas con fines de protección y conservación en las áreas naturales protegidas.

Para comprobar la hipótesis se plantearon los siguientes:

IV. OBJETIVOS

Objetivo general:

- Caracterizar las comunidades macrobentónicas y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos coralinos del Arrecife Lobos, Veracruz.
-

Objetivos particulares:

- Listar las especies macrobentónicas y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.
- Determinar la abundancia de las comunidades macrobentónicas sésiles (cobertura relativa) y móviles/sedentarias (abundancia relativa) asociadas a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.
- Estimar el índice de importancia (IVI) así como los índices de: Shannon, Equitatividad y de Simpson correspondientes a las comunidades macrobetónicas y nectónicas.
- Estudiar las variaciones espaciales de las comunidades macrobentónicas y nectónicas estimando los índices de diversidad alfa y beta.

V. ÁREA DE ESTUDIO

Los arrecifes coralinos del Atlántico Mexicano están representados en tres regiones: Sureste del Golfo de México, Banco de Campeche y el Caribe. En la primera zona en el centro del estado de Veracruz se ubica el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) conformado por 25 formaciones coralinas (Tunnell Jr. 2007) y en la parte norte del estado se localiza el Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT) integrado por seis sistemas emergentes arrecifales de tipo plataforma: Tuxpan, Enmedio y Tanhuijo, localizados frente a Tuxpan, Ver., y Lobos, Medio y Blanquilla en Cabo Rojo, Ver. (Jordan-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 2003).

5.1 Arrecife Lobos

El arrecife Lobos es el más grande y el mejor desarrollado de todas las formaciones que componen el SALT, se encuentra en las coordenadas $21^{\circ} 29' 09''$ y $21^{\circ} 27' 53''$ de latitud norte y $97^{\circ} 13' 37''$ y $97^{\circ} 13' 31''$ de longitud Oeste (Figura 3), aproximadamente a 63 km al Norte del puerto de Tuxpan y a 10 km de las costas del municipio de Tamiahua (Chávez *et al.*, 1970). Este arrecife presenta forma semilunar, su eje mayor, orientado en dirección norte-sur mide 2.5 km aproximadamente y su anchura máxima es de 1.1 km (Figura 3). Por su forma, el arrecife sugiere la idea de que las corrientes dominantes y los nortes ciclónicos han influido decisivamente en su desarrollo pues su máxima expresión se localiza hacia la porción sureste. Es un arrecife de tipo plataforma, se eleva del fondo a unos 25 m aproximadamente. Presenta un cayo arenoso que forma la Isla Lobos, ésta se sitúa cerca del extremo sur y se eleva dos metros de la superficie del mar (Chávez *et al.*, 1970; 2007).

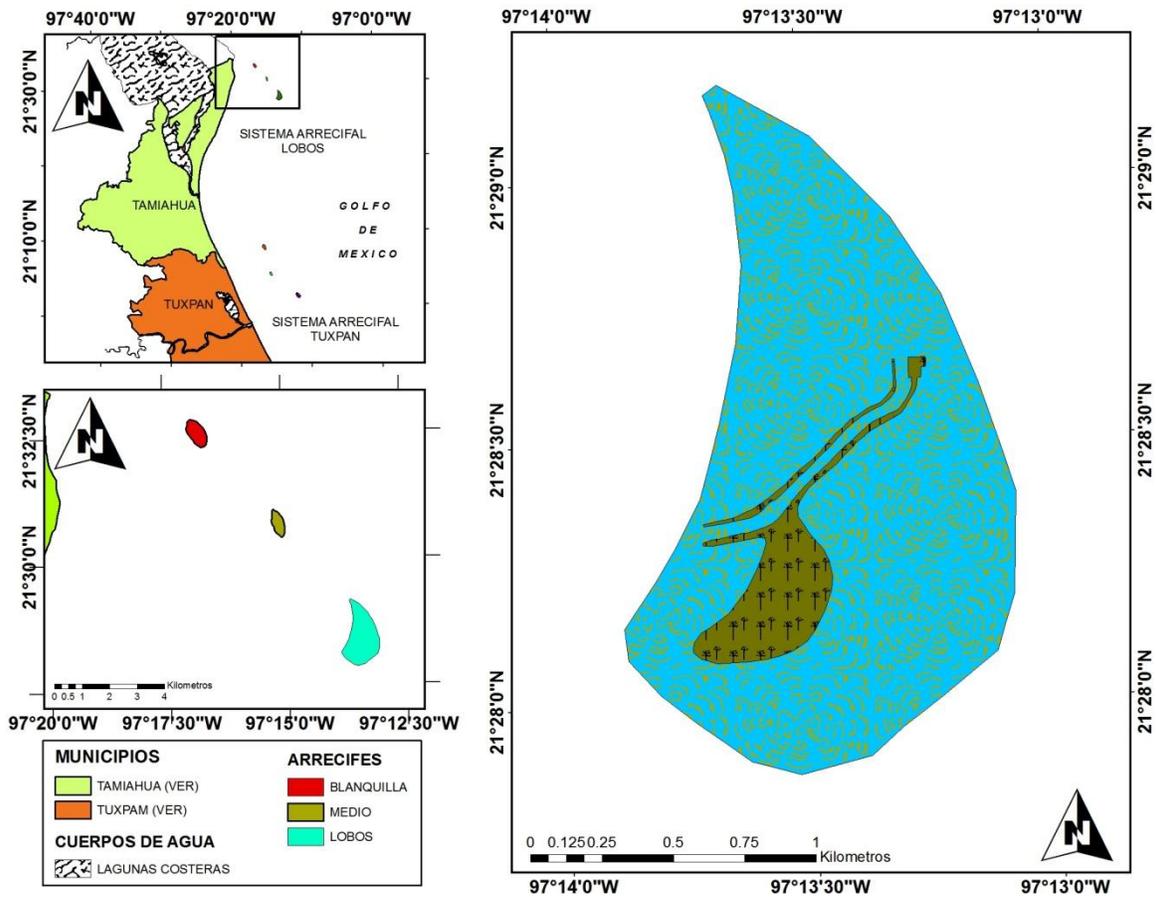


Figura 3. Localización geográfica del arrecife Lobos.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos del presente trabajo, se realizaron dos expediciones al arrecife Lobos, durante los meses de mayo y julio de 2011. Se establecieron un total de 15 sitios de muestreo de los cuales siete se distribuyeron en la planicie arrecifal aledañas a *Thalassia testudinum*, cuatro en sotavento y cuatro en barlovento. En cada sitio se tiraron cinco transectos de 10m, mientras en las pendientes de: sotavento y barlovento se tendieron tres transectos de igual longitud a 10m de profundidad (Figura 4). Los sitios de muestreo fueron georreferenciados utilizando un GPS marca Garmin 12, considerando un punto radio de 50m aproximadamente (Anexo I).

6. 1 Identificación y determinación

Los grupos biológicos que fueron objeto de estudio son: algas, esponjas, corales, anemonas, zoántidos, moluscos, equinodermos y peces. Además de poliquetos y crustáceos con importancia ecológica y económica referidos en los manuales del SIMAC (Garzón-Ferreira, 2002), SAM (Almada-Villela *et al.*, 2003) y de la REEF CHECK (Hodgson *et al.*, 2004) Los organismos observados fueron identificados mediante características morfológicas y de coloración empleando las guías de identificación de Cervigón (1992), Humann y Deloach (2002a,b) y Collin *et al* (2005), los cuales incluyen varios grupos arrecifales. Además se utilizo la obra de Littler y Littler (2000) para las algas, también se empleó el trabajo de Gómez (2002) para las esponjas. En casos especiales, se hicieron cortes y/o se revisaron las espículas para la identificación de las especies de algas y esponjas. En el caso de los moluscos se consultó el trabajo de Abott (1996) y el de García-Cubas y Reguero (2004).

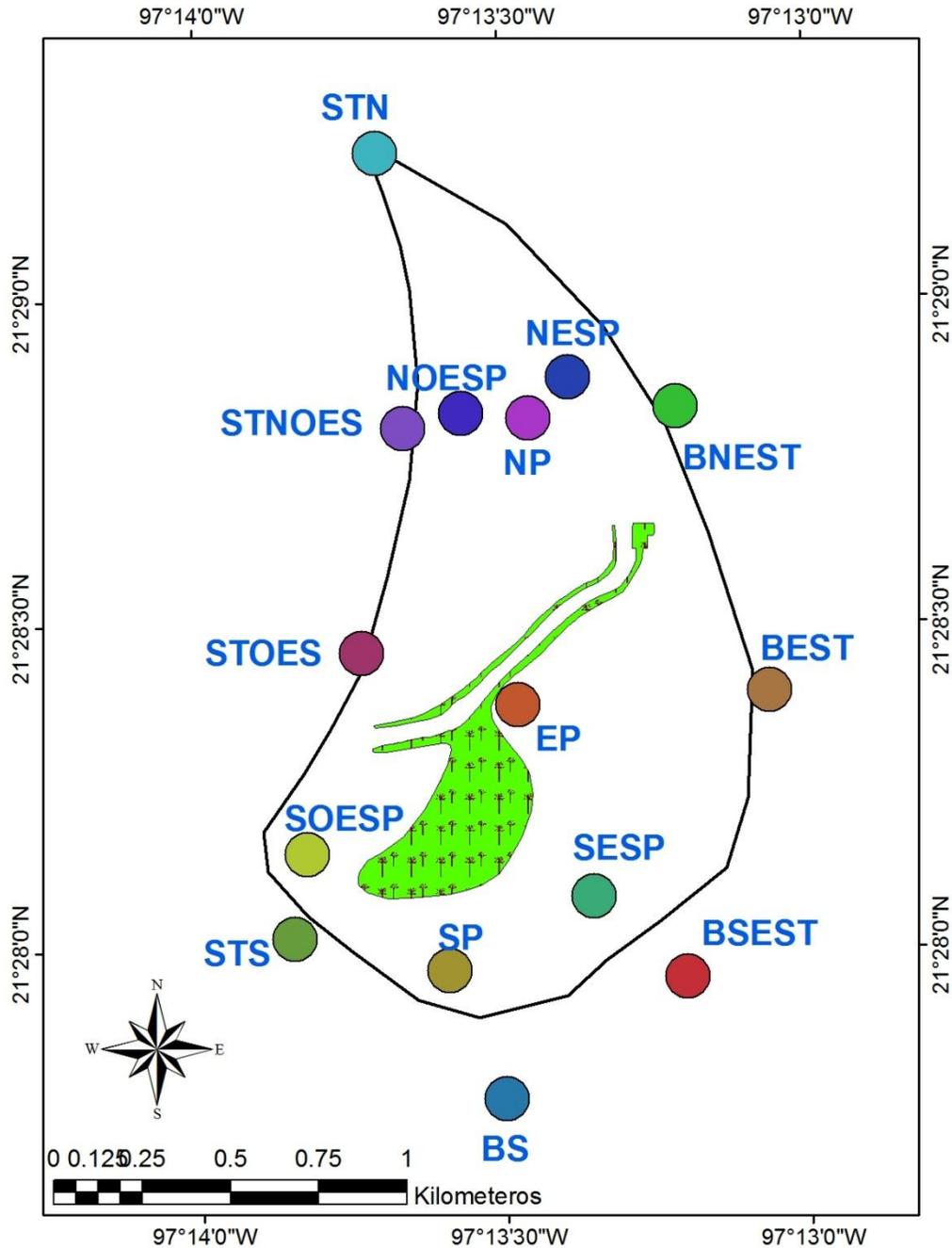


Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo en el arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOEP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

6.2 Atributos ecológicos

Cobertura y abundancia relativa de las comunidades macrobentónicas y nectónicas

Para la evaluación se consideraron los siguientes grupos: algas filamentosas, algas coralinas costrosas, esponjas, corales, anémonas y zoantidos. Para estimar la cobertura relativa se colocaron equidistantemente tres cuadrantes de 1m² por sitio, divididos en cuadros de 10 cm² sobre un transecto de 10 m de longitud, el primero se ubico a los 0m, el segundo a los 5m y el tercero a los 10m. Dado que cada rejilla representa 1% del cuadrante, el número de cuadros ocupados por una especie o grupo, representa la cobertura porcentual. Así mismo, se efectuaron registros en un transecto en banda de 10 x 2m para la estimación de la abundancia relativa del macrobentos móvil y del necton, para esto, revisándose cuidadosamente todas las cuevas y grietas presentes en el sustrato arrecifal y se cuantificaron las especies de moluscos, equinodermos y peces, además del poliqueto *Hermodice carunculata* y los crustáceos *P. argus*, *Steniorynchus seticornis* y *Stenopodus hispidus* (Garzón-Ferreira, 2002; Almada-Villela *et al.*, 2003; Hodgson *et al.*, 2004). La abundancia numérica se expresó en porcentajes a escala de zonas y sitios.

Índice de valor de importancia (IVI)

Mediante el IVI se estimó la dominancia de las especies macrobentónicas y nectónicas. Este índice indica la dominancia que ejerce una o más especies en las comunidades por virtud de su abundancia y frecuencia. Para determinar las especies dominantes se calculó el IVI a nivel de zonas arrecifales, considerando la abundancia relativa y la frecuencia relativa que aporta cada una de las especies a la comunidad.

$$IVI = A\% + F\%$$

donde:

IVI = Índice de valor de importancia

$A\%$ = Abundancia relativa

$F\%$ = Frecuencia relativa

La abundancia relativa de la especie ($A\%$) es una expresión porcentual que deriva del número de individuos de la especie (ni) multiplicado por **100** y dividido por el número total de individuos de la muestra (Σni).

$$ni \times 100 / \Sigma ni$$

La frecuencia relativa de la especie ($F\%$) es una expresión porcentual e indica el porcentaje de aparición de la especie con base en el número de veces que aparece la especie en la muestra (fi) multiplicado por 100 y dividido por la frecuencia total de la muestra (Σfi).

$$fi \times 100 / \Sigma fi$$

6.3 Índices ecológicos

Se estimó la diversidad alfa con índices que cuantifican el número de especies presentes y con índices que miden la estructura comunitaria a partir de la abundancia proporcional de cada especie, esto se analizó a nivel de sitio y zona arrecifal mediante el programa Past (Hammer *et al.*, 2006). A continuación se describen los índices utilizados para la medición de la diversidad alfa y se describe el análisis de la diversidad verdadera para interpretar la diversidad alfa de una comunidad mediante el número efectivo de especies.

a) Diversidad alfa α

Medición de la riqueza específica (S)

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, se basa únicamente en el número de especies presentes en una muestra, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno, 2001). La riqueza específica de las comunidades macrobentónicas y nectónicas fue registrada en sustratos rocosos coralinos de las áreas someras y en las pendientes arrecifales.

Para demostrar la eficiencia del muestreo y la representatividad de la riqueza de especies registradas por zona arrecifal (Sobs) se comparó mediante curvas de acumulación de especies esperadas basadas en las muestras (Mao Tau) y en la abundancia de las muestras (Coleman) y con estimadores de la riqueza esperada: MMMean (Michaelis Menten), Chao 1 y ACE (Abundance-based Coverage Estimator), todo esto mediante el programa Estimates Versión 8.2.0 (Colwell, 2006).

Medición de la estructura de las comunidades

Índice de diversidad de Shannon

El índice de Shannon basado en las abundancias relativas de las especies expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay solo una especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

Este índice se define como:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

p_i = es la proporción de individuos en el total de la muestra que pertenecen a la especie i ,

\ln = es el logaritmo de base 2 de p_i .

Índice de equidad de Pielou

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2001).

Donde:

$$J' = \frac{H'}{H' \max}$$

$H' \max = \ln(S)$

Índice de dominancia de Simpson

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Esta fuertemente influido por la importancia de las especies dominantes. Se expresa mediante la fórmula:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

donde:

Σ = sumatoria sobre las especies de la población

p_i = representa la abundancia relativa de cada especie de la población

Índice de diversidad alfa verdadera

Otra forma de interpretar la diversidad de las comunidades ecológicas es bajo el enfoque de “diversidad verdadera” término definido por Jost (2006), cuya unidad de medición es el “número efectivo de especies”. Específicamente mide la diversidad que tendría una comunidad integrada por i especies igualmente comunes. El número efectivo de especies se calcula a través de la ecuación:

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde:

qD es la diversidad

p_i es la proporción de individuos en el total de la muestra que pertenecen a la especie i

q es una constante que determina que tanto influyen las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad verdadera.

Cabe mencionar que q puede tomar cualquier valor. El exponente $q=0$ indica que es completamente insensible a las abundancias de las especies, por lo tanto equivale simplemente a la riqueza de especies, en tanto los valores de $q < 1$ sobrevaloran las especies raras, cuando $q=1$ todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad, los valores de $q > 1$ toman más en cuenta las especies comunes (Moreno *et al.*, 2011).

El número efectivo de especies, como unidades de medición de la diversidad verdadera se calculó con el programa Partition 3.0 (Veech y Crist, 2009). El análisis de la diversidad verdadera se efectuó a nivel de muestras, sitios y zonas arrecifales con el valor de qD de orden 1 para comparar el número efectivo de especies entre la planicie, sotavento y barlovento.

b) Diversidad beta β

La diversidad beta se tomó como el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales y se mide en proporciones o diferencias mediante índices de similitud o con índices de reemplazo de especies (Moreno, 2001). Para las comunidades macrobentónicas y nectónicas del arrecife Lobos, se determinó la diversidad beta mediante el coeficiente de similitud de Bray-Curtis, el cual expresa el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas con base a datos cuantitativos. Para tal fin, el análisis de similitud se efectuó con el programa Past (Hammer *et al.*, 2006) a nivel de sitios.

$$B = \frac{\sum_{i=1}^s |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^s [X_{ij} + X_{ik}]}$$

Donde:

B = medida de Bray-Curtis entre las muestras **j** y **k**

X_{ij} = número de individuos de la especie **i** en la muestra **j**

X_{ik} = número de individuos de la especie **i** en la muestra **k**

s = número de especies

El índice de Bray-Curtis se representó por medio de un dendrograma, el cual consiste en reunir en dos o más grupos las unidades (sitios de muestreo) de acuerdo al grado de similitud que presenten, el método de agrupación se realizó utilizando el promedio entre grupos.

La diversidad beta también se analizó a través de la diversidad verdadera de orden 1 (1D). La diversidad beta verdadera parte de la ecuación original de Whittaker's (Jost, 2007) y se obtiene dividiendo la diversidad gamma entre el promedio de la diversidad alfa verdadera, el valor obtenido indica el número efectivo de comunidades distintas en la región que varían de 1 hasta N (Jost, 2006).

$${}^qD_{\beta} = {}^qD_{\gamma} / {}^qD_{\alpha}$$

Donde:

${}^q=$ es una constante que determina que tanto influyen las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad verdadera.

${}^qD_{\beta}$ = diversidad beta verdadera

${}^qD_{\gamma}$ = diversidad gamma verdadera

${}^qD_{\alpha}$ = diversidad alfa verdadera

La diversidad beta verdadera se analizó a nivel de zona arrecifal y entre los sitios de las zonas arrecifales y por sitios de cada zona arrecifal mediante el programa Partition 3.0 (Veech y Crist, 2009)

6.4 Análisis estadístico

Para determinar la presencia de diferencias de la riqueza, cobertura y abundancia de las comunidades macrobentónicas y nectónicas se efectuaron análisis de varianza (ANOVA) entre unidades de muestreo (cuadrantes), entre sitios y entre zonas, previamente se sujetaron a pruebas de normalidad mediante el test de Shapiro-Wilks (p 0.05) y homogeneidad de varianzas con el test de Levene's (p 0.05) mediante el programa estadístico StatSoft versión 7 (2004). Los datos que

no cumplieron los requisitos paramétricos antes señalados se transformaron a LOG10+1, posteriormente se valoró la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas. Los datos que no cumplieron los supuestos de normalidad se analizaron con la prueba de Kruskal Wallis (H).

Se realizó un análisis de escalamiento no métrico NDMS (*Non Metric Multidimensional Scaling*), el cual es una técnica multivariante que representa en un espacio geométrico de pocas dimensiones las (di) similitudes existentes entre un conjunto de objetos, muestras o sitios, en este caso fue la composición cuantitativa de las especies macrobénticas y nectónicas a nivel de sitios. El NMDS es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua o arbitraria. El análisis parte de una matriz de datos, donde las columnas representan las especies y las filas los sitios.

Como complemento se utilizó el estadístico ANOSIM (análisis de similaridad) con distancia de Bray-Curtis para determinar si existen diferencias significativas entre los sitios de las comunidades macrobénticas y nectónicas, para ambos análisis se empleó el programa Past (Hammer *et al.*, 2006).

VII. RESULTADOS

7.1 Inventario de las especies macrobénticas y nectónicas

Las comunidades macrobénticas y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos están representadas por tres reinos, diez phyla, 16 clases, 34 órdenes, 60 familias y 125 especies. El grupo más diverso fue el de los peces con 49 especies. Las especies *Scopalina ruetzleri*, *Actinostella flosculifera*, *Phymanthus crucifer*, *Navanax aenigmaticus* y *Mithrodia clavigera* constituyen nuevos registros para el arrecife Lobos. A continuación se muestra el listado de especies (Cuadro 1).

Cuadro 1. Listado sistemático de las especies macrobénticas asociados a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, Veracruz. Se señalan con un * los nuevos registros. El arreglo sistemático del phylum Porifera sigue a Hooper y Van Soest (2002), en Cnidaria a Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet (1999), en Artrópoda a Martin y Davis (2001), en Molusca a Rosenberg (2005), para Echinodermata a Duran-González *et al.* (2005) y en peces a Eschmeyer (2004)

Reino Chromista			
Phylum Heterokontophyta			
Clase	Orden	Familia	Especie
Phaeophyceae	Dictyotales	Dictyotaceae	<i>Dictyota cervicornis</i> Kützing, 1859
			<i>Padina sanctae-crucis</i> Børgesen
Reino Plantae			
Phylum Chlorophyta			
Bryopsidophyceae	Bryopsidales	Caulerpaceae	<i>Caulerpa cupresoides</i> (Vahl) C. Agardh, 1817
			<i>Caulerpa racemosa</i> (Försskal) J. Agardh, 1873
			<i>Caulerpa sertularoides</i> (S. Gmelin) Howe, 1905
			Halimedaceae <i>Halimeda opuntia</i> (Linneus) Lamouroux, 1816
Ulvophyceae	Cladophorales	Siphonocladaceae	Udoteaceae <i>Rhipocephalus phoenix</i> (Ellis et Solander) Kützing, 1843
			<i>Dictyosphaeria cavernosa</i> (Forsskäl) Børgesen, 1932
			<i>Galaxaura rugosa</i> (Ellis & Solander) Lamouroux, 1816
Phylum Rhodophyta			
Florideophyceae	Nemaliales	Galaxauraceae	<i>Galaxaura rugosa</i> (Ellis & Solander) Lamouroux, 1816

Continúa...

Reino Animalia				
Phylum Porifera				
Clase	Orden	Familia	Especie	
Demospongiae	Hadromerida	Clionidae	<i>Cliona caribbaea</i> Carter, 1882 <i>Cliona delitrix</i> Pang, 1973	
		Chondrillidae	<i>Chondrilla caribensis</i> Rützler, Duran & Piantoni, 2007	
		Crambeidae	<i>Monanchora arbuscula</i> (Duchassaing y Michelotti, 1864)	
	Haplosclerida	Callyspongiidae	<i>Callyspongia armigera</i> (Duchassaing y Michelotti, 1864) <i>Callyspongia vaginalis</i> (Lamarck, 1814)	
		Niphatidae	<i>Amphimedon compressa</i> (Duchassaing y Michelotti, 1864) <i>Amphimedon viridis</i> Duchassaing y Michelotti, 1864	
		Irciniidae	<i>Ircinia fistularis</i> (Pallas, 1766) <i>Ircinia strobilina</i> Lamarck, 1816	
	Verongida	Aplysinidae	<i>Aplysina fistularis</i> (Pallas, 1776)	
		Ianthellidae	<i>Aiolochoxia crassa</i> (Hyatt, 1875) <i>Plakinastrella onkoides</i> (Uliczka, 1929)	
		Dictyonellidae		<i>Scopalina ruetzleri</i> (Wiedenmayer, 1977)
Phylum Cnidaria				
Hydrozoa	Milleporina	Milleporidae	<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	
	Stylasterina	Stylasteridae	<i>Stylaster roseus</i> (Pallas, 1766)	
Anthozoa	Gorgonacea	Anthothelidae	<i>Erythropodium caribaeorum</i> (Duchassaing y Michelotti, 1860)	
		Scleractinia	Astroceniidae	<i>Stephanocoenia intersepta</i> (Lamarck, 1816)
	Poritidae		<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816 <i>Porites porites f. porites</i> (Pallas, 1766)	
		Siderastreidae	<i>Siderastrea radians</i> (Pallas, 1766)	
		Agariciidae	<i>Agaricia agaricites</i> (Linnaeus, 1758)	
	Mussidae		<i>Mycetophyllia lamarckiana</i> Milne Edwards y Haime, 1848 <i>Scolymia cubensis</i> (Milne Edwards y Haime, 1849)	
		Faviidae	<i>Colpophyllia natans</i> (Houttuyn, 1772) <i>Diploria clivosa</i> (Ellis y Solander, 1786) <i>Diploria strigosa</i> (Dana, 1846) <i>Montastrea annularis</i> (Ellis y Solander, 1786) <i>Montastrea cavernosa</i> (Linnaeus, 1767)	

Continúa...

Phylum Cnidaria				
Clase	Orden	Familia	Especie	
Anthozoa	Actiniaria		<i>*Actinostella flosculifera</i> (Lesueur, 1817)	
		Aliciidae	<i>Lebrunia coralligens</i> (Wilson, 1890)	
	Zoanthidea		<i>*Phymanthus crucifer</i> (Le Sueur, 1817)	
		Sphenopidae	<i>Palythoa caribaeorum</i> Duchassaing & Michelotti, 1860 <i>Zoanthus pulchellus</i> (Duchassaing y Michelotti, 1864)	
Phylum Annelida				
Polychaeta	Sabellida	Amphinomidae	<i>Hermodice carunculata</i> (Pallas, 1766)	
		Sabellidae	<i>Bispira nigromaculata</i> Baird, 1865	
		Serpulidae	<i>Spirobranchus giganteus</i> Pallas, 1766	
Phylum Arthropoda				
Malacostraca	Stomatopoda Decapoda	Gonodactylidae	<i>Neogonodactylus bredini</i> (Manning, 1969)	
		Stenopodidae	<i>Stenopus hispidus</i> Olivier, 1811	
		Paguridae	<i>Pagurus brevidactylus</i> Stimpson, 1859	
		Palinuridae	<i>Panulirus argus</i> Latreille, 1804	
		Inachidae	<i>Stenorhynchus seticornis</i> Herbst, 1788	
		Mithracidae	<i>Mitrax verrucosus</i> A. Milne-Edwards, 1832	
		Portunidae	<i>Callinectes sapidus</i> (Rathbun, 1896)	
Phylum Mollusca				
Gastropoda		Lottiidae	<i>Lottia leucopleura</i> (Gmelin, 1791)	
		Turbinidae	<i>Litophoma tectum</i> Lightfoot, 1786	
		Cerithiidae	<i>Cerithium litteratum</i> Born, 1778	
		Cypraeidae	<i>Luria cinerea</i> Gmelin, 1791	
		Neogastropoda	Muricidae	<i>Trachypollia nodulosa</i> C. B. Adams, 1845 <i>Mancinella deltoidea</i> Lamarck, 1822
			Placobranhidae	<i>Tridachia crispata</i> Mörch, 1863
			Aglajidae	<i>*Navanax aenigmaticus</i> (Bergh, 1893)
	Pleurobranchidae	<i>Pleurobranchus areolatus</i> Mörch, 1863		
Bivalvia	Nuculoida	Mytilidae	<i>Mytilus</i> sp.	
	Limoida	Limidae	<i>Lima caribaea</i> d'Orbigny, 1853	
	Ostreoida	Spondylidae	<i>Spondylus americanus</i> Hermann, 1781	
Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797	

Continúa...

Phylum Echinodermata			
Clase	Orden	Familia	Especie
Crinoidea	Comatulida	Comasteridae	<i>Davidaster rubiginosus</i> (Pourtales, 1869)
Asteroidea	Valvatida	Mithrodiidae	* <i>Mithrodia clavigera</i> (Lamarck, 1816)
		Ophidiasteridae	<i>Linckia guildingii</i> Gray, 1840
Echinoidea	Cidaroida	Cidaridae	<i>Eucidaris tribuloides tribuloides</i> Lamarck, 1816
	Diadematoidea	Diadematidae	<i>Diadema antillarum antillarum</i> Philippi, 1845
	Temnopleuroidea	Toxopneustidae	<i>Lytechinus williamsi</i> Chesher, 1968
			<i>Tripneustes ventricosus</i> Lamarck, 1816
Echinoida	Echinometridae	<i>Echinometra lucunter lucunter</i> Linnaeus, 1758	
		<i>Echinometra viridis</i> A. Agassiz, 1863	
Holothuroidea	Dendrochirotida	Holothuriidae	<i>Actynopyga agassizi</i> (Selenka, 1867)
Phylum Chordata			
Actinopterygii	Anguilliformes	Muraenidae	<i>Echidna catenata</i> (Bloch 1765)
			<i>Gymnotorax moringa</i> (Cuvier, 1829)
			<i>Gymnotorax vicinus</i> (Castelnau 1855)
	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus synodus</i> (Linnaeus 1758)
			<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck 1765)
	Beryciformes	Holocentridae	<i>Sargocentron vexillarium</i> (Poey 1860)
			<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck 1765)
			<i>Mycteroperca interstitialis</i> (Poey 1860)
			<i>Apogon maculatus</i> (Poey 1860)
			<i>Phaeoptyx conklini</i> (Silvester 1915)
			<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus 1758)
			<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus 1758)
			<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch 1791)
			<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest 1823)
			<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier 1830)
	Pomacanthidae	Pomacanthidae	<i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus 1758
			<i>Chaetodon sedentarius</i> Poey 1860
<i>Holacanthus bermudensis</i> Goode 1876			
Pomacentridae	Pomacentridae	<i>Holacanthus tricolor</i> (Bloch 1795)	
		<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch 1787)	
		<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus 1758)	
		<i>Chromis multilineata</i> (Guichenot 1853)	
		<i>Chromis scotti</i> Emery 1968	
			<i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier 1830)
			<i>Stegastes adustus</i> (Troschel 1865)

Continúa...

Phylum Chordata				
Clase	Orden	Familia	Especie	
Actinopterygii	Perciformes	Pomacentridae	<i>Stegastes leucostictus</i> (Müller y Troschel 1848)	
			<i>Stegastes partitus</i> (Poey 1868)	
			<i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier 1830)	
			<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau 1855)	
		Labridae	<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus 1758)	
			Scaridae	<i>Scarus guacamaia</i> Cuvier 1829
		<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre 1788)		
		Tripterygiidae	Blenniidae	<i>Enneanectes boehlkei</i> Rosenblatt 1960
				<i>Hypleurochilus bermudensis</i> Beebe & Tee-Van 1933
		Labrisomidae	Gobiidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i> (Valenciennes 1836)
				<i>Paraclinus fasciatus</i> (Steindachner, 1876)
				<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey 1876)
				<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus 1758)
				<i>Labrisomus bucciferus</i> (Poey 1868)
				<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard 1824)
				<i>Malaccoctenus triangulatus</i> Springer 1959
				<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill 1863
				<i>Coryphopterus hyalinus</i> Böhlke & Robins 1962
				<i>Elacatinus dilepis</i> Robins & Böhlke 1964
		<i>Elacatinus jarocho</i> Taylor & Akins 2007		
		<i>Elacatinus redimiculus</i> Taylor & Akins 2007		
Tetraodontidae	Diodontidae	<i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan 1904		
		<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch 1786)		
			<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus 1758	

7.2 Eficiencia de muestreo

En la planicie arrecifal se registraron 92 especies macrobentónicas y nectónicas, cifra que es cercana a la riqueza esperada de los estimadores MM, Chao 1, ACE y Cole, lo mismo sucede para el área de sotavento y barlovento, los valores de la riqueza observada (63 y 62 respectivamente) son parecidos a la riqueza esperada y la curva acumulativa de especies en ambas zonas muestran tendencia a la asíntota (Figura 5).

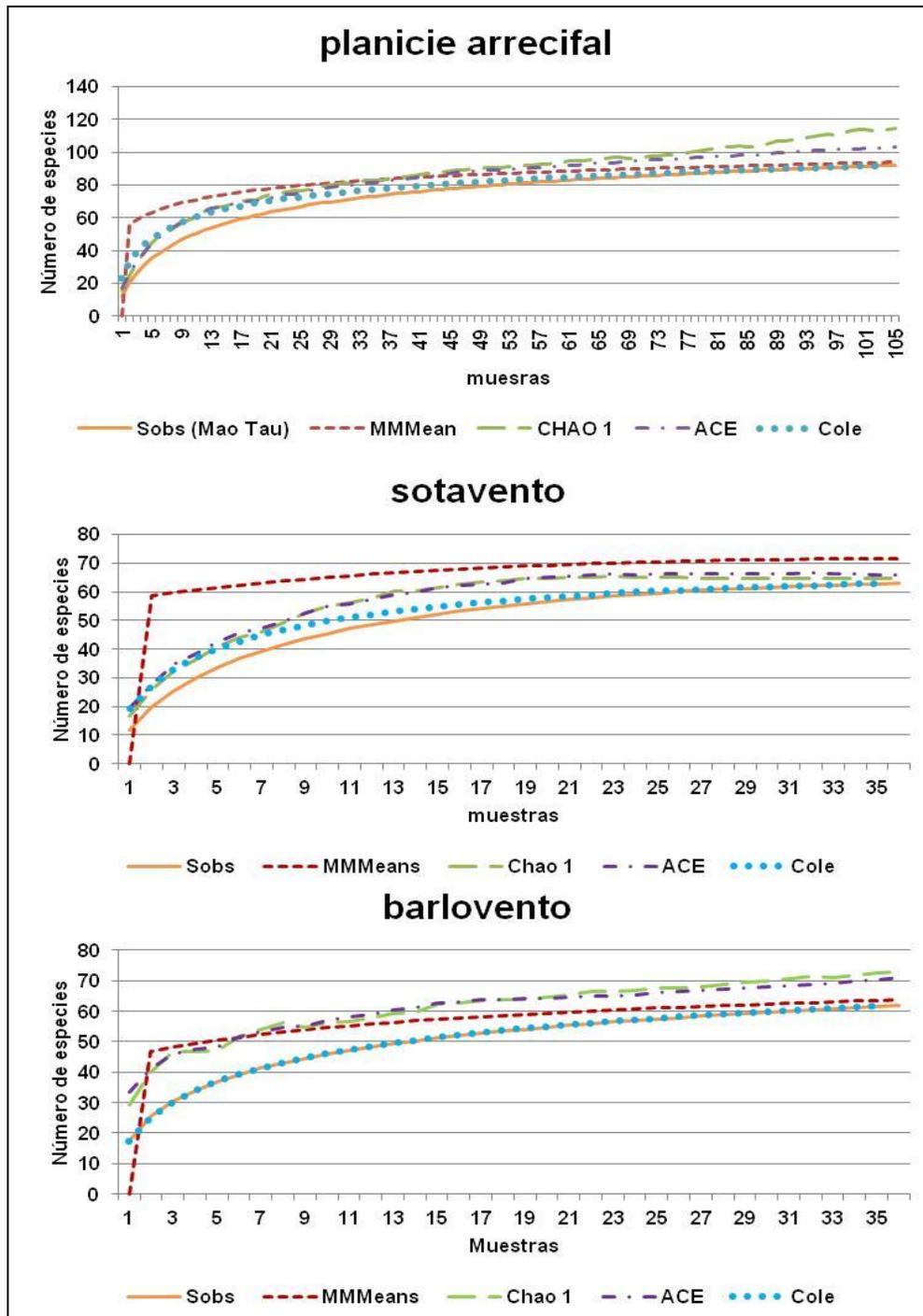


Figura 5. Valores de la riqueza observada (Sobs) y riqueza esperada de los estimadores Michaelis-Menten (MM), Chao1, ACE y Cole por zona arrecifal.

7.3 Atributos ecológicos a nivel de zona arrecifal

Riqueza

En general, la riqueza macrobentónica y nectónica de los sustratos rocosos coralinos fue mayor en el área de la planicie (92 especies), que en sotavento y barlovento (63 y 62 especies respectivamente). Estadísticamente existen diferencias significativas entre las zonas arrecifales ($F=20.0539$; $p= 0.0001$) y la planicie arrecifal es más rica con respecto a las otras zonas (Figura 6). A nivel de grupos biológicos, el de los peces presentó la mayor riqueza con 49 especies mientras los poliquetos y crustáceos fueron los menos representativos con tres y cinco especies respectivamente (Cuadro 2).

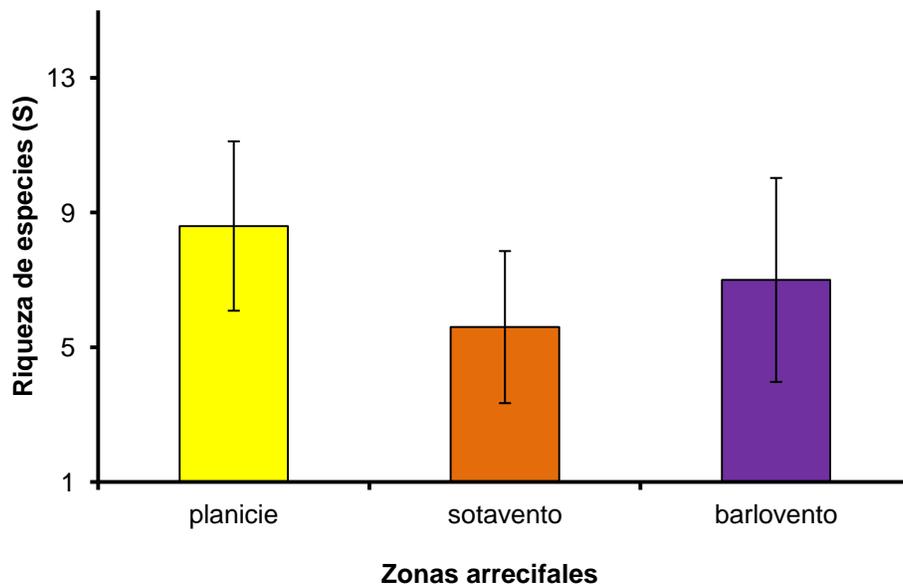


Figura 6. Valores promedio de la riqueza de especies a nivel de zona arrecifal. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.

Cobertura y abundancia relativa del macrobentos y necton

La cobertura de algas filamentosas oscilo entre 40.2% (sotavento) y 46.1% (barlovento) y no exhibe diferencias significativas a escala de zonas arrecifales ($F=$

1.6564; $p= 0.1938$), en cambio la cobertura de corales es significativamente diferente ($H=62.2389$; $p=0.01$) mostrando mayor cobertura en sotavento (Figura 7), esto mismo ocurre con las esponjas ($H=13.6418$; $p=0.0010$). Respecto a la cobertura de macroalgas, es más alta en la planicie (8.4%) comparada con la que presentan las pendientes profundas (sotavento= 0.3% y barlovento= 0.1%) y muestran diferencias significativas ($H=68.9552$; $p=0.0001$). Por el contrario, las algas coralinas costosas son significativamente diferentes ($H=14.2896$; $p=0.00078$), mostrando mayor cobertura en barlovento (17.6%) (Figura 7).

Los equinodermos fueron los miembros del bentos móvil y necton más representativos en la planicie con un 43.7% (Figura 8) y muestran diferencias significativas con respecto a las pendientes profundas ($H=30.8569$; $p=0.0001$), mientras los peces fueron más abundantes en sotavento (50%) y barlovento (55.9%), mostrando diferencias significativas con respecto a la planicie ($H=12.5615$; $p=0.0018$). Por su parte, los moluscos manifiestan diferencias significativas ($H=34.8723$; $p=0.0001$) entre zonas y son menos abundantes en sotavento (2%) con relación a la planicie y barlovento (Figura 8). Finalmente, los crustáceos no mostraron diferencias significativas en la abundancia a escala de zonas arrecifales ($F=2.0771$; $p=0.1284$).

Cuadro 2. Riqueza macrobentónica y nectónica por grupos biológicos del arrecife Lobos.

Comunidades		Riqueza de especies por zona arrecifal			Riqueza total
		Planicie	Sotavento	Barlovento	
Bentos sésil	Algas	9	5	1	9
	Esponjas	7	11	8	14
	Corales	9	12	12	15
	Anemonas	3	0	4	5
Bentos móvil	Crustáceos	7	1	0	7
	Moluscos	11	4	4	13
	Equinodermos	9	5	5	10
	Poliquetos	3	3	2	3
Necton	Peces	34	22	26	49
Total		92	63	62	125

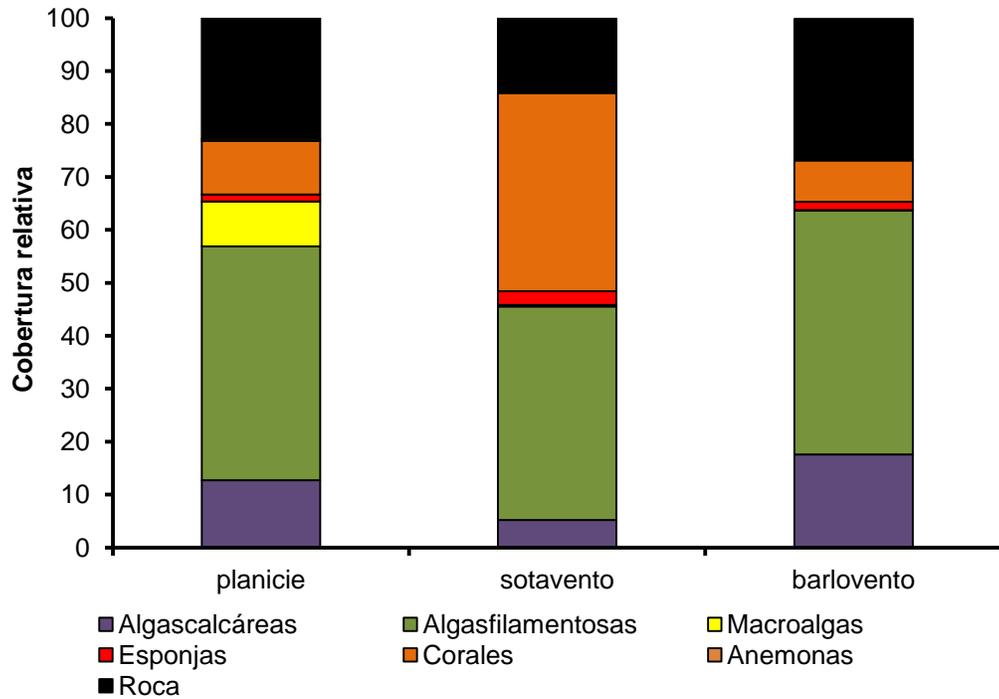


Figura 7. Cobertura del macrobentos sésil en los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.

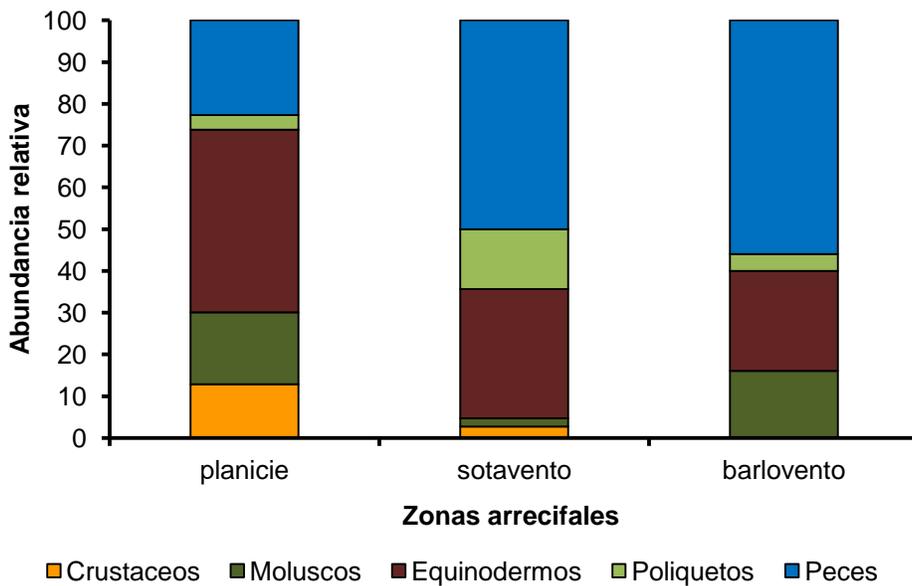


Figura 8. Abundancia relativa del macrobentos móvil y del necton en los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos.

Con base al IVI, *Echinometra lucunter* fue la especie más importante en la planicie, mientras *Echinometra viridis* lo fue para las pendientes profundas. Dentro del grupo de los crustáceos, *Pagurus brevidactylus* es abundante solamente en las áreas someras, en cambio *Spirobranchus giganteus* lo fue en sotavento. En cuanto a los peces, *Stegates adustus* domina en la planicie y junto con *Elacatinus redimiculus* son más abundantes en las áreas de sotavento y barlovento (Cuadro 3).

La diversidad de Shannon es importante en las zonas arrecifales y no manifiesta diferencias significativas entre ellas ($F= 1.3666$; $p= 0.2577$) al igual que la dominancia ($F=1.8176$; $p=0.1654$), en cambio la equidad muestra diferencias y la planicie presentó un valor menor en relación a las pendientes profundas ($F= 25.6318$; $p= 0.0001$) (Figura 9 y 10).

Cuadro 3. Especies del macrobentos móvil y del necton asociados a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos con mayor valor de importancia (IVI).

PLANICIE		
Grupos	Especie	IVI%
Equinodermos	<i>E. lucunter</i>	39.98
Crustáceos	<i>P. brevidactylus</i>	13.78
Peces	<i>S. adustus</i>	10.65
Moluscos	<i>C. litteratum</i>	9.41
	<i>T. nodulosa</i>	7.10
SOTAVENTO		
Equinodermos	<i>E. viridis</i>	25.50
Poliquetos	<i>S. giganteus</i>	16.82
Peces	<i>E. redimiculus</i>	13.20
Equinodermos	<i>L. williamsis</i>	11.39
Peces	<i>S. adustus</i>	10.85
BARLOVENTO		
Equinodermos	<i>E. viridis</i>	22.14
Peces	<i>E. redimiculus</i>	14.31
Moluscos	<i>T. nodulosa</i>	14.66
Peces	<i>M. triangulatus</i>	12.50
	<i>S. adustus</i>	11.64

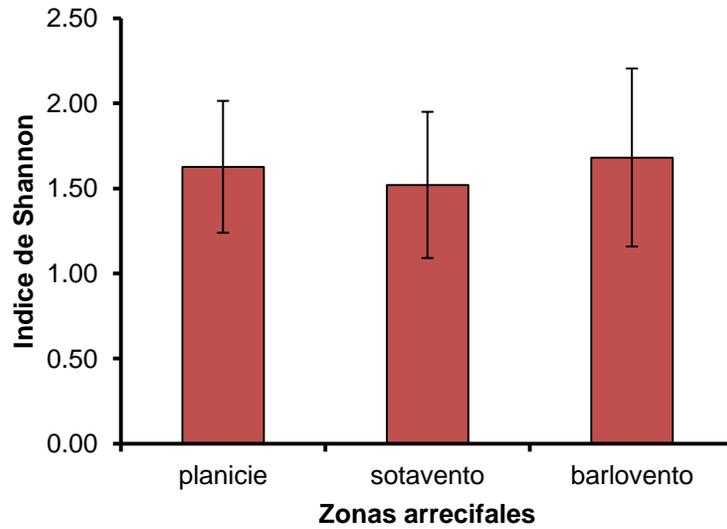


Figura 9. Valores promedio de la diversidad de Shannon por zona arrecifal.

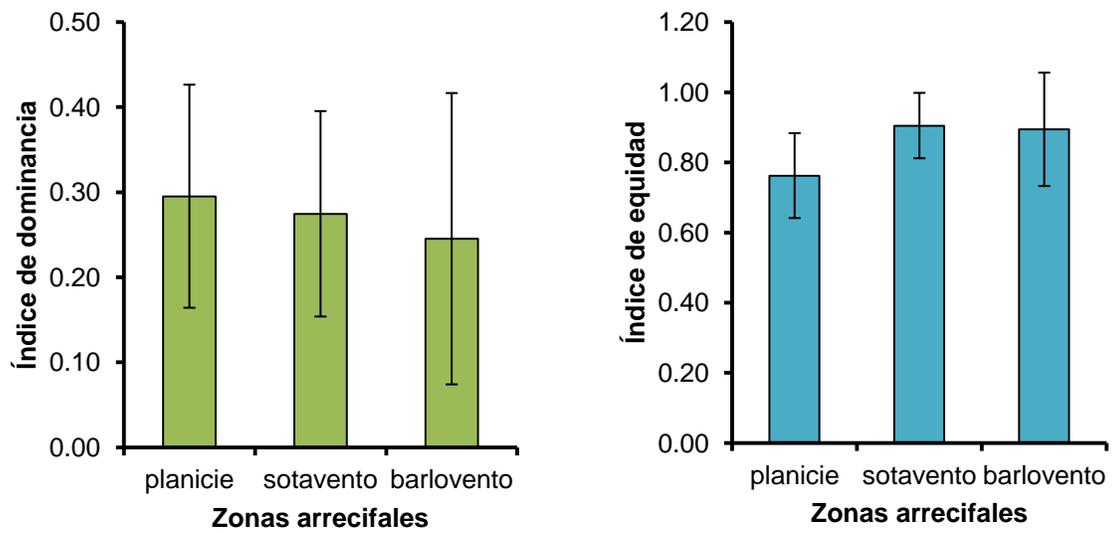


Figura 10. Valores promedio del índice de dominancia y equidad por zona arrecifal.

7.4 Atributos ecológicos a nivel de sitios

Planicie arrecifal

Riqueza

Los sitios con mayor número de especies en orden importancia fueron: la porción Noreste (NESP) y Sureste (SESP) con 48 y 45 especies respectivamente, mientras la menor riqueza ocurrió en el sitio Sur (SP), por lo cual es significativamente diferente ($F= 6.4097$; $p= 0.00001$) a los demás sitios (Cuadro 4).

La riqueza ictiológica es la más definida en todos los sitios de la planicie, mientras las algas, esponjas y crustáceos están mejor representados en los sitios de la zona Este (EP) y Sur de la planicie (SP). En contraste, los corales, moluscos y equinodermos son más relevantes en el sitio Suroeste (SOESP) y Norte (NP) (Cuadro 4). Estadísticamente la composición de esponjas es mayor al Sur (SP), Norte (NP) y Noreste (NESP) de la planicie ($H=30.26$; $p=0.0001$) en relación al resto de los sitios. Respecto a los corales, manifiestan diferencias significativas ($H=50.7487$; $p=0.00001$) presentando mayor diversidad de especies en los sitios Suroeste (SOESP), Noroeste (NOESP), Norte (NP) y Noreste (NESP) con relación a los de la porción Este (EP), Sureste (SESP) y Sur (SP). Por otra parte, tomando como referencia al grupo de las algas, todos los sitios son diferentes significativamente ($H=38.1353$; $p=0.0001$) así como los crustáceos ($H=62.611$; $p=0.0001$), moluscos ($H=45.9158$; $p=0.0001$) y equinodermos ($H=33.0592$; $p=0.0001$), finalmente la composición ictiológica manifiesta diferencias significativas ($H=22.0393$; $p=0.0011$) dado que la riqueza promedio de la porción Noreste (NESP) es superior al resto de los sitios.

Cuadro 4. Riqueza macrobentónica y nectónica de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie

Grupos biológicos	Sitios de la planicie						
	EP	SESP	SP	SOESP	NOESP	NP	NESP
Algas	5	7	4	3	4	2	3
Esponjas	5	5	3	5	3	2	2
Corales	4	5	3	6	6	5	5
Anemonas	0	1	1	1	1	2	2
Moluscos	2	4	5	7	5	3	6
Poliquetos	2	1	0	1	1	3	3
Crustáceos	6	4	1	1	2	3	1
Equinodermos	2	4	3	5	4	5	5
Peces	10	13	10	11	12	16	20
Riqueza total	36	45	31	41	39	42	48

Cobertura y abundancia relativa del macrobentos y necton

La notable cobertura de algas filamentosas que existe en los sitios Este (EP), Sureste (SESP) y Suroeste (SOESP) es significativamente diferente ($H=31.5904$; $p=0.00001$) a los sitios que mostraron menor cobertura (Figura 11), en cambio las algas calcáreas manifiestan diferencias significativas ($H=59.3392$; $p=0.00001$) al ser más representativas en la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) en comparación al resto de los sitios, mientras las macroalgas y esponjas presentaron mayor cobertura al Este de la planicie (EP) manifestando diferencias significativas con los demás sitios ($H=49.1425$; $p=0.00001$ y $H=39.7257$; $p=0.00001$ respectivamente). Por otra parte, los sitios Norte (NP) y Noreste (NESP) con mayor cobertura coralina son diferentes estadísticamente a las demás áreas de la planicie ($H=50.7487$; $p=0.00001$). Los corales más abundantes fueron: *D. clivosa* y *M. annularis* que en conjunto contribuyen con el 7.8% a la cobertura (Cuadro 5).

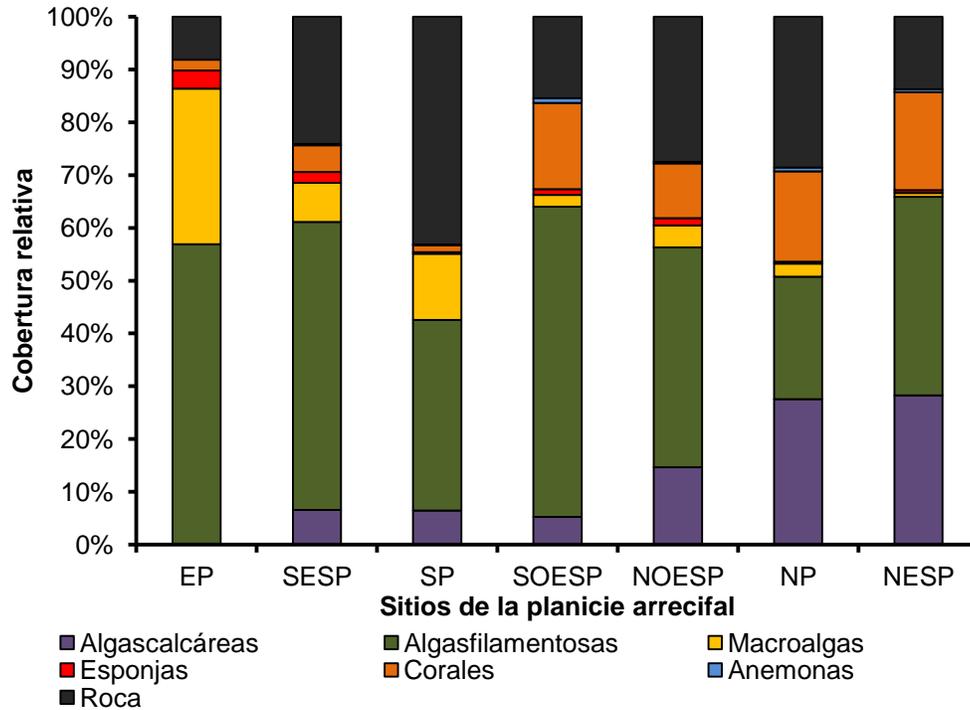


Figura 11. Cobertura macrobentónica de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.

Cuadro 5. Porcentaje de cobertura coralina por especie de la planicie arrecifal.

Corales	Planicie %
<i>D. clivosa</i>	5.7
<i>D. strigosa</i>	0.4
<i>E. caribaeum</i>	0.2
<i>M. alcicornis</i>	0.2
<i>M. annularis</i>	2.1
<i>P. astreoides</i>	0.9
<i>P. porites</i>	0.6
<i>S. siderea</i>	0.1
Cobertura total	10.2

Respecto a los moluscos, éstos presentan diferencias significativas ($H=63.6729$; $p=0.00001$) al presentar mayor abundancia en la porción Este de la planicie (EP) con respecto a los sitios restantes. La abundancia de los equinodermos es mayor

al Suroeste (SOESP) y menor al Este (EP), Noroeste (NOESP), Norte (NP) y Noreste (NESP) mostrando diferencias significativas ($H=72.0098$; $p=0.00001$), de igual forma la abundancia de peces manifiestan diferencias ($H=39.0791$; $p=0.00001$) dado que los sitios Este (EP) y Noreste (NESP) son más abundantes en comparación a las demás áreas de la planicie (Figura 12).

El análisis específico indica diferencias en la abundancia, por ejemplo, *E. lucunter* es el más cuantioso en la planicie, excepto en la porción Este (EP) donde los más abundantes fueron: *C. litteratum*, *Mytilus* sp. y *C. glaucofraenum*. En contraste *D. antillarum* fue abundante en la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) mientras que: *S. giganteus*, *T. nodulosa*, *M. deltoidea*, *T. crispata*, *E. redimiculus*, *M. triangulatus* y *S. adustus* mostraron mayor abundancia en la porción Norte (NP) de la planicie (Cuadro 6).

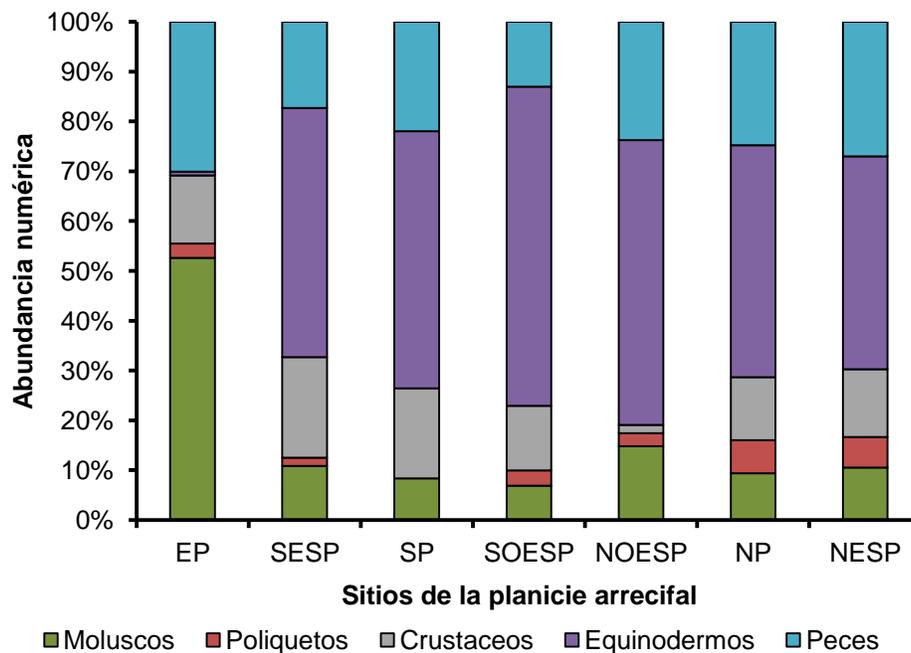


Figura 12. Abundancia numérica del macrobentos móvil y necton de los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal por grupos biológicos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.

Cuadro 6. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas y nectónicas más trascendentes de la planicie arrecifal por sitio: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie.

Grupo biológico	Especie	EP	SESP	SP	SOESP	NOESP	NP	NESP
Crustáceos	<i>P. brevidactylus</i>	7	118	69	94	8	79	84
Moluscos	<i>C.litteratum</i>	249	31	12	0	12	0	4
	<i>T. nodulosa</i>	0	2	12	22	60	58	24
	<i>M. deltoidea</i>	0	0	5	14	21	6	7
	<i>Mytilus</i> sp.	140	0	0	0	0	0	0
	<i>T. crispata</i>	0	10	1	15	36	37	15
Anélidos	<i>S. giganteus</i>	20	10	0	22	17	27	23
Equinodermos	<i>D. antillarum</i>	0	9	3	7	0	54	67
	<i>E. lucunter</i>	0	275	185	426	346	267	183
	<i>E. viridis</i>	1	14	9	27	21	20	9
Peces	<i>C.glaucopraenum</i>	109	2	3	0	0	3	10
	<i>E. redimiculus</i>	1	26	9	21	4	28	38
	<i>M. triangulatus</i>	0	6	23	13	31	33	19
	<i>S. adustus</i>	52	33	32	33	46	63	57
Total		579	536	363	694	602	675	540

Los valores del índice de diversidad de Shannon presentan una gran variación en la planicie y la prueba de ANOVA indica diferencias significativas ($F=7.9411$; $p=0.00001$), los valores más altos ocurrieron en la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) (Figura 13). Un patrón parecido sucedió con la equidad que mostró valores altos en los sitios Este (EP), Norte (NP) y Noreste (NESP). Por su parte, los valores del índice de dominancia son en general bajos (Figura 14), ambos índices presentaron diferencias significativas ($H=32.3001$; $p=0.00001$ y $H=33.9917$; $p=0.00001$ respectivamente).

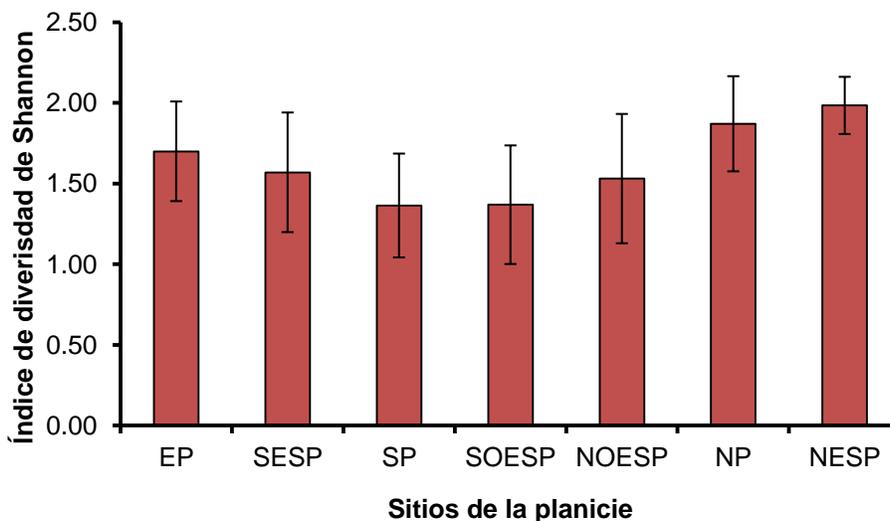


Figura 13. Índice de diversidad de Shannon para los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.

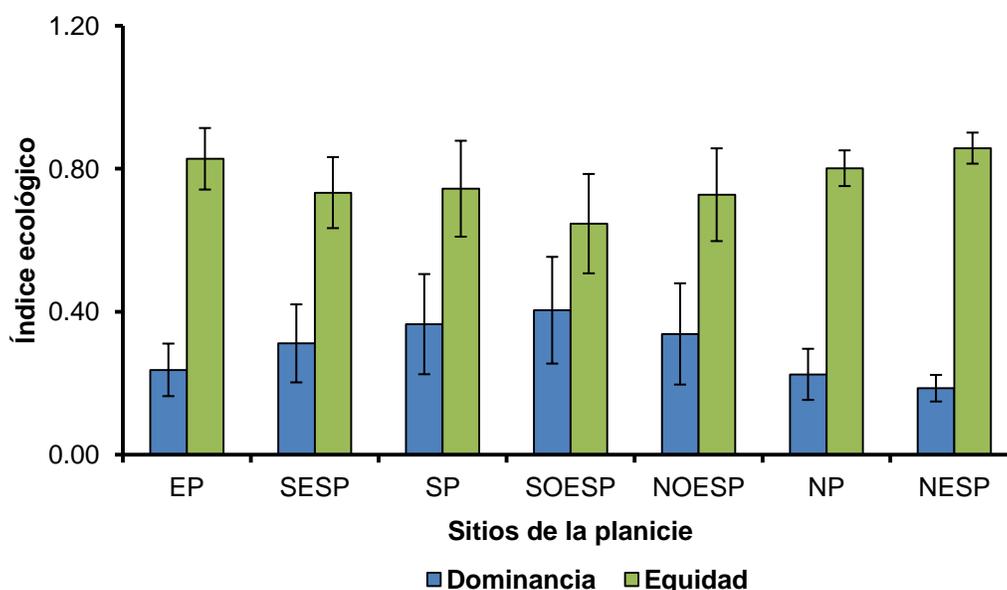


Figura 14. Índice de dominancia y equidad para los sitios rocosos coralinos de la planicie arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie. Las líneas verticales indican la desviación estándar de los datos.

Pendientes profundas de sotavento y barlovento

Riqueza

La riqueza de especies del macrobentos y necton que presentó sotavento fue de 63; los sitios Oeste (STOES) y Noroeste (STNOES) mostraron el mayor número de especies, sin embargo la prueba de ANOVA no muestra diferencias significativas ($F= 2.8541$; $p= 0.0526$). En el área de sotavento los peces son los más diversos en especies, principalmente al Noroeste (STNOES) y Norte (STN), le sigue la composición de corales siendo los sitios: Oeste (STOES) y Noroeste (STNOES) los más ricos (Cuadro 7). La prueba de ANOVA indica ausencia de diferencias significativas en la composición de: algas ($F=0.4$; $p=0.7539$), esponjas ($F=1.2534$; $p=0.3069$), moluscos ($F=1.0585$; $p=0.3803$), equinodermos ($F=2.2317$; $p=0.1036$) y peces ($F=1.7778$; $p=0.1712$), por el contrario los corales muestran diferencias significativas ($F=7,08$; $p=0.0009$) al existir un mayor número de especies en la porción Noroeste (STNOES) y Oeste (STOES).

En el área de barlovento se registraron 62 especies (Cuadro 2). La menor riqueza ocurrió en la porción Sureste (BSEST) con 22, mostrando diferencias significativas entre sitios ($H=19.8993$; $p=0.00017$). A nivel de grupos biológicos, la composición de algas y equinodermos es pobre y no manifiestan diferencias significativas ($F=1$; $p=0.4055$ y $F=1.9815$; $p=0.1365$ respectivamente) Por el contrario, las esponjas presentan diferencias significativas en su riqueza ($F=25.1014$; $p=0.0001$) así como los corales ($H=15.7347$; $p=0.00128$) y moluscos ($H=15.0$; $p=0.00181$). La mayor riqueza se presentó al Sur de barlovento (BS) en comparación con el resto de los sitios. Respecto a los peces, son los más representativos de barlovento (Cuadro 7), donde, la porción Sureste (BSEST) es estadísticamente diferente ($F=4.3384$; $p=0.0113$) a los demás sitios y presentó un menor número de especies.

Cuadro 7. Riqueza macrobentónica y nectónica de las áreas de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

Grupos biológicos	sotavento				barlovento			
	STOES	STNOES	STN	STS	BS	BSEST	BEST	BNEST
Algas	3	2	1	3	1	0	0	0
Esponjas	7	6	5	9	8	1	2	1
Corales	11	12	7	7	11	6	6	5
Anemonas	0	0	0	0	1	2	1	1
Poliquetos	1	3	2	2	2	0	1	0
Crustáceos	1	0	0	0	0	0	0	0
Moluscos	2	1	1	1	3	2	2	2
Equinodermos	3	3	4	3	5	3	3	4
Peces	12	17	13	9	16	8	17	15
Riqueza total	40	45	33	34	47	22	32	28

Cobertura y abundancia del macrobentos y necton

En sotavento, la cobertura de las algas filamentosas es notable (Figura 15) y no manifiesta diferencias significativas entre los sitios ($F=1.4306$; $p=0.2520$), lo mismo ocurre con el grupo de: algas calcáreas ($F=0.477$; $p=0.7005$), macroalgas ($F=0.5333$; $p=0.6627$) y esponjas ($F=2.0781$; $p=0.1227$) los cuales fueron los menos representativos (Figura 15). En cambio, la cobertura coralina mostró diferencias significativas ($F=3.058$; $p=0.0423$), la porción Norte (STN) fue mayor al resto de los sitios. Por otra parte, la abundancia relativa de peces es alta en los sitios de sotavento, mientras los moluscos son poco abundantes (Figura 16), ambos grupos no exhiben diferencias significativas ($F=1.1161$; $p=0.3571$ y $F=1.4645$; $p=0.2427$ respectivamente), por el contrario la abundancia de equinodermos de acuerdo con el ANOVA ($F=3.7249$; $p=0.0210$) indica que son significativamente diferentes y la porción Oeste (STOES) es mayor a los demás sitios (Figura 16).

En el área de barlovento, la cobertura de algas filamentosas y esponjas exhiben diferencias significativas en todos los sitios ($F=48.5959$; $p=0.0001$ y $F=29.4359$; $p=0.0001$ respectivamente) siendo mayor al Sureste (BSEST) y Sur (BS) respectivamente. Por su parte, la cobertura de las algas coralinas también muestran diferencias significativas ($F=36.4638$; $p=0.000$) y la mayor cobertura (27.2% y 29.6%) corresponde a la porción Este (BEST) y Noreste (BNEST) respectivamente, la menor pertenece a los sitios Sur (BS) y Sureste (BSEST). La porción Sur de barlovento (BS) es diferente significativamente a los demás sitios ($H=14.6745$; $p=0.0021$) mostrando una mayor cobertura coralina, así como en abundancia de moluscos ($F=13.1629$; $p=0.0001$) y equinodermos ($H=19.7954$; $p=0.0001$) (Figura 15 y 16). La abundancia de peces manifiesta diferencias significativas entre todos los sitios ($F=7.792$; $p=0.0005$).

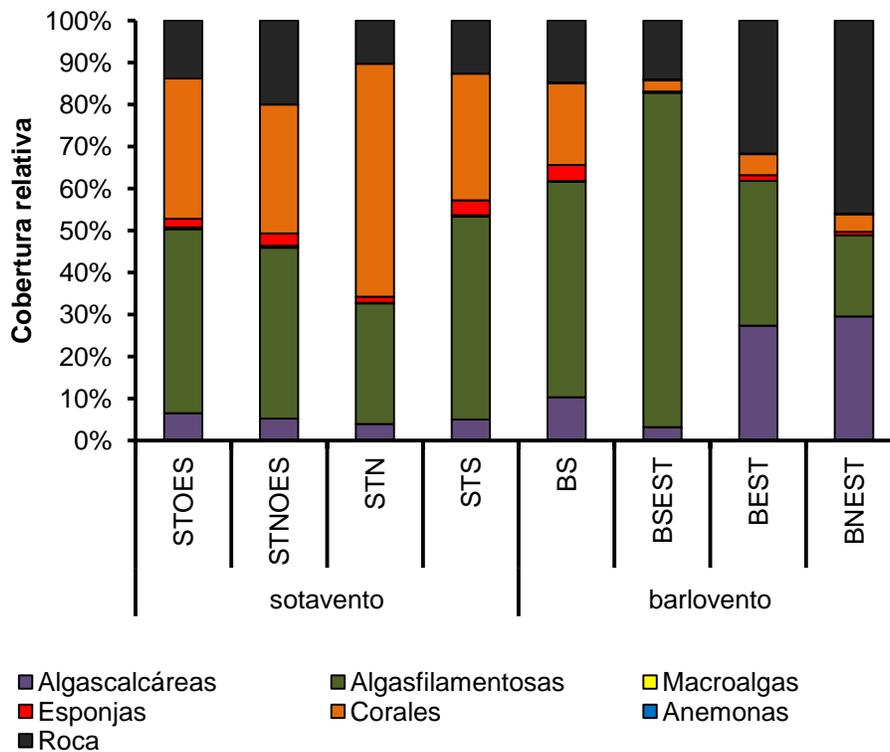


Figura 15. Cobertura macrobentónica del área de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

Las especies de corales que contribuyeron en mayor medida a la cobertura coralina de sotavento fueron: *C. natans*, *M. cavernosa*, *D. strigosa* y *S. siderea*, las cuales presentan el 32.3% del total en los sustratos rocosos coralinos (Cuadro 8).

Cuadro 8. Porcentaje de cobertura coralina por especie y por zona arrecifal.

Corales	Sotavento %	Barlovento %
<i>A. agaricites</i>	0.4	0.1
<i>C. natans</i>	11.5	2.3
<i>D. clivosa</i>	0.0	0.4
<i>D. strigosa</i>	7.4	0.9
<i>M. alcicornis</i>	0.9	0.1
<i>M. annularis</i>	1.3	0.2
<i>M. cavernosa</i>	7.6	1.9
<i>M. lamarckiana</i>	0.2	0.0
<i>P. astreoides</i>	1.8	1.0
<i>P. porites</i>	0.1	0.0
<i>S. cubensis</i>	0.2	0.0
<i>S. siderea</i>	5.8	0.7
<i>S. intercepta</i>	0.3	0.0
<i>S. roseus</i>	0.0	0.2
Cobertura total	37.4	7.8

En los sitios de sotavento, las especies mas abundantes al Oeste (STOES) fueron *E. viridis* y *S. giganteus*, mientras al Noroeste (STNOES) corresponden en orden de importancia a *L. williamsi* y *E. viridis*, mientras *C. hyalinus* y *E. redimiculus* son los mas abundantes en la porcion Norte (STN) (Cuadro 9). En el área de barlovento *E. viridis* y *S. giganteus* abundan al Sur (BS), mientras *T. nodulosa*, *E. viridis* y *E. redimiculus* son abundantes al Este (BEST) y Noreste de barlovento (BNEST) (Cuadro 10).

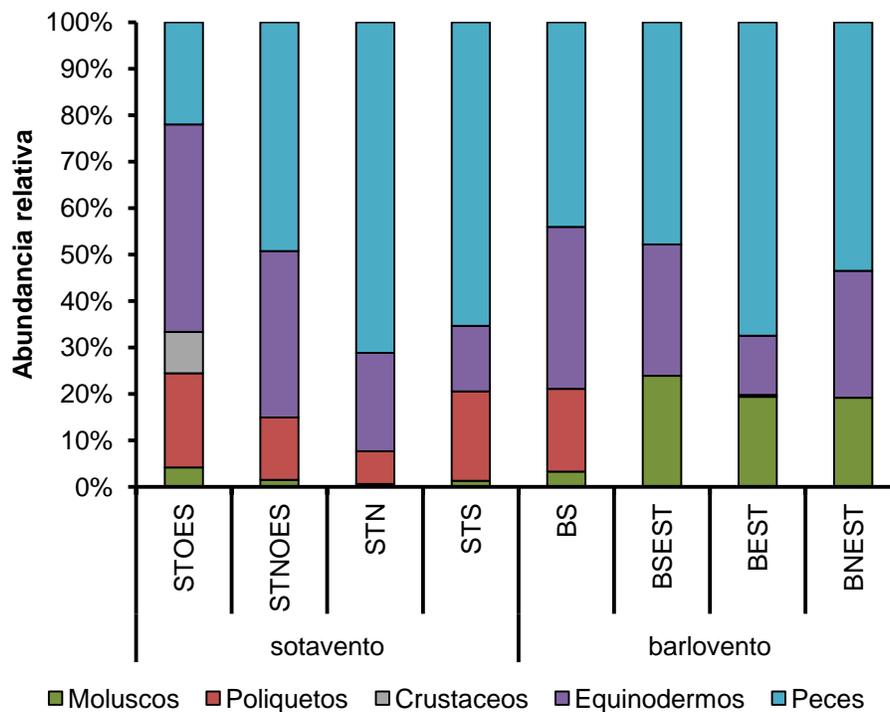


Figura 16. Abundancia numérica del macrobentos y necton de los sitios rocosos coralinos de sotavento y barlovento por grupos biológicos. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

Cuadro 9. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas y nectónicas más trascendentes del área de sotavento por sitio. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur.

Grupos	Especie	STOES	STNOES	STN	STS
Crustáceos	<i>P. brevidactylus</i>	15	0	0	0
Moluscos	<i>C. litteratum</i>	5	0	0	0
Equinodermos	<i>E. viridis</i>	69	18	22	4
	<i>L. williamsis</i>	5	29	8	0
Poliquetos	<i>Bispira nigromaculata</i>	0	4	3	6
	<i>S. giganteus</i>	34	13	9	9
Peces	<i>C. glaucofraenum</i>	14	9	5	0
	<i>C. hyalinus</i>	0	0	33	0
	<i>E. redimiculus</i>	3	8	30	4
	<i>S. adustus</i>	3	0	19	17

Cuadro 10. Abundancia numérica de las especies macrobentónicas más trascendentes del área de barlovento por sitio. Sitios: BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

Grupos	Especie	BS	BSEST	BEST	BNEST
Moluscos	<i>T. nodulosa</i>	3	4	32	29
	<i>T. deltoidea</i>	0	7	15	20
Equinodermos	<i>D. antillarum</i>	2	2	4	10
	<i>E. lucunter</i>	3	0	0	2
	<i>E. viridis</i>	38	7	25	50
	<i>E. tribuloides</i>	9	4	2	8
Poliquetos	<i>S. giganteus</i>	24	0	1	0
Peces	<i>E. redimiculus</i>	14	0	29	31
	<i>E. boiklei</i>	0	3	16	17
	<i>M. triangulatus</i>	6	5	21	21
	<i>M. chrysurus</i>	3	2	12	10
	<i>S. adustus</i>	7	5	15	20

Los valores del índice de Shannon en general, son más altos en la pendiente de barlovento (excepto en el sitio BEST) comparado con los sitios de sotavento (Figura 17), la prueba de ANOVA muestra diferencias significativas tanto en sotavento ($F= 3.8046$; $p= 0.0194$) como en barlovento ($F= 17.8062$; $p= 0.0001$), los valores más altos corresponden al Noroeste de sotavento (STNOES) y los menores al Sureste de barlovento (BSEST). Las pendientes profundas son más equitativas y el ANOVA muestra que no existen diferencias significativas ni en sotavento ($F= 2.726$; $p= 0.0604$) y ni en barlovento ($F= 0.6006$; $p= 0.6193$). En cuanto a los valores de dominancia, sotavento no exhibe diferencias significativas ($F= 2.03$; $p= 0.1290$), sin embargo el Sureste de barlovento (BSEST) por presentar un valor más alto de dominancia y por tanto es significativamente diferente a los demás sitios ($F= 8.7053$; $p= 0.0002$).

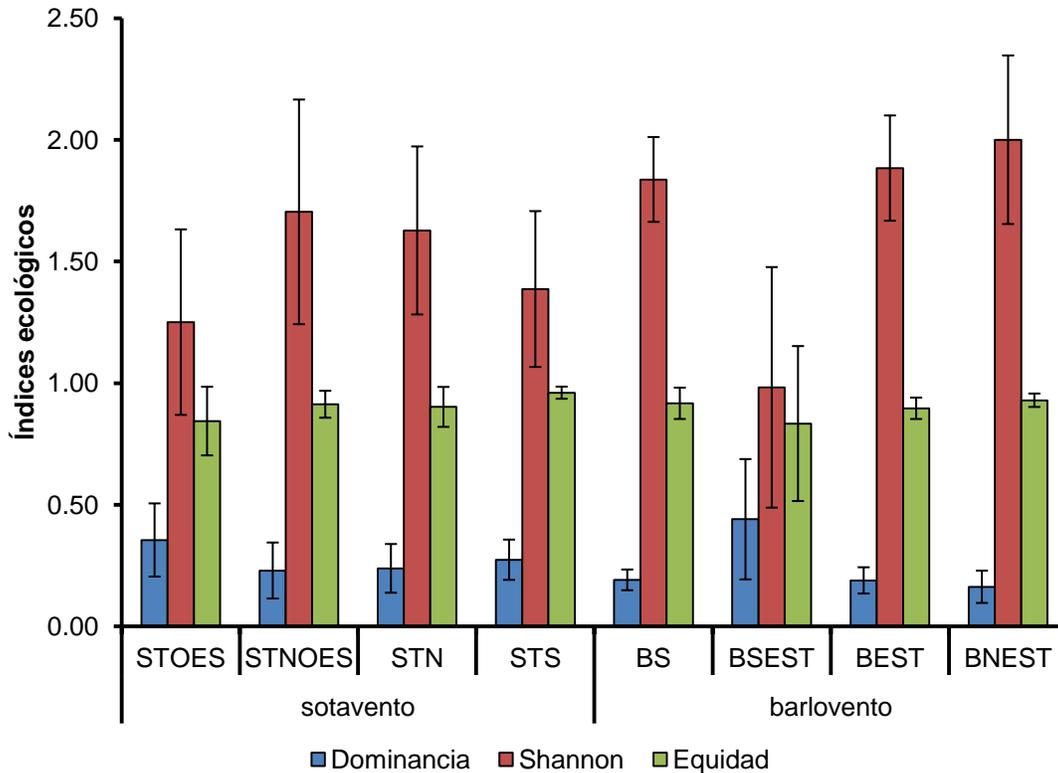


Figura 17. Índices ecológicos para los sitios rocosos coralinos de las zonas de sotavento y barlovento. Sitios: STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

7.5 Medición de la diversidad verdadera

Contrastando las zonas arrecifales, a nivel de muestras, la diversidad verdadera es mayor en barlovento (7.87) con respecto a sotavento (5.95). A nivel de sitios barlovento es 1.61 veces más diverso que sotavento y 1.50 más que la planicie. A nivel de zona arrecifal la planicie y sotavento poseen el 74.35% y 60.57% de la diversidad que tiene barlovento (Cuadro 17). A escala de sitios, las pendientes de sotavento y barlovento poseen más especies efectivas que la planicie arrecifal (Figura 18).

Cuadro 11. Valores de la diversidad verdadera por zonas arrecifales a nivel de muestras, sitios y zona.

Nivel de análisis	Diversidad observada ¹ D		
	planicie	sotavento	barlovento
Muestras	6.91	5.95	7.87
Sitios	12.51	13.4	20.15
Zona	21.48	17.5	28.89

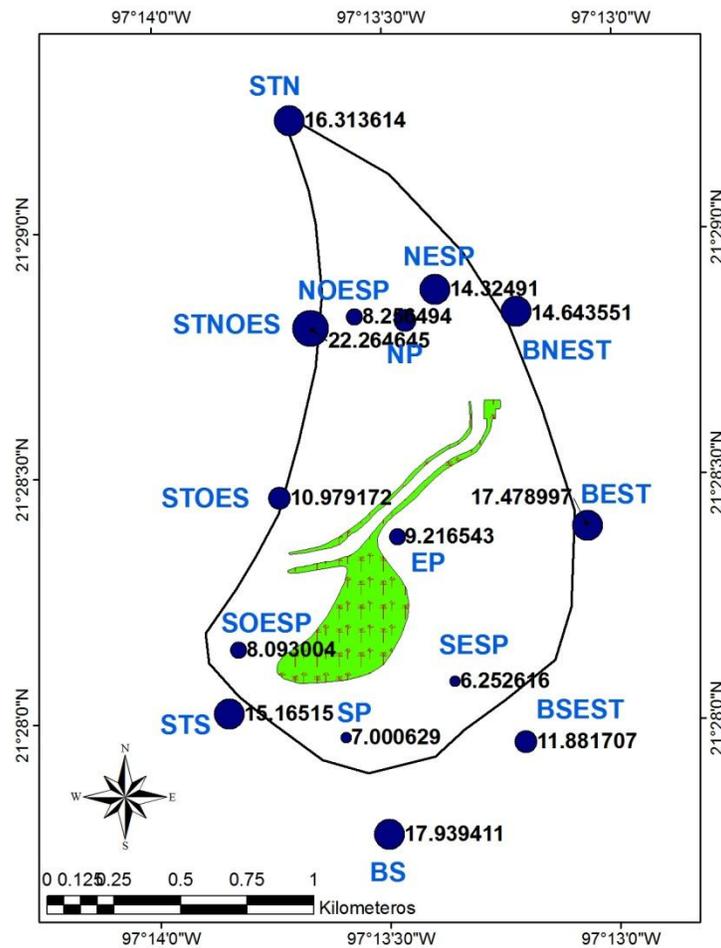


Figura 18. Número de especies efectivas (1D) por sitio de muestreo, Arrecife Lobos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BNEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

7.6 Diversidad beta β

Las comunidades macrobentónicas y nectónicas asociadas a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, muestran dos grupos disimiles, el primero está representado por los sitios de las pendientes de sotavento y barlovento los cuales son parcialmente diferentes y el segundo por los sitios de la planicie (Figura 19).

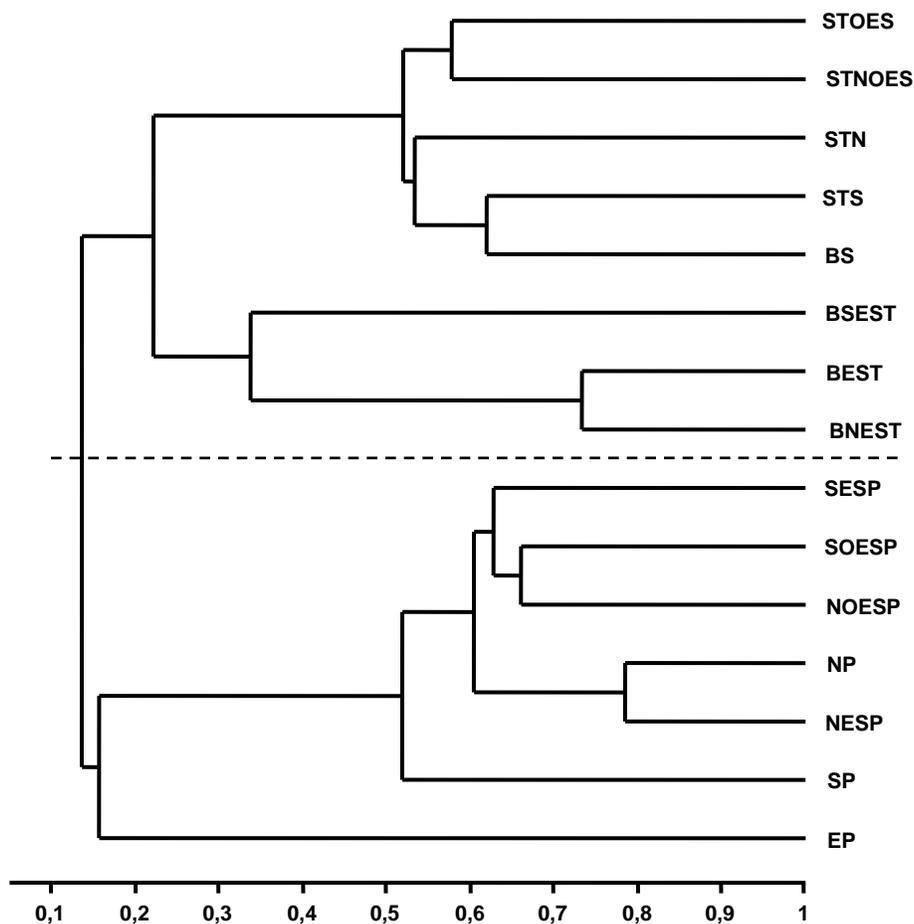


Figura 19. Dendrograma de similitud de Bray-Curtis aplicado a las comunidades macrobentónicas y nectónicas del arrecife Lobos. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

El Análisis NMDS (non-metric Multi Dimensional Scaling) muestra claramente la semejanza de los sitios de la planicie a excepción del sitio EP, mientras los sitios de barlovento y sotavento se agrupan de manera separada aunque su semejanza es menor dentro de cada grupo (Figura 20). Con base al ANOSIM existen diferencias significativas ($p= 0.0001$) en la composición cuantitativa de las comunidades macrobentónicas y nectónicas a nivel de sitios.

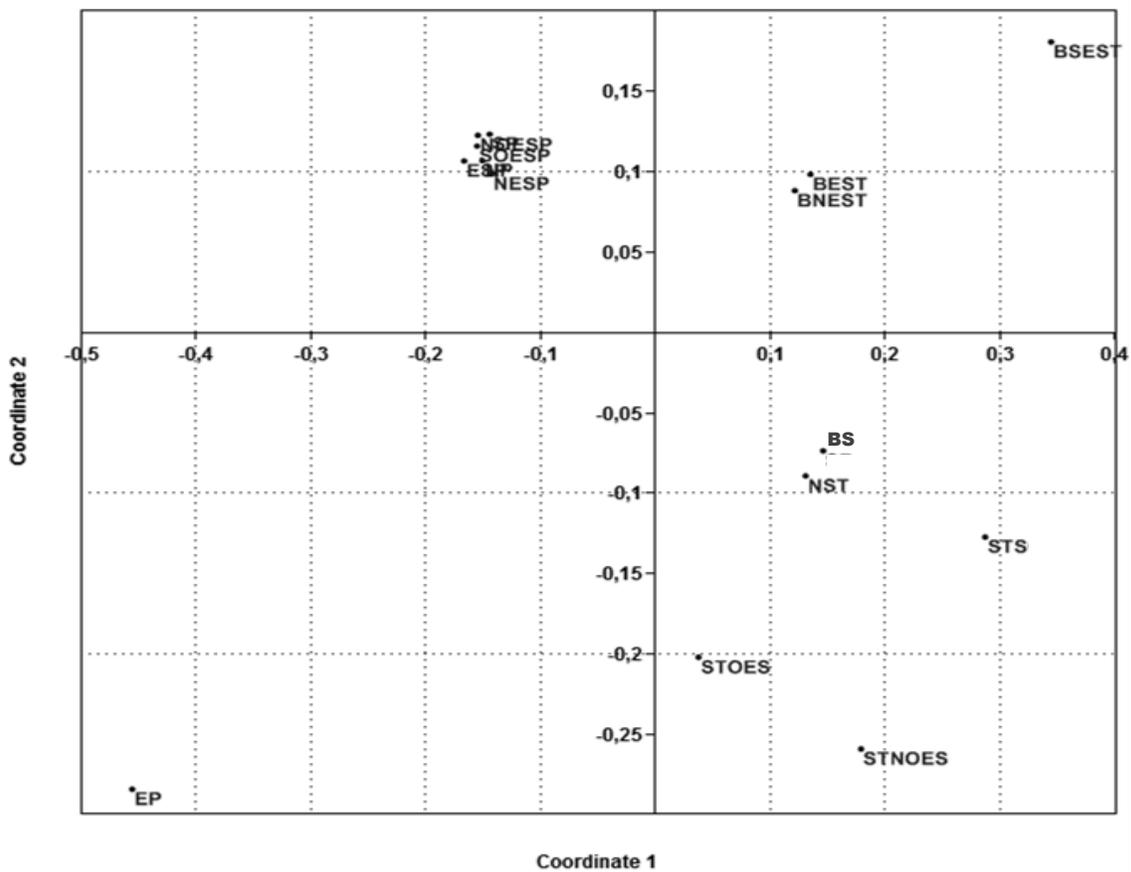


Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional aplicado a los sitios de muestreo del arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

A nivel de zona arrecifal, la planicie, sotavento y barlovento comparten 52.67 especies macrobentónicas, con un valor de diversidad beta verdadera de ${}^1D= 1.5$ (Figura 21). Mientras los sitios de las zonas arrecifales comparten 34.86 especies, y presenta una diversidad beta verdadera de ${}^1D= 1.55$ (Figura 21). Por zona arrecifal, la planicie presenta mayor diversidad beta que las pendientes de sotavento y barlovento. La diversidad beta verdadera que manifiesta sotavento y barlovento son inferiores a las que presenta la planicie arrecifal (Figura 22).

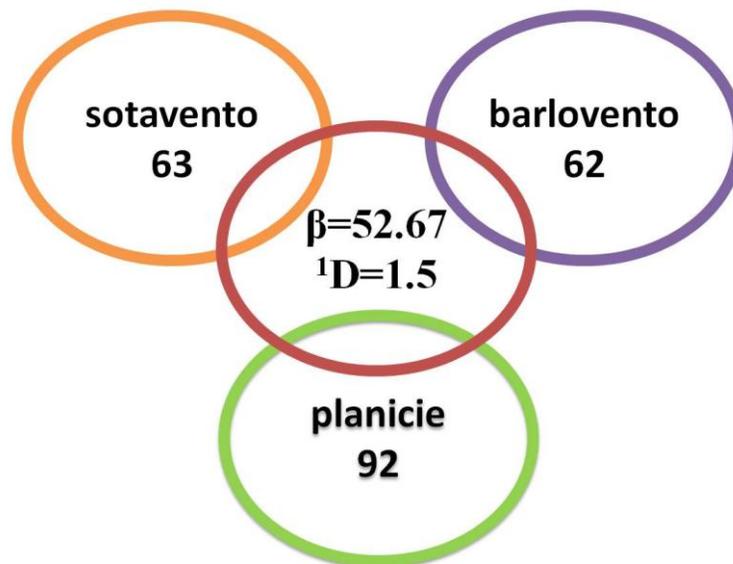


Figura 21. Diversidad beta verdadera y recambio de especies macrobentónicas y nectónicas a nivel de zona arrecifal

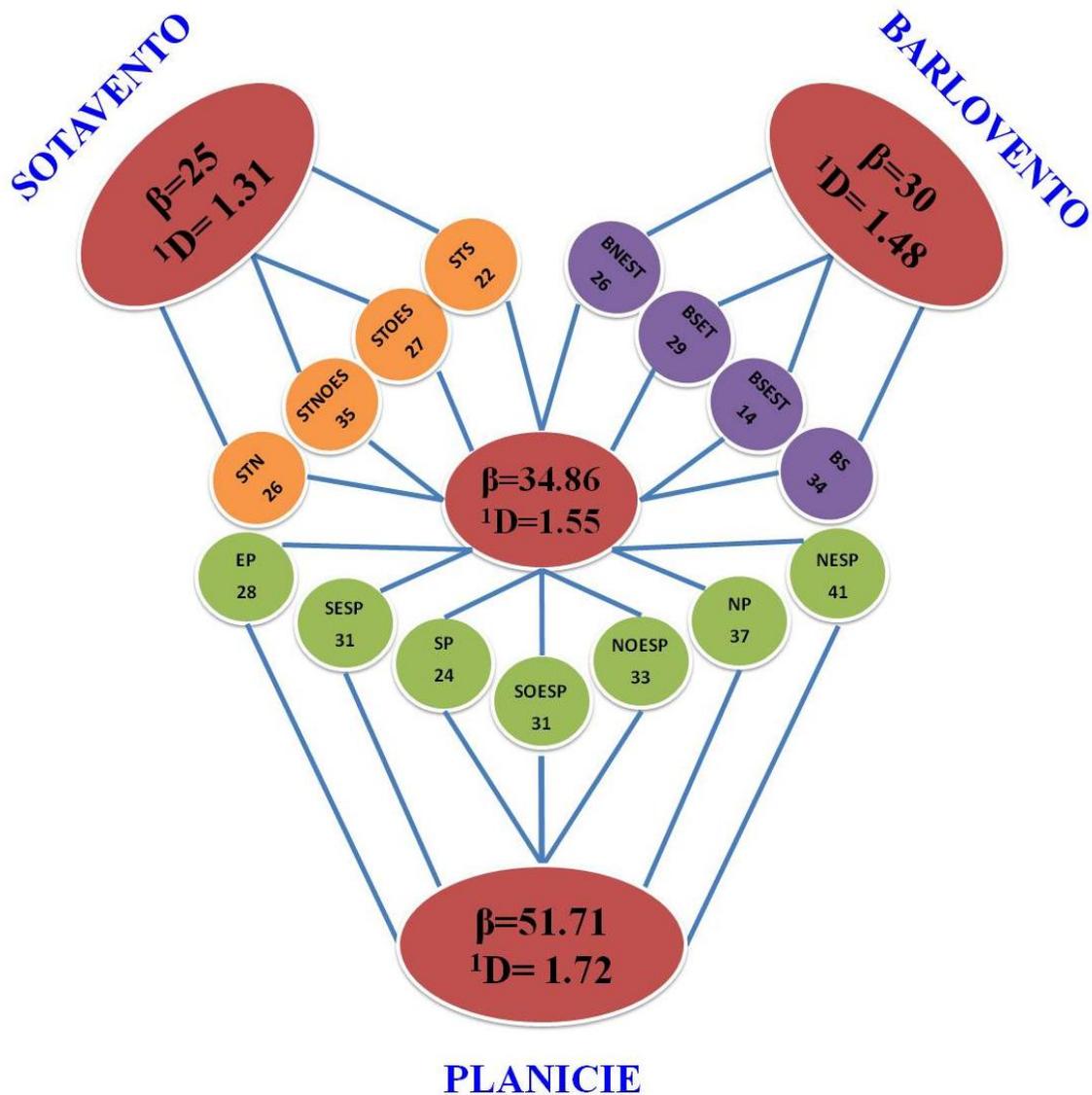


Figura 22. Recambio de especies macrobentónicas y nectónicas y diversidad beta (β) a nivel de sitios y entre los sitios de cada zona arrecifal. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOESP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BSET: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

VIII. DISCUSIÓN

8.1 La biodiversidad que resguarda los sustratos rocosos coralinos en el arrecife Lobos

La necesidad de listar las especies en los ecosistemas marinos ha sido señalada por Salazar-Vallejo *et al* (2008) dado que existen muchos huecos de información, lo cual es evidente en arrecifes coralinos, donde gran parte de los esfuerzos se han orientado a: corales y peces (Plaisance *et al.*, 2011) dejando a un lado otros taxones como los: nemertinos y tunicados. Para el sureste del Golfo de México se han registrado 1,983 especies marinas (Tunnell Jr. *et al.*, 2007) y los grupos mejor conocidos son los: corales, moluscos y peces.

La diversidad biológica asociada a los sustratos rocosos del arrecife Lobos, representa el 11.3% del total registrado para el sistema, con los resultados de esta investigación se amplía la distribución para el Golfo de México de: *A. flosculifera*, *P. crucifer* y *M. clavigera* y para el norte de Veracruz se incorporan los reportes de: *S. ruetzleri* y *N. aenigmaticus*. Con base en estos nuevos reportes, la riqueza total del SALT se incrementa a 1,115 especies.

La riqueza asociada a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos es importante ya que estos ambientes generan condiciones apropiadas para el establecimiento de algunas comunidades, particularmente de las sésiles o de aquellas que necesitan un sustrato duro. Por esto, las esponjas y corales representan casi el 50% del total registrado para el sistema (Cruz, 2010; Dueñes, 2010; Escobar-Vásquez y Chávez, 2012). En contraste, la comunidad de moluscos es poco diversa (13 especies) debido a que requiere de sedimentos y pastos marinos (De la Cruz, 2005), frondas de macroalgas (García-Ríos *et al.*, 2008) o intersticios de esponjas (Carrera-Parra y Vargas-Hernández, 1996) entre otros. De la misma forma, los equinodermos y peces representan porcentajes menores al 20% del total (Cárdenas, 2010; González-Gándara, 2010) lo cual manifiesta que

estos grupos utilizan ambientes adicionales a los rocosos, tales como: pastos marinos, zonas arenosas, etc.

8.2 Cobertura del macrobentos sésil

La cobertura de los corales pétreos se ha reducido substancialmente en los últimos 20 años debido al calentamiento global y al efecto de las actividades humanas (Chadwick y Morrow, 2011), según Tunnell (2007) aquella ha disminuido de manera alarmante en las últimas décadas y las estimaciones realizadas en los arrecifes del Golfo de México y el Caribe muestran valores menores al 30%, excepto en el Caribe Sur y Flower Gardens (Cuadro 18). La cobertura coralina estimada para el arrecife Lobos (18.46%) es ligeramente inferior a lo reportado por Dueñes (2010), Escobar-Vázquez y Chávez (2012) quienes estimaron un 27.7% y 21.9% en promedio para el mismo sistema.

Cuadro 18. Cobertura coralina de las regiones de Veracruz y del Caribe. Información tomada de Horta-Puga y Tello-Musi (2009).

Regiones arrecifales	Cobertura coralina
SAV, 2006-2007	19.1%
Caribe Mexicano Akumal	17,3%
Caribe Mexicano Xcalac	16.9%
Caribe Mexicano Sian Ka'an	12.9%
Sur de Quintana Roo	11.5%
Caribe Sur	>35%
Caribe Oriental	27.6%
Caribe Central	20.3%
Bahamas	19.2%
Atlántico occidental tropical	26%
Flower Garden Bank	58%

A nivel de zona arrecifal, la cobertura coralina en los sistemas del Golfo de México es contrastante, siendo mayor en la pendiente de sotavento y menor en la laguna arrecifal, patrón muy parecido a lo observado en el arrecife Lobos (37.4% en sotavento, 7.8% en barlovento y 10.4% en la planicie) y éstos en general son semejantes a las observaciones de Aguilar y Zapata (2008), Dueñes (2010) y Escobar-Vázquez y Chávez (2012) efectuadas en los arrecifes del norte de

Veracruz y difieren un poco con los datos registrados para el SAV (32.7% para sotavento, 19.3% en barlovento y 9.4% en la planicie (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009) particularmente con la pendiente de barlovento.

Los factores naturales y las actividades humanas han sometido a los arrecifes coralinos a constante estrés (Nuges y Roberts, 2003; Cramer *et al.*, 2012), situación que los expone a: daño físico, infecciones por patógenos, blanqueamiento y muerte (Rosenberg *et al.*, 2008). El evento más importante ocurrió en la década de 1970 en el Atlántico (Aronson y Precht, 2001; Muller *et al.*, 2008) que provocó la muerte masiva de *A. palmata*, situación que modificó la estructura coralina en todo el Caribe y el sur del Golfo de México (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez 2003; Nugues *et al.*, 2004; Muller *et al.*, 2008) y posiblemente sea la causa de la escasa cobertura de *A. palmata*, especie que según Rigby y McIntire (1966) era dominante en la pendiente de barlovento en el arrecife Lobos. La cercanía de este sistema a la zona continental, posiblemente lo expone a patógenos provenientes de las aguas residuales, procedentes del Río Tuxpan. En el Caribe la bacteria *Serratia marcescens* asociada a las aguas de albañal han provocado la muerte de *A. palmata* (Sutherland *et al.*, 2011). Los corales de los arrecifes del SAV más cercanos a la costa presentan mayor incidencia de enfermedades (Gutiérrez-Ruiz *et al.*, 2011).

A escala local, la cobertura depende del reclutamiento y crecimiento de corales así como de las variables oceanográficas (Freeman *et al.*, 2012), específicamente en áreas someras, los corales están expuestos a estrés ambiental esencialmente: oleaje, mareas, variaciones de la temperatura, salinidad y alta incidencia de luz (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009) donde, el oleaje es el factor que más influencia ejerce en la estabilidad de los corales escleractíneos (Hidalgo *et al.*, 2011). Esto explica la baja cobertura coralina en la porción Sur (SP) y Sureste (SESP) donde los factores ambientales estresantes parecen limitar el reclutamiento coralino y favorecen el desarrollo de algas filamentosas y macroalgas. La cobertura coralina de las pendientes es contrastante, lo cual es atribuible a las diferencias en la

intensidad del oleaje el cual es mayor en barlovento y produce más estrés, limitando el crecimiento coralino (Martos, 2010; Hidalgo *et al.*, 2011). Este patrón biológico también ocurre en los arrecifes: Tuxpan (Martos, 1993), Enmedio (Antonio, 2009), Tanhuijo (Jacovo, 2011) y en el SAV (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009).

Las algas cubren la mayor parte de los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, superando el 40% del total, al igual que en el SAV, donde la cobertura promedio es del 50% (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). Debido a su rápido crecimiento, las algas han llegado a dominar diversos arrecifes coralinos del Caribe y del sur del Golfo de México (Márquez y Díaz, 2005; Calderón *et al.*, 2007; Birrel *et al.*, 2008) lo cual se conoce como cambio de fase, por el dinamismo que manifiestan las algas en los arrecifes coralinos se modifica la estructura de las comunidades arrecifales pasando de un arrecife representado por corales a otro dominado por algas (Noström *et al.*, 2009). Esta situación se ha asociado a perturbaciones humanas como: eutrofización, altas tasas de sedimentación y sobrepesca, las cuales promueven el asentamiento de las algas (Márquez y Díaz, 2005; Duran y Claro, 2009).

La reducción de la herbivoría, provocado especialmente por la sobrepesca de peces herbívoros (principalmente de las familias Scaridae y Acanthuridae) de mediana y gran talla (Bule-Meyer, 2002; Duran y Claro, 2009) y por la mortalidad de *D. antillarum*, han provocado cambios importantes en la estructura de los arrecifes coralinos del Caribe y del Atlántico (Noriega *et al.*, 2006) que se traducen en la colonización de los sustratos rocosos coralinos por parte de las algas, ya que éstas disponen de estrategias para competir de manera natural con los organismos bentónicos utilizando siete mecanismos principales: 1) interferencia en el asentamiento y en la supervivencia de larvas y juveniles, 2) sombreado, 3) alelopatía, 4) la atracción de la superficie de las algas para el asentamiento temporal de larvas, 5) la abrasión, 6) la invasión basal y 7) la sedimentación debido a un flujo reducido de agua (Chadwick y Morrow, 2011).

Las algas filamentosas son las más representativas del fitobentos, en la planicie arrecifal cubren más del 50% de las superficies rocosas coralinas, especialmente al Este (EP), Sureste (SESP) y Suroeste (SOESP), justamente donde *D. antillarum* mostró poca abundancia (nueve y siete individuos respectivamente), en cambio en la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) los corales manifiestan mayor cobertura que las algas, lo cual puede atribuirse a la abundancia de *D. antillarum* (con 56 y 67 individuos respectivamente) pues se ha comprobado que favorece la cobertura coralina al consumir los tapetes algales (Myhre y Acevedo-Gutiérrez, 2007; Noström *et al.*, 2009; Idjadi *et al.*, 2010; O'Leary y McClanahan, 2010), incluso favorece el crecimiento de las algas coralinas costrosas, las cuales son benéficas para los arrecifes coralinos dado que sustituyen a los corales como constructores (Barrios *et al.*, 2003), evitan la destrucción biológica del coral y del sustrato e inducen el reclutamiento de los corales y octocorales y tienen la capacidad de soportar cambios climáticos (O'Leary y McClanahan, 2010).

En sotavento, si bien la cobertura coralina es de 37.4%, la presencia de las algas también es relevante, esencialmente en la porción: Sur (STS), Oeste (STOES) y Noroeste (STNOES), esto hace suponer la existencia de factores que propician su proliferación como los sedimentos suspendidos, que al depositarse en los corales provocan una mayor demanda de energía para su limpieza (Horta-Puga y Carriquiry, 2008) y eventualmente su muerte parcial o total (Nueges y Roberts, 2003). También puede atribuirse a: la escasa presencia de *D. antillarum* (Noriega *et al.*, 2006), la baja abundancia de peces herbívoros (Bule-Meyer, 2002) y el comportamiento territorial que efectúan los pomacentridos al conservar y defender los tapetes algales de otros herbívoros (Lobel, 1980; Precht, 2010; Ceccarelli *et al.*, 2011).

En barlovento, el sustrato está expuesto al fuerte oleaje y limita el desarrollo coralino (Martos, 2010), quizás este factor permite que las algas filamentosas tapicen la superficie de las rocas coralinas principalmente en la porción Sur (BS) y Sureste (BSEST), en cambio para la parte Este (BEST) y Noreste (BNEST) la

cobertura de este grupo es menor, posiblemente porque son consumidas por *E. viridis* y *D. antillarum*, lo cual promueve el crecimiento de las algas coralinas costrosas, tal como lo muestra su mayor cobertura en los sitios Sur (BS) y Sureste (BSEST) participando así, en la deposición de cubiertas muy resistentes de carbonato de calcio sobre rocas coralinas (O'Leary y McClanahan. 2010).

Si bien, las macroalgas disponen de estrategias (físicas, químicas y biológicas) para proliferar y eliminar a sus competidores (Haas y Wild, 2010; Chadwick y Morrow, 2011), en la planicie arrecifal no manifestaron importantes coberturas, únicamente en la porción Este (EP) mostraron mayor cobertura (29.5%), esto puede ser atribuido por enriquecimiento orgánico (Márquez y Díaz, 2005; Duran y Claro, 2009) pues se observó un entorno fangoso-arenoso y turbio y con poco oleaje, es probable que las praderas de *T. testudinum* adyacentes contribuyen al enriquecimiento orgánico debido a que su biomasa genera altas concentraciones de sedimento (Prieto *et al.*, 2003) y su follaje atenúa el oleaje lo que favorecen la sedimentación y acumulación de la materia orgánica (Bitter, 1993, Prieto *et al.*, 2003).

La dominancia que manifiestan las algas filamentosas en la planicie aparentemente limita el asentamiento de las anémonas y zoantidos, pues son poco abundantes. En sotavento, ambos grupos bentónicos a pesar que disponen de mecanismos alelopáticos para competir por el espacio (Garateix y Rodríguez, 2010) son superados por los corales y las propias algas filamentosas (Chadwick y Morrow, 2011). Además, las anémonas necesitan condiciones ambientales para su fijación y permanencia como: intensidad lumínica, flujo de agua, forma, tamaño y distribución de las grietas en el sustrato (Barrios-Suárez *et al.*, 2002) atributos que parecen estar limitados en el arrecife Lobos.

La cobertura de esponjas en el arrecife Lobos es poco representativa (1.3%) y es inferior al 11.3 % que presenta el SAV (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). La baja cobertura se atribuye a la competencia con: tunicados, zoantidos y gorgonias

(Norström *et al.*, 2009). Para el arrecife Lobos, la dominancia de algas filamentosas imposibilitan su proliferación en las superficies rocosas coralinas. Las esponjas son importantes ecológicamente, dado que funcionan como hoteles vivientes al resguardar una gran variedad de organismos arrecifales (Ribeiro *et al.*, 2003), por ejemplo *Ircinia strobilina* aloja: platelmintos, moluscos, crustáceos, priapúlidos, equinodermos, ascidias y peces (Carrera-Parra y Varga-Hernández, 1997). Recientemente en el SAV, se han descubierto tres nuevas especies de anfípodos del género *Leucothoe* en la esponja *Aplysina fistularis* (Winfield y Álvarez, 2008; Winfield *et al.*, 2009) y dos especies más del género *Colomastix* en: *Amphimedon compressa* y *Desmapsamma anchorata* (Winfield y Ortiz, 2010).

8.3 Abundancia del macrobentos móvil y del necton

Los sitios de la porción Sureste (SESP), Suroeste (SOESP), Noroeste (NOESP), Norte (NP) y Noreste (NESP) que pertenecen a la planicie arrecifal, están caracterizados por erizos, los cuales están adaptados al embate de las olas, modificando el sustrato rocoso coralino. Esta actividad promueve el reclutamiento coralino al eliminar porciones de algas filamentosas y proporciona hábitats para refugiar a otros organismos arrecifales (Monroy-López y Solano, 2005) y justamente los moluscos, crustáceos y peces cohabitan con los erizos. Es probable que la abundancia de los erizos se deba a la falta de depredadores, según Randall (1970) los peces: *Anisotremus surinamensis*, *Balistes vetula* y *Diodon hystrix* son los principales consumidores de erizos, pero en estas áreas su presencia y abundancia es limitada. Además, estas especies son poco abundantes en los estudios ictiológicos que se han realizado para el SALT (Chávez, 2009; González-Gándara, 2010; Argüelles, 2011). La menor abundancia de los erizos en la porción Este (EP) parece marcar la relación con el oleaje (Nodarse-Konnorov, 2001).

La notable cobertura de las algas filamentosas y corales en sotavento y al Sureste de barlovento (BSEST) puede estar limitando la abundancia de organismos

sedentarios y móviles dado que los moluscos, equinodermos y peces son poco numerosos, posiblemente los pocos erizos presentes a través de su actividad erosiva para protegerse de la depredación (Monroy-López y Solano, 2005) apenas raspan las algas y proporcionan contados refugios para los moluscos y peces. Por el contrario en la porción Sur (BS), Este (BEST) y Noreste (BNEST) de barlovento el bentos móvil y necton son más abundantes al existir mayor disponibilidad de espacios por la escasa cobertura de corales y algas filamentosas.

8.4 Especies arrecifales más trascendentes por su cobertura, abundancia y valor de importancia.

H. opuntia fue la macroalga más representativa en el arrecife Lobos, con una mayor cobertura en la porción Este (EP), Sureste (SESP) y Sur (SP), tal como fue citado por Chávez *et al.* (1970). Según Nugues *et al.* (2004) su abundancia se ha incrementado desde hace cuatro décadas en el Caribe y esto ha causado estragos en los arrecifes coralinos, pues sus estrategias defensivas contra los depredadores dañan a los corales por la abrasión física, sombreado y por aleloquímicos (Barott *et al.*, 2012). Además, es un reservorio de agentes patógenos, entre ellos la bacteria *Aurantimonas coralicida* (Nuges *et al.*, 2004) que causa la plaga blanca tipo II en los corales (Denner *et al.*, 2003). Esto se debe a que el principal componente orgánico liberado por macroalgas y corales es la glucosa (Haas y Wild, 2010), la cual es fácilmente degradada por las bacterias y por tanto propicia un incremento de microbios que inhiben el asentamiento larval de corales y provocan infecciones microbianas (Chadwick y Morrow, 2011).

La ausencia de *A. palmata* y *A. cervicornis* en los muestreos refleja que sus poblaciones aun no se recuperan luego de la mortandad masiva que sufrieron hace décadas (Tunnell *et al.*, 2007). Los corales más representativos del arrecife Lobos (*C. natans*, *M. cavernosa*, *D. strigosa* y *S. siderea*) han sido referidas de igual forma por Malpica (2000) y Dueñes (2011), mostrando su máxima cobertura en sotavento. La mayor cobertura y la forma aplanada de *D. clivosa* en la planicie,

es una adaptación para soportar la energía del oleaje, factor que condiciona la estabilidad de los corales en las áreas someras (Hidalgo *et al.*, 2011).

Aunque las esponjas no mostraron importantes coberturas en el arrecife Lobos, si ocurrieron algunas especies consideradas como indicadoras de contaminación por ejemplo, *C. caribbaea* y *A. viridis* comunes en la planicie arrecifal, la primera es típica de ambientes poco contaminados y la segunda indicadora de contaminación por aguas residuales (Alcolado (2007) Otro caso contrastante es el de *C. delitrix* y *A. fisturalis* que definen ambientes contaminados y poco contaminados respectivamente. La abundancia de estas especies puede ser útil para definir el plan de manejo pero es necesario hacer estudios más detallados para definir su estatus como bioindicador.

La abundancia de *C. litteratum* en la planicie arrecifal, principalmente en la porción Este de la planicie (EP) se atribuye a la notable cobertura de *H. opuntia*, la cual proporciona microhábitats que aprovecha *C. litteratum* (García-Ríos *et al.*, 2008), aunque se ha señalado que es común en las praderas de *T. testudinum* (De la Cruz, 2005; Jiménez-Prieto, 1994, Jiménez-Prieto y Liñero-Arana, 2002, Prieto *et al.*, 2003). Por su parte la abundancia de *Mytilus* sp. en la porción este de la planicie (EP), denota una relación con la concentración de sedimentos que se relaciona con sus hábitos filtradores.

La fuerza del oleaje que ocurre en la planicie puede estar causando estrés a las especies de gasterópodos (*T. nodulosa*, *M. deltoidea* y *T. crispata*) dado que son más abundantes en áreas con oleaje moderado (NOESP, NP, NESP) comparados con los sitios de oleaje intenso (SESP, SP, SOESP), además de la existencia de hendiduras en las rocas coralinas que son refugios importantes. En las pendientes profundas, la presencia de *T. nodulosa* y *M. deltoidea* sugiere que existe la depredación sobre otras especies de gasterópodos o bien que prefieren otros biotopos para su desarrollo tales como: las frondas de las macroalgas, esponjas,

así como los pastos marinos, en este último existen 54 especies registradas (De la Cruz, 2005).

El registro de un solo individuo de *C. variegata* y *O. vulgaris*, puede ser un reflejo de la presión ejercida por los pescadores, por lo que se deben adoptar medidas de manejo que permitan el mantenimiento de las poblaciones. En este sentido, primero debe conocerse el estado de las poblaciones y a partir de eso, restringir la captura, establecer tallas mínimas de captura así como monitorearlas para evitar ponerlas el riesgo de extinción, tal como sucedió con *Eustrombus gigas* o bien eliminar las altas tasas de explotación de: *Aliger costatus*, *Lobatus raninus*, *Strombus pugilis*, *Strombus alatus*, *Turbinella angulata* y *Triplofusus giganteus*, las cuales fueron severamente explotadas en la década de 1970 (Whithers y Tunnel, 2007) disminuyendo sus poblaciones. Aunque en otros estados se ha regulado la extracción de estas especies (De Jesús-Navarrete, 2000, Pérez-Pérez y Aldana-Aranda, 2000, Aldana-Aranda *et al.*, 2003, Baqueiro, 2004), en Veracruz solamente se ha establecido tallas mínimas de captura y periodos de veda para *O. vulgaris* (Hernández-Tabares y Bravo-Gamboa, 2002) y *S. pugilis* (Pech-Paat *et al.*, 2002). Para Lobos, Vicencio y González-Gándara (2006) destacan la ausencia de ejemplares vivos y de exoesqueletos de varias especies registradas anteriormente por Chávez *et al.* (1970) y corroborado en este estudio, por lo que es urgente establecer las medidas regulatorias y aplicar el plan de manejo que se está elaborando.

La abundancia del cangrejo hermitaño *P. brevidactylus* en la planicie es notable, y ocupan las conchas de los gasterópodos más abundantes: *T. nodulosa*, *C. litteratum*, *C. lutosum* y *M. modulus* (De la Cruz, 2005). El registro un solo individuo de *P. argus*, puede explicarse por la presión de pesca a que está sujeta la especie y es oportuno regular su captura para evitar diezmar sus poblaciones. Al igual que en el SAV es considerada una especie rara a consecuencia de su extracción para consumo y comercialización (Horta-Puga, 2009).

La abundancia de erizos está relacionada con las propiedades arrecifales, *E. lucunter* domina en áreas someras con fuerte oleaje debido a que existe mayor disponibilidad de nutrientes como: algas y plancton (Monroy-López y Solano, 2005), pero el desplazamiento limitado reduce la herbivoría a pequeños espacios (Grünbaum *et al.*, 1978). Esto explica la considerable cobertura de algas, 25.7% en el sitio NP y 61.9% en el sitio SESP, por otra parte su dominancia puede atribuirse a la poca profundidad debido a que limita la presencia de peces depredadores de gran talla (Randall, 1967). En las pendientes profundas, *E. viridis* es la más abundante y al igual que *E. lucunter* consume algas y al parecer la presencia de depredadores limita su desplazamiento y herbivoría (McClanahan, 1999). Finalmente, *D. antillarum* se restringe a la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) de la planicie, lo cual favorece el reclutamiento y crecimiento de los corales escleractíneos (Myhre y Acevedo-Gutiérrez, 2007, Idjadi *et al.*, 2010) e incluso de las algas coralinas (Idjadi *et al.*, 2010) porque consumen los tapetes de algas filamentosas y macroalgas.

En cuanto a los peces, *S. adustus* es el más importante en las áreas someras lo cual es atribuido a la cobertura de algas filamentosas ya que constituye su único recurso alimenticio, el cual defiende agresivamente (Mahoney, 1981). La dominancia de *S. adustus* ha sido referido previamente para el arrecife Lobos (Muñoz, 2010) y en los arrecifes Tuxpan (Argüelles, 2009) y Enmedio (Martínez-Rivera, 2012). Por su parte, *S. planifrons* fue escasa en este estudio, posiblemente debido a la mortandad masiva que padecieron en la década de 1980 las colonias de *A. cervicornis* mismas que son poco abundantes, sin embargo *S. planifrons* está invadiendo a los corales masivos, principalmente a *M. annularis* (Santodomingo *et al.*, 2002; Precht *et al.*, 2010), pero esto es preocupante ya que esta especie es de lento crecimiento y uno de los constructores arrecifales primarios. Otra especie importante en la planicie arrecifal es *Malacoctenus triangulatus*, la cual puede considerarse como oportunista debido a que se alimenta de pequeños crustáceos que se ubican en los céspedes algales que protege activamente *S. adustus*. En las pendientes profundas del arrecife Lobos,

destaca *E. redimiculus* cuya abundancia coincide justamente con áreas con alta cobertura coralina representada por *C. natans* así como los sitios (BEST y BNEST) con notable cobertura de algas coralinas costrosas (Taylor y Akins, 2007).

8.5 Índices ecológicos y variaciones espaciales

La baja cobertura coralina y la notable proliferación de las algas muestran que el arrecife Lobos está perturbado, sin embargo ecológicamente esta condición al parecer no es perjudicial debido a que las comunidades macrobentónicas son diversas y equitativas, lo cual se ajusta a la hipótesis que plantea Connell (1978), en el sentido de que los arrecifes con disturbios intermedios presentan mayor diversidad de especies dado que los organismos tienen mayor oportunidad de competir y establecerse en el ecosistema dada la pérdida de cobertura coralina. De manera particular, la notable equidad que existe en la mayoría de los sitios de la planicie sugiere que no existen grupos dominantes y que los sustratos rocosos coralinos proporcionan una amplia variedad de espacios y recursos alimenticios. Por esta razón, los sitios de la porción Norte (NP) y Noreste (NESP) son más diversos y equitativos. Sin embargo existen factores como el intenso oleaje que condicionan a las comunidades arrecifales para expresar una menor diversidad de especies como ocurre al Sur de la planicie (SP), pero la abundancia de una especie puede influir en el resto de la comunidad, tal como ocurre en el Suroeste de la planicie (SOESP) donde domina *E. lucunter*, limitando la disponibilidad de espacio, refugio y alimento para otros grupos biológicos.

En las zonas profundas, las comunidades del bentos y necton son igualmente diversos en especies pero con escasa abundancia, lo cual genera que las comunidades manifiesten más equidad y mayor diversidad de Shannon, esto sugiere que existen factores que limitan la abundancia de las especies, quizás la notable cobertura de corales y algas exponen a los organismos sedentarios y móviles a la depredación por la carencia de espacios y refugios.

Por otra parte, la diversidad verdadera se ha convertido en una herramienta útil en ecología y más adecuado que el índice de Shannon para interpretar y valorar la diversidad biológica, así como para diferenciar la diversidad entre comunidades y para justificar acciones de protección y manejo de los ecosistemas ante cambios en la magnitud de la diversidad (Moreno *et al.*, 2011), por lo tanto resulta adecuado utilizarlo para dar argumentos que ayuden explicar procesos ecológicos y para tomar decisiones de manejo más adecuadas a la realidad.

Los valores de diversidad alfa verdadera indican que la pendiente de barlovento posee mayor número de especies efectivas (${}^1D=28.89$), por lo que es 1.3 veces más diverso que la planicie y 1.6 veces más diverso que sotavento. A nivel de sitios, los valores de diversidad observada (1D) siguen la misma tendencia que la diversidad de Shannon, sin embargo la porción Sureste de barlovento (BSEST) a pesar que mostró un alto valor de diversidad ($H'= 2.42$), el número de especies comunes es el más bajo (${}^1D= 2.67$) de todos los sitios del arrecife, esto se debe a que la comunidad concentra pocas especies y es poco numerosa, por ende la abundancia se distribuye de manera más uniforme entre las especies, condición que lógicamente adquiere una mayor equidad ($J'= 0.94$). En cambio los valores más bajos de diversidad de Shannon de los sitios Sur (SP) y Suroeste (SOESP) concuerdan con el bajo número de especies comunes que presentan ambos sitios, mismos que superan al sitio Este de barlovento (BEST). Por lo tanto, el uso de la diversidad verdadera como parámetro ecológico puede integrarse a los estudios de arrecifes coralinos puesto que revela situaciones que no hacen otros índices, tal como el de Shannon (Moreno *et al.*, 2012).

Por otra parte, la zonación arrecifal condiciona la distribución de las especies bentónicas y nectónicas en el arrecife Lobos, el dendograma muestra que la planicie arrecifal es diferente a las áreas profundas de sotavento y barlovento. El NMDS reitera que los sitios de la planicie presentan mayor afinidad, lo cual sugiere que las comunidades bentónicas y nectónicas están adaptadas a: la dinámica del oleaje, las variaciones de las mareas, temperatura, salinidad y la alta incidencia de

luz. Únicamente la porción Este de la planicie (EP) es totalmente diferente, la considerable concentración de sedimento y la turbiedad que existe en la columna del agua posibilita solamente el desarrollo de especies que toleran este entorno como: *Mytilus* sp., *S. giganteus* y *C. glaucofraenum*, esto ocurre quizás por el escaso oleaje que existe y por la barrera que genera el canal de navegación, el cual interrumpe el proceso de transporte del sedimento. Es probable que *H. opuntia* y *T. testudinum* contribuyan en este proceso. Mientras tanto, sotavento es diferente de barlovento, lo cual se evidencia por la notable diversidad y cobertura de corales y de esponjas que contrastan con barlovento donde son escasas y son superadas por las algas filamentosas y las algas coralinas costrosas. En esta pendiente arrecifal, los moluscos y peces son más abundantes que en sotavento. Únicamente la porción Sur de barlovento (SB) manifiesta semejanza con sotavento debido a que presenta características similares a la zona Sur de sotavento (STS).

La diversidad beta verdadera reafirma que las comunidades macrobentónicas y nectónicas del arrecife Lobos son distintas, pues sotavento, barlovento y la planicie arrecifal solo comparte 52.67 especies de las 125 registradas (Figura 22), esto indica que cada zona arrecifal proporciona condiciones particulares, como la disponibilidad de luz, alimento, espacio y refugio, los cuales son indispensables para las comunidades arrecifales.

El análisis de la diversidad beta verdadera por zona arrecifal, deja claro que la planicie es más heterogénea, ya que presenta comunidades distintas lo cual puede resultar lógico, pues al ser somera presenta más variaciones en las mareas, temperatura, luz e intensidad del oleaje, factores que generan estrés en las comunidades macrobentónicas y nectónicas. De éstas, las más fuertes y tolerantes pueden soportar estos cambios y prosperar bajo estas condiciones, de tal forma que se pueden distinguir comunidades adaptadas a la oleaje intenso (SESP, SP, SOESP) o escaso (EP), y comunidades influenciadas por la cobertura de corales y de algas (NOESP, NP, NESP). Esto sugiere que la alta

heterogeneidad que presentan los sustratos rocosos coralinos debe ser considerada como elemento clave para definir los planes de manejo, ya que los disturbios en estas zonas pueden provocar la pérdida de diversidad arrecifal.

Las condiciones de cada pendiente define la estructura de las comunidades asociadas, la protección contra el oleaje en sotavento favorece el recubrimiento de las rocas coralinas por corales y algas filamentosas, mientras que barlovento la fuerza del oleaje y las corrientes genera condiciones para el desarrollo de algas filamentosas y coralinas costrosas, lo cual exige adaptaciones particulares. El área de barlovento por la poca cobertura coralina que exhibe, podría estar expuesta a estrategias de manejo inadecuadas, tal como se planteo la modificación de la poligonal en el PNSAV para desarrollar el puerto de Veracruz. Los atributos de la pendiente de barlovento en el arrecife Lobos cambian esta perspectiva, dado que las estructuras rocosas con poca cobertura coralina sirven de sustrato para algas, esponjas, anemonas y zoantidos, así como para moluscos, crustáceos, equinodermos y peces que en conjunto igualan en riqueza a la pendiente de sotavento, esto es debido a que con la disminución de la cobertura coralina se incrementa la riqueza de especies móviles y cripticas permitiendo el asentamiento de otras comunidades sésiles dada la disponibilidad de: espacio, refugio y alimento (Enochs y Manzello, 2012). El uso de la diversidad alfa verdadera muestra que barlovento posee más especies efectivas que sotavento. Además, la cobertura de algas coralinas costrosas resulta importante debido a que evitan el deterioro de las estructuras rocosas coralinas (O'Leary y McClanahan. 2010), sin estas comunidades sésiles, barlovento estaría expuesto a la erosión por el fuerte oleaje y por consiguiente disminuiría la diversidad de especies (Enochs y Manzello, 2012).

Las comunidades del arrecife Lobos ligadas a los sustratos rocosos son valiosas y deben ser consideradas como elementos clave en el plan de manejo, ya que posee una notable riqueza y sus estructuras favorecen la existencia de comunidades distintas en: composición, abundancia y diversidad que incluyen especies de interés pesquero, endémicas y de importancia ecológica.

IX. CONCLUSIONES

Las comunidades macrobentónicas y nectónicas que se asocian a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos están representados por tres reinos, diez phylum, 16 clases, 34 órdenes, 60 familias y 125 especies, que incluyen cinco nuevos registros para el SALT: *A. flosculifera*, *P. crucifer* y *M. clavigera*, *S. ruetzleri* y *N. aenigmaticus*.

La planicie arrecifal resguarda 92 especies arrecifales, mientras sotavento y barlovento 63 y 62 especies respectivamente; el grupo de los peces son los más diversos en especies, seguido de los corales, esponjas y moluscos.

En general, las algas filamentosas superan en cobertura a los corales y dominan en las tres zonas arrecifales, solamente en sotavento la cobertura coralina es importante y están representadas por: *C. natans*, *M. cavernosa*, *D. strigosa* y *S. siderea* las cuales aportan la mayor cobertura coralina.

La cobertura los grupos de algas es diferente a nivel de sitios y de zonas arrecifales así como los componentes del bentos y necton. En la planicie arrecifal, las especies más importantes del bentos móvil y del necton son en orden de importancia: *E. lucunter*, *P. brevidactylus*, *S. adustus*, *C. litteratum* y *T. nodulosa*, mientras en Sotavento y Barlovento las más representativas son *E. viridis*, *E. redimiculus* y *S. adustus*.

Los valores de los índices de diversidad en general son equitativos. En la planicie a nivel de sitios, la porción Norte y Noreste presentan mayor equidad y diversidad de Shannon, mientras la porción Suroeste es menos diversa y equitativa. En cambio los sitios de las zonas profundas es más importante la equidad y la diversidad de Shannon.

La diversidad alfa verdadera define que barlovento es 1.24 veces más diverso que la planicie y 1.65 veces más diverso que sotavento. El número de especies efectivas es mayor en las pendientes con respecto a la planicie arrecifal.

Las comunidades macrobentónicas y nectónicas de sotavento son relativamente diferentes a barlovento y ambas zonas difieren de la planicie arrecifal, estos contrastes lo confirma la diversidad beta verdadera a nivel de zonas y sitios.

Definitivamente los sustratos rocosos coralinos son sitios ecológicamente importantes por la existencia de comunidades macrobentónicas y nectónicas diversas y heterogéneas, que son típicas de cada zona arrecifal, además resguardan especies de interés pesquero, endémicas y de importancia ecológica.

X. APLICACIÓN AL MANEJO

Es oportuno aportar estrategias de manejo para el arrecife Lobos, que bien podría enriquecer el plan de manejo ya que aún está en proceso de elaboración. Las estrategias que se presentan a continuación se formularon de acuerdo a los datos recabados en campo y con base a la literatura científica examinada.

9.1. Especies macrobentónicas y nectónicas con importancia de manejo

a) Por su importancia ecológica:

Las algas coralinas costrosas deben ser protegidas dado que reemplazan la función de los corales escleractíneos en la construcción de los arrecifes y promueven el reclutamiento coralino (O'Leary y McClanahan. 2010), por lo que en barlovento al existir baja cobertura coralina se debe regular cualquier actividad humana pues en esta zona la cobertura de algas coralinas costrosas es notable. Así mismo con los corales masivos *C. natans*, *M. annularis*, *M. cavernosa*, *D. strigosa* y *S. sidérea* los cuales deben ser protegidos y conservados dado que son las principales especies que mantienen la cobertura coralina en sotavento. Con respecto a los corales *A. palmata* y *A. cervicornis* se deben de diseñar estrategias para promover su recuperación natural pues eran las especies más importantes en el arrecife Lobos (Rigby y McIntire, 1966), o bien se debe recurrir a la restauración a partir del cultivo de colonias coralinas o utilizar técnicas que promuevan el crecimiento de los acroporidos, actualmente ambas especies están sujetas a protección especial (NOM-059-SEMARNAT-2010).

Es indispensable conservar las poblaciones del erizo *D. antillarum*, debido a que es el principal controlador de las algas en el Caribe y el Golfo de México (Noriega *et al.*, 2006), su función fue reconocida luego de su mortalidad en la década de 1980 (Idjadi *et al.*, 2010) por un patógeno desconocido hasta la fecha, su ausencia generó cambios en la estructura de los arrecifes, principalmente la

cobertura de algas se incrementó notablemente, situación que empeoró la recuperación de la cobertura coralina (McClanahan, 1999; Noriega *et al.*, 2006, Furman y Heck, 2009, Martin-Blanco *et al.*, 2011). Actualmente las poblaciones de *D. antillarum* muestran una recuperación lenta pero favorable para el reclutamiento y crecimiento de los corales escleractíneos (Myhre y Acevedo-Gutiérrez, 2007, Idjadi *et al.*, 2010) incluso de las algas coralinas costrosas (Idjadi *et al.*, 2010). Estos argumentos resultan suficientes para definir medidas de protección, conservación y vigilancia en el arrecife Lobos, debido a que son escasas las poblaciones de *D. antillarum*, únicamente son numerosos en la porción Norte y Noreste de la planicie, por lo tanto ambas zonas deben ser restringidas ante cualquier actividad humana.

Varias especies de moluscos deben considerarse en las estrategias de manejo pues desempeñan funciones claves en la estructura de los arrecifes coralinos, principalmente se le debe dar importancia a las conchas vacías que dejan los moluscos al morir, pues estos se integran nuevamente al reciclamiento del carbonato de calcio para formar nuevas estructuras biogénicas, particularmente las conchas de gasterópodos son de vital importancia para los cangrejos ermitaños debido a que los ocupan para proteger su cuerpo blando y su vulnerable abdomen, por lo que es un factor trascendental para su dinámica poblacional (Mantelato y Miereles, 2004), pero el turismo y los pescadores locales extraen precisamente las conchas de gasterópodos que son ocupadas por los cangrejos hermitaños, esto hace necesario restringir la extracción de conchas en el arrecife Lobos y en todo el complejo arrecifal. Principalmente los géneros *Anachis*, *Astraea*, *Bulla*, *Cerithium*, *Collumbella*, *Cymatium*, *Nerita*, *Strombus*, *Polinices*, *Terebra* y de las especies *Stramonita haemastoma*, *Modulus modulus*, *T. nodulosa*, *Nassarius albus* y *Pisania pusio* (Pérez-Rodríguez, 1999) deben ser conservados debido a que son ocupadas por los cangrejos hermitaños *P. brevidactylus* (Mantelato y Miereles, 2004) y *Clibanarius antillensis* (Argüelles-Tico *et al.*, 2010) ambas reportadas para el arrecife Lobos (Tunnell *et al.*, 2007), donde

P. brevidactylus fue cuantificada en el presente estudio ocupando conchas de *C. literatum*, *M. modulus* y *T. nodulosa*.

b) Por su importancia poblacional y comercial:

Tomando como antecedente, que durante la década de 1970 varias especies de moluscos de importancia comercial principalmente en *E. gigas*, *A. costatus*, *L. raninus*, *S. pugilis*, *S. alatus*, *T. angulata*, *T. giganteus* fueron sobreexplotadas debido a que representaban un ingreso económico importante en los arrecifes del sureste del Golfo de México, la extracción de estas especies fue a tal grado de ponerlos en riesgo y en peligro de extinción (Whithers y Tunnel, 2007), afortunadamente en Yucatán se tomaron medidas de manejo, suspendiendo la pesquería de estas especies y posteriormente estableciendo tallas mínimas de captura (De Jesús-Navarrete, 2000, Pérez-Pérez y Aldana-Aranda, 2000, Aldana-Aranda *et al.*, 2003, Baqueiro, 2004), en Veracruz solo se aplicaron medidas de manejo para el caracol *S. pugilis* (Pech-Paat *et al.*, 2002), sin embargo para el arrecife Lobos aun no se definen estrategias de manejo, lo cual es necesario dado que Vicencio y González-Gándara (2006) no detectaron la presencia de *E. gigas* y *T. giganteus* en el arrecife Lobos, las cuales fueron reportadas previamente por Chávez *et al.* (1970), esta situación sugiere que la actividad pesquera haya extinguido de manera local estas dos especies para los arrecifes del SALT, por lo tanto se debe vigilar y restringir la actividad extractiva de los moluscos que aun prevalecen como *S. pugilis*, *L. raninus*, *T. angulata*, así como *Cassia madagascariensis*, *Charonia variegata* y *Fasciolaria tulipa*, debido a que han sido comercializados en la región para consumo local, así mismo en las especies *Macrocypraea cervus*, *Macrocypraea zebra* y *Luria cinerea* que por sus vistosas conchas son extraídas para su venta y para la elaboración de artesanías (Pérez-Rodríguez, 1999), además aun persiste la problemática del pulpo *O. vulgaris*, especie que es capturado con artes de pesca prohibidas como arpones y ganchos pulperos en los arrecifes de Tuxpan (Hernández-Tabares y Bravo-Gamboa, 2002) y en el arrecife Lobos. Aunque el plan de manejo elaborado para el SALT

contempla la pesca del pulpo, es necesario primero valorar las poblaciones de *O. vulgaris* para definir periodos de veda y talla mínima de captura tal como ha sido establecido para los arrecifes de Veracruz (Hernández-Tabares y Bravo-Gamboa, 2002).

c) Por su endemismo:

Las especies con mas prioridad para su conservación deben ser las dos nuevas especies de peces: *E. redimiculus* y *E. jarocho* (Taylor y Akins, 2006), las cuales se consideran endémicas para los arrecifes del SALT y del SAV, así que es otro motivo más para manejar adecuadamente los sustratos rocosos coralinos regulando las actividades humanas como la captura del pulpo, el cual se oculta en las grietas y para su extracción implica utilizar un gancho e introducirlo en las oquedades de las rocas lo que podría perturbar principalmente las poblaciones de *E. redimiculus* pues mantiene una estrecha relación con los sustratos rocosos coralinos por ende se debe de vigilar y monitorear esta actividad extractiva.

d) Por su antagonismo en las comunidades coralinas:

Es necesario formular estrategias que mitiguen la proliferación de las algas filamentosas en el arrecife Lobos debido a que son dominantes en todas las zonas arrecifales y no permiten el reclutamiento coralino, este es un problema general que está modificando la estructura de los arrecifes coralinos en todo el Caribe y el Golfo de México por la escasas de herbívoros (Bule-Meyer, 2002; Myhre y Acevedo-Gutiérrez, 2007, Idjadi *et al.*, 2010), por lo que se debe regular y restringir la pesca de peces herbívoros en los arrecifes coralinos de la región y conservar las poblaciones de *D. antillarum*. Así mismo se debe poner énfasis en la dinámica ecológica que desempeñan las especies de la familia Pomacentridae, ya que sus hábitos herbívoros promueven el asentamiento de algas filamentosas y las defienden agresivamente de otros herbívoros (Lobel, 1980), este comportamiento

afecta el reclutamiento coralino pues mantiene las superficies cubiertas de algas para su propio beneficio, por lo tanto esto significa que los sitios ocupados por pomacentridos representan excelentes refugios para el crecimiento de las algas e imposibilitan el crecimiento coralino (Ceccarelli *et al.*, 2011).

También es importante valorar la cobertura de la macroalga *H. opuntia* debido a que es una de las especies que causan estrés y mortalidad a los corales principalmente por alelopatía y por infecciones bacterianas como *Aurantimonas coralicida*, la cual causa la enfermedad de plaga blanca tipo II (Chadwick y Morrow, 2011).

La cobertura de las esponjas del genero *Cliona* y *Chondrilla* también deben ser monitoreadas pues son erosionadores activos de los arrecifes de coral y oportunamente aumentan de cobertura cuando los corales están sometidos a estrés (Chadwick y Morrow, 2011).

Es importante monitoreos para los gasterópodos del genero *Coralliophila* pues son activos depredadores de hexacorales, se alimentan del tejido coralino mediante una probóscide que insertan sobre la cavidad celentérica del coral, que mediante acción enzimática provoca la fragmentación del epitelio. Las especies *C. abbreviata* y *C. caribaea* distribuidas en el Caribe, se alimentan al menos de 14 especies de corales escleractíneos, pero muestran mayor preferencia en *A. palmata* y *A. cervicornis* (Del Mónaco *et al.*, 2010), particularmente *C. abbreviata* ha causado graves daños y reducciones en la cobertura de *A. palmata* en Puerto Rico, Jamaica, Florida, y Haití, además se ha reportado que retrasa la recuperación de *A. cervicornis* en Jamaica (Del Mónaco *et al.*, 2011), y actúa como vector en la transmisión de la enfermedad de banda blanca entre colonias dañadas y sanas de *A. cervicornis* (Williams y Miller, 2005). Para el arrecife Lobos solamente esta reportada *C. caribaea* por Tunnell (1974), por lo que es motivo de efectuar monitoreos para corroborar su presencia en el arrecife Lobos, ya que podría ser un factor más que imposibilita la recuperación de *A. palmata* y *A.*

cervicornis, además es necesario confirmar la ausencia de *C. abbreviata* pues no ha sido registrado para el SALT (Vicencio y González-Gándara, 2006), aunque García-Cubas y Reguero (2004) refieren su presencia en los arrecifes de Veracruz. Otro activo depredador de los corales es el poliqueto *Hermodice carunculata*, por lo que también deber considerarse en las actividades de vigilancia y monitoreo pues también son vectores de enfermedades infecciosas en los corales (Sussman *et al.*, 2003).

e) como indicadores de contaminación

El arrecife Lobos presenta cinco especies de esponjas que son indicadoras de contaminación, *A. fistularis* y *C. caribbaea* son bioindicadoras de ambientes relativamente no contaminados; *A. viridis* y *C. delitrix* revelan contaminación por aguas residuales y *S. ruetzleri* por contaminación orgánica (Alcolado, 2007), estas especies resultarían útiles en las estrategias de manejo para valorar el estado conservación del arrecife Lobos, por lo que será necesario valorar la cobertura de estas especies.

9.2. Zonificación

Finalmente, con base a todos los argumentos mencionados previamente, es evidente que los sustratos rocosos coralinos deben estar sujetos al monitoreo, protección y conservación a través de tres zonas de manejo (Figura 22) debido a que resguardan dos especies endémicas, nueve especies perjudiciales y cinco especies bioindicadoras de contaminación, así como 24 especies de importancia ecológica y 12 de importancia poblacional y comercial. Se enuncian algunas de las actividades que se pueden realizar en cada zona de manejo (Figura 22). A continuación se describe cada una.

a) Zona de uso restringido:

La porción norte de la planicie se sugiere como zona restringida, por la importante cobertura de coral y por ser un área somera lo que la hace vulnerable ante la presencia de turistas y el tránsito de embarcaciones por lo que se restringe cualquier actividad humana a excepción de monitoreos ecológicos e investigación científica. Además en esta zona ocurre la mayor abundancia de *D. antillarum*.

b) Zona de protección:

Esta zona comprende toda la porción de sotavento, área en que la cobertura coralina es importante y resguarda una alta diversidad de especies macrobentónicas y nectónicas. Los corales por ser los principales constructores del arrecife no deben ser deteriorados por lo que se propone restringir el anclaje de embarcaciones y la realización de actividades pesqueras.

Esta zona de manejo también contempla a la porción Sur, Este, Sureste y Suroeste de la planicie arrecifal, dado que albergan comunidades que son muy diversas y heterogéneas, por lo que se debe restringir la entrada de turistas a estos sitios dado que son fácilmente accesibles o bien determinar la capacidad de carga. Además, ante la presencia de especies macrobentónicas de interés

comercial se sugiere restringir cualquier tipo de extracción pesquera hasta aplicar periodos de veda y establecer tallas mínimas de captura, con la finalidad que las poblaciones se recuperen a tal grado que pueden soportar el esfuerzo pesquero a mediano y largo plazo, además se debe restringir la extracción de conchas.

d) Zona de conservación:

Esta zona se limita a la porción de barlovento, donde las algas filamentosas predominan y la cobertura coralina es escasa, sin embargo por la presencia de las algas coralinas costrosas, ésta área debe ser conservada, debido a que son de vital importancia pues evitan el deterioro de los sustratos rocosos coralinos, además en esta zona se encuentra *E. jarocho*, la cual es endémica de Veracruz. Así que debe analizar la posibilidad de regular o restringir el buceo deportivo y recreativo, actividades que han sido propuestas en el plan de manejo.

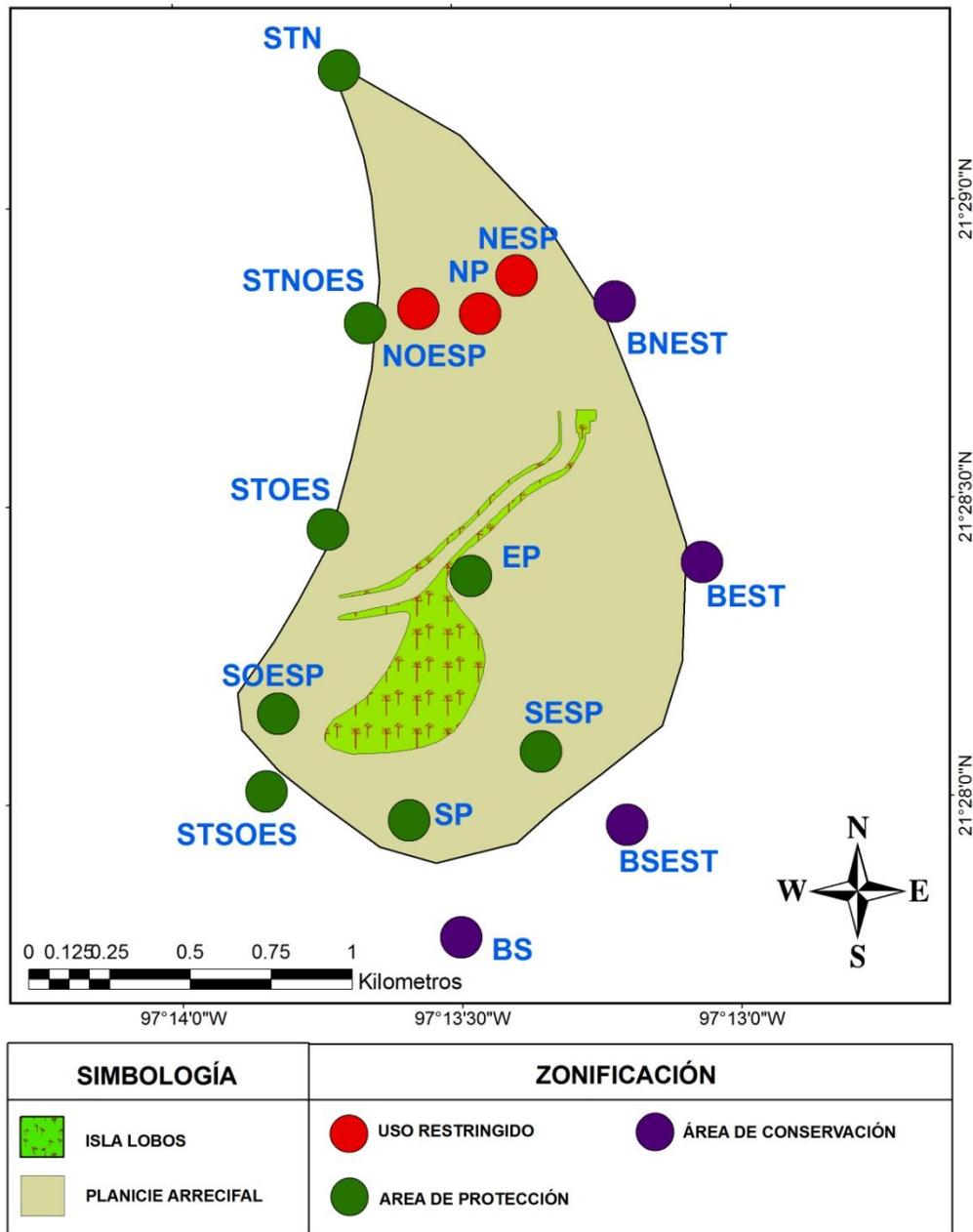


Figura 22. Zonación arrecifal con fines de manejo para las comunidades macrobentónicas y nectónicas que se asocian a los sustratos rocosos coralinos del arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOEP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

XI. BIBLIOGRAFÍA

Abbott, T. R. 1996. Seashells of North America. A guide to field identification. St. Martin's Press. D. C. New York. 280 p.

AGRRA. 2010. AGRRA protocols version 5.4. www.agrra.org/method/AGRRA-V5.4_2010.pdf.

Aguilar-Pérez, F. y L. F. Zapata-Zavala. 2008. Monitoreo de salud de los constructores primarios en el Arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 60 p.

Aldana-Aranda, D., M. Sánchez-Crespo, V., Patiño-Suárez, A., George-Zamora, E., Baqueiro-Cárdenas, E., Carillo y S. Pérez. 2003. Abundancia, frecuencia de tallas y distribución espacial del caracol rosa *Strombus gigas* en el parque Xel-há, México. pp. 47-55. *In*: Aldana-Aranda, D. (ed.). 2003. El caracol *Strombus gigas*: conocimiento integral para su manejo sustentable en el Caribe. CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo, Yucatán, México. 165 p.

Alfonso, Y. y B. Martínez-Daranas. 2009. Variaciones espacio-temporales en la cobertura del macrofitobentos en una área costera al norte de ciudad de la Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 30(3): 187-201.

Almada-Villela P. C., Sale, G., Gold-Bouchot y B. Kjerfve. 2003. Proyecto para el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Manual de métodos para el programa monitoreo sinóptico del SAM. Unidad Coordinadora del Proyecto Coastal Resources Multi-complex Building Princess Margaret Drive. 149p.

Amador, R. L. 2009. Macroalgas del arrecife Enmedio de Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Tuxpan.

Antonio C., A. R. 2009. Evaluación del estado de condición de la comunidad coralina del arrecife Enmedio, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Tuxpan. 46 p.

Argüelles J., J. 2008. Variación espacial de las asociaciones de peces del arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Tuxpan. 84 p.

Argüelles-Tico, A.; Álvarez, F. y A. Alcaraz. 2010. Shell utilization by the hermit crab *Clibanarius antillensis* Stimpson 1862 (Crustacea: Anomura) in intertidal rocky pools at Montepio, Veracruz, Mexico. *Tropical Zoology.* 23:63-73.

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

Asís, A. U. 2006. Estudio comparativo de esponjas marinas en dos arrecifes del norte de Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México. 54 p.

Baker, A. C., Peter, W. G. y B. Rielg. 2008. Climate change and coral bleaching: an ecological assessment of long-term, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 1-37.

Baqueiro-Cárdenas, R. 2004. Estado actual de los recursos malacológicos del Golfo de México. pp 323-357 En: Caso, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Compiladores). 2004. Diagnostico ambiental del Golfo de México. INE-SEMARNAT. 626 p.

Barón, M. B. I. 2007. Estudio de los equinodermos asociados a la planicie del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México. 55 p.

Barott, K. L., Rodriguez-Mueller, B., Youle, M., Marhaver, K. L., Vermeij, M. J. A., Smith, J. E. y F. L. Rohwer. 2012. Microbial to reef scale interactions between the reef-building coral *Montastraea annularis* and bentic algae. *Proceedings of the Royal Society*. 279: 1655-1664.

Barrios, J., Sant, S., Méndez, E. y I. Ruiz. 2003. Macroalgas asociadas a arrecifes coralinos en el parque nacional Mochima, Venezuela. *Saber, Universidad de Oriente*. 15 (1-2): 28-32.

Barrios-Suarez, L. M., Reyes, J. O., Navas, G. R. y C. B. García. 2002. Distribución de las anemonas (Anthozoa: Actiniaria y Corallimorpharia) en el área de Santa Martha, Caribe Colombiano. *Ciencias Marinas*, 28(1):37-48.

Bautista, C. T. 2008. Contribución al conocimiento de los peces del arrecife de Enmedio, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

Bejarano-Chavarro, S., Zea, S. y J. Manuel-Díaz. 2004. Esponjas y otros microhábitats de ofiuros (Ophiuroidea: Echinodermata) en ambientes arrecifales del Archipiélago de San Bernardo (Caribe Colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33: 27-46.

Beltrán-Torres, A. U. y J. P. Carricart-Ganivet. 1999. Lista revisada y clave para los corales pétreos zooxantelados (Hydrozoa: Millepora; Anthozoa: Scleractinea) del Atlántico Mexicano. *Revista de Biología Tropical*. 47(4): 813-829.

Beltrán-Torres, A. U., Muñoz-Sánchez, L. y J. P. Carricart-Ganivet. 2003. Effects of hurricane Keit at a patch reef on Banco Chinchorro, Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*.

Birrell, C. L., McCook, L. J., Willis, B. L. y G. Diaz-Pulido. 2008. Effects of benthic algae on the replenishment of corals and the implications for the resilience of coral reefs. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 46: 25-63.

Bitter, S. R. 1993. Estructura y función del campo de *Thalassia* como ecosistema. *Ecotrópicos* 16(2):30-42.

Buddemeier, R. W.; Kleypas, J. A. y R. B. Aronson. 2004. Coral reefs and global climate change. Potential contribution of climate change to stress on coral reef ecosystems. *Pew Centet on Global Climate Change*. 44 p.

Bula-Meyer, G. 2002. Perturbación biológica extrema en los sistemas coralinos del Caribe. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 26(98): 105-110.

Burke, L. y J. Maidens. 2005. Arrecifes en peligro en el Caribe. *World Resources Institute*. Washintong, D. C. 80 p.

Calderon E. N., Zilberberg, C. y P. C. de Paiva. 2007. The posible role of *Echinometra lucunter* (Echinodermata: Echinoidea) in the local distribution of *Darwinella* sp. (Porifera: Dendroceratida) in Arraial do Cabo, Rio de Janeiro State, Brazil. . In: Custodio M.R.; Lôbohajdu, G.; Hajdu, E. & Muricy, G. (Eds.) *Porifera Research: Biodiversity , Inovation and Sustainability*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.211-217.

Cárdenas, A. S. I. 2010. Equinodermos en el arrecife Lobos, Ver. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 57 p.

Carrera-Parra, L. F. y J. M. Vargas-Hernández. 1996. Comunidad criptica de esponjas del arrecife de Isla de En medio, Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop.* 44(3)/45(1):311-321.

Carricart-Ganivet, J. P. y G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de coral en México. pp 81-92 In: *Biodiversidad Marina y Costera de México*. S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds). Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. 865 pp.

Cashman, C. W. 1973. Contributions to the ichthyofaunas of the West Flower Garden reef and other sites in the Gulf of Mexico and Western Caribbean. Tesis doctoral. Texas A&M, University, Texas. 248 p.

Castro-Aguirre, J. L. y A. Márquez-Espinosa. 1981. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de la Isla de Lobos y zonas adyacentes, Veracruz, México. Dirección General Instituto Nacional de la Pesca. Serie Científica 22:1-85.

Ceccarelli, D. M., Jones, G. P. y L. J. McCook. 2011. Interactions between herbivorous fish guilds and their influence on algal succession on a coastal coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology an Ecology*, 399:60-67.

Cervigón, F. 1992. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa Septentrional de Sur América. FAO. Roma. Pág. 29-49.

Chadwick, N. E. y K. M. Morrow. 2011. Competition among sessile organisms on coral reef. En Z. Dubinsky & N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: an ecosystem in transition* (pp. 347-371). Dordrecht, Netherlands: Springer.

Chamberlain, C. K. 1966. Some octocorallia of Isla de Lobos, Veracruz, Mexico. 3:47-54.

Chasqui-Velasco, L., Alvarado Ch., E., Pacheco, A. y F. A. Zapata. 2007. Efecto de la herbivoría y coralivoría por peces en la supervivencia de corales trasplantados en el Caribe Colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 55 (3-4):825-837.

Chavez E. A., Tunnell Jr, J. W. y K. Withers. 2007. Reef Zonation and Ecology: Veracruz Shelf and Campeche Bank. Cap. 5. Pp. 41-67. In: Tunnell Jr. J. W., E. A. Chávez & K. Withers (Ed.). *Arrecifes coralinos del Sur del Golfo de Mexico*. Texas A&M University Press College Station. 194 p.

Chávez E. y E. Hidalgo. 1988. Los arrecifes coralinos del Caribe Noroccidental y Golfo de México en el contexto socioeconómico. *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. UNAM* 15(1): 167-176.

Chávez M., V. M. 2009. Las comunidades de peces y su relación con la complejidad estructural en dos zonas del arrecife Lobos, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.

Chávez, E. A. 1973. Observaciones generales sobre las comunidades del arrecife Lobos, Veracruz. *Anales Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México* 20:13-11.

Chávez, E. A., E. Hidalgo y M. L. Sevilla. 1970. Datos acerca de las comunidades bentónicas del arrecife Lobos, Veracruz. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural.* 30:211-281.

Chávez, E. A., Tunnell, J. W. y K. Withers. 2009. Zonación y ecología de los arrecifes: Plataforma Veracruzana y Banco de Campeche. Cap. Pp. 60-100. In: Tunnell Jr. J. W., E. A. Chávez & K. Withers (Ed.). *Arrecifes coralinos del Sur del Golfo de México*. Texas A&M University Press College Station. 194 p.

Chiappone, M. 2001. Conservación de arrecifes coralinos en áreas marinas protegidas: estudio del parque nacional del Este, República Dominicana. Publications for Capacity Building, The Nature Conservancy Headquarters, Virginia, USA. 237p.

Chicatto L., M. A. 2001. Comparación de la estructura comunitaria de los corales pétreos en cuatro sectores del arrecife Lobos, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 36 p.

Collin, R., Díaz, M. C., Nuremburg, J.; Rocha, M. R., Sánchez, J. A., Schulze, A. Schwartz, M. y A. Valdez. 2005. Photographic Identification Guide to Some Common Marine Invertebrates of Boca Del Toro, Panama. Caribbean Journal of Science. 41 (3): 638-707.

Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales y Protegidas). 2012. [actualizado 17 de septiembre]. (www.conanp.gob.mx).

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199(4335): 1302-1310.

Cramer, L. K., Jackson, J. B. C., Angioletti, C. V., Leonard-Pingel, J. y T. P. Guilderson. 2012. Antropogenic mortality on coral reefs in Caribbean Panama predates coral disease and bleaching. Ecology Letters. 1-7.

Cruz A., M. 2005. Contribución al conocimiento de las macroalgas del arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México.

Cruz F., M. I. 2010. Esponjas marinas del arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 55 p.

De Jesús-Navarrete, A., A. Glazer R. y G. A. Delgado. 2003. Distribución y abundancia de larvas del caracol ala de halcón (*Strombus raninus*, Gmelin, 1971) en cayos Florida. pp. 65-71. *In*: Aldana-Aranda, D. (ed.). 2003. El caracol *Strombus gigas*: conocimiento integral para su manejo sustentable en el Caribe. CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo, Yucatán, México. 165 p.

De la Calle, F. 2007. Fármacos de origen marino. Treballs de la SCB. 58:141-155.

De la Cruz F., V. 2005. Los gasterópodos del arrecife Lobos: variaciones espacio-temporales en los sedimentos del área de pastos marinos. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Tuxpan, Veracruz, México. 45 p.

De la Cruz M., D. 2006. Catalogo de peces arrecifales del norte de Veracruz: Parte I. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana Facultad de Biología, Tuxpan, Veracruz, México.

Del Mónaco, C., Noriega, N. y S. Narciso. 2011. Nota sobre la densidad y tasa de depredación de *Coralliophila abbreviata* y *Coralliophila caribaea* sobre colonias jóvenes de *Acropora palmata* en un arrecife deteriorado de Cayo Sombrero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39(1):161-166.

Del Mónaco, C., Villamizar, E. y S. Narciso. 2010. Selectividad de presas de *Coralliophila abbreviata* y *C. caribaea* en arrecifes coralinos del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela: una aproximación experimental. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 28(1): 57-70.

Del Moral-Flores, L. F., Tello-Musi, J. L. y J. A. Martínez-Pérez. 2011. Descripción de una nueva especie del genero *Hypoplectrus* (Actinopterygii: Serranidae) del Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del Golfo de México. *Rev. Zool.* 22: 1-10.

Denner, E. B. M., Smith, G. W., Busse, H.J., Schumann, P., Narzt, T., Polson, S. W., Lubitz, W. y L. L. Richardson. 2003. *Aurantimonas coralicida* gen. nov., sp. Nov., the causative agent of white plague type II on Caribbean scleractinian corals. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53:1115-1122.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Díaz M., J. M. 2005. Esquemas espaciales de zonación ecológica y morfología de las lagunas de los atolones y complejos arrecifales de un archipiélago oceánico del Caribe: San Andrés y Providencia (Colombia). *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 29(112):357-369.

Díaz-Pulido, G. y M. Díaz-Ruíz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colombiana* 4 (2): 203-246.

Díaz-Pulido, G., Sánchez, J. A., Zea, S., Díaz, M. D. y J. Garzón. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe Colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28(108):337-347.

Dikou A. 2010. Ecological processes and contemporary coral reef management. *Diversity.* 2:717-737.

DOF. 2009. Decreto por el que se declara área natural protegida, con el carácter de Área de Protección de Flora y Fauna, la región conocida como Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan, localizada frente a las costas de los municipios de Tamiahua y Tuxpan, en el Estado de Veracruz. http://diariooficial.segob.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5093566&fecha=05/06/2009&print=true

Dueñas M., E. I. 2010. Cobertura de grupos morfofuncionales en el arrecife Lobos, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 34 p.

Duran, A. y R. Claro. 2009. Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Rev. Biol. Trop.* 57 (3): 687-697.

Durán González, A., A. Laguarda Figueras, F.A. Solís Marín, B. E. Buitrón Sánchez, C. A. Gust, y J. Torres Vega, 2005. Equinodermos (Echinodermata) de la zona marina económica exclusiva del Golfo de México. *Rev. Biol. Trop.*, 53 (Supl. 3): 53-68.

Enochs, I. C. y Manzello, D. P. 2012. Responses of cryptofaunal species richness and trophic potential to coral reef hábitat degradation. *Diversity*, 4: 94-104.

Eschmeyer, W. 2004. Catalog of fishes, online version. California Academy of Sciences. (<http://www.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/>)

Escobar-Vásquez, C. y Chávez. 2012. Coral community at Isla Lobos reef, Gulf of Mexico. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9-13.

Ferrari, M. C. O., Manassa R. P.; Dixon, D. L.; Munday, P. L.; McCormick, M. I.; Meekan, M. G.; Sih, A. y D. P. Chivers. 2012. Effects of ocean acidification on learning in coral reef fishes. *Plos One* 7(2):e31478.

Fernández, C. y J. J. Alvarado. 2004. El arrecife coralino de Punta Cocles, costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* (Supl. 2): 121-129.

Furman, B. y L. H. Kenneth. 2009. Differential impacts of echinoid grazer on coral recruitment. *Bulletin of Marine Science.* 85(2):121-132.

Galván-Villa, C. M. 2011. Peces crípticos: componente importante de los sistemas arrecifales. CONABIO. *Biodiversitas*, 97:1-5.

Garateix F., A. G. y A. A. Rodríguez A. 2010. Las anemonas marinas como fuente para la obtención de sustancias biológicamente activas. *Medio Ambiente y Desarrollo; Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente*, 19:1-6.

García-Cubas, A. y M. Reguero. 2004. Catalogo ilustrado de moluscos gasterópodos del Golfo de México y Mar Caribe. UNAM. 168 p.

García-Ríos, C. I., Soto-Santiago, F. J. Colon-Rivera, R. J. y Medina-Hernández, J. R. 2008. Gasterópodos asociados al alga calcárea *Halimeda opuntia* (Udoteaceae) en Puerto Rico. *Rev. Biol. Trop.* 56 (4): 1665-1675.

Garzón-Ferreira, J., Reyes-Nivia, M. C. y A. Rodríguez-Ramírez. 2002. Manual de métodos del SIMAC. Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos en Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR. Colombia Santa Martha. 57p.

Gómez, P. 2002. Esponjas marinas del Golfo de México y el Caribe. AGT editor, S. A. México. 134 p.

Gómez, P. 2007. Inventario de las esponjas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano con nuevos registros de especies (Porifera: Demospongiae), p. 51-72. In: Granados Barba, L. Abarca-Arenas y J. M. Vargas-Hernández Eds. Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche.

González-Gándara, C. 1996. Asociación de peces del arrecife Tuxpan, Veracruz, México y su comparación con un arrecife Cubano. Tesis de maestría. Universidad de la Habana, La Habana Cuba. 60 p.

González-Gándara, C. 2003a. Ictiofauna de los arrecifes coralinos del norte de Veracruz. Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 74(2):163-177.

González-Gándara, C. 2003b. Peces asociados a *Thalassia testudinum* en el arrecife Lobos, Veracruz, México. BioTam Nueva serie. 14(3):63-72.

González-Gándara, C. 2008. Blanqueamiento en arrecifes coralinos de Tuxpan, Veracruz. La Ciencia y el Hombre. 21(2): 11-12.

González-Gándara, C. y G. González-Sansón. 1997. Composición y abundancia de la ictiofauna del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. Revista de Investigaciones Marinas. 18(3):249-259.

González-Gándara, C., M. Cruz-Arellano, C. Domínguez-Barradas, A. Serrano y A. J. Basáñez-Muñoz. 2007. Macroalgas asociadas a cuatro hábitats del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. Revista Científica UDO Agrícola. 7(1):252-257.

González-Gándara, C., S. C. Trinidad-Martínez y V. M. Chávez-Morales. 2006. Peces ligados a *Thalassia testudinum* en el arrecife Lobos, Veracruz, México: diversidad y abundancia. Revista de Biología Tropical 54(1):189-194.

González-Gándara, C. 2010. Peces asociados a los arrecifes coralinos del norte de Veracruz. Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. EJ002, México D. F.

Guadarrama, G. M. R. 1973. Distribución de las Especies del Genero *Caecum* en el Arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. 24 p.

Gutiérrez, D., García-Sáenz, C., Lara M. y C. Padilla. 1993. Comparación de Arrecifes Coralinos: Veracruz y Quintana Roo. Pp 787-806 In Biodiversidad Marina y Costera de México. S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds). Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, 856 pp.

Gutiérrez-Ruiz, C. V., Román-Vives, M. A. M., Vergara C. H. y E. I. Badano. 2011. Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals in the Veracruz Reef System National Park. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82:249-260.

Haas, A. F. y C. Wild. 2010. Composition analysis of organic matter released by cosmopolitan coral reef-associated green algae. *Aquatic Biology*, 10:1331-138.

Hammer, O., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2006. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Ver. 1.44. *Paleontología Electrónica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hay, M. E. y D. R. Rasher. 2010. Coral reefs in crisis: reversing the biotic death spiral. *Biology Reports*, 2:7.

Hernández, R. L. 1997. Estructura de la comunidad faunística asociada a la esponja *Ircinia strobilina* (Lamarck, 1816) Porifera: Demospongiae: Thorectidae, del arrecife Triangulo, Banco de Campeche, México. Tesis Profesional. Fac. Cienc. Biol. y Agrop. Universidad Veracruzana. 29 p.

Hernández-Tabares, I. y P. R. Bravo-Gamboa. 2002. Pesquería del pulpo. La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. *In*: Guzmán, A. P., C. Quiroga, B., C. Díaz, L., D. Fuentes, C, C. M. Contreras y G. Silva-López (Eds). La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación y Universidad Veracruzana. Xalapa. pp. 217-228.

Hidalgo, G., Busutil, L., Alcolado-Prieto, P., Villiers, N. R. y P. M. Alcolado. 2011. Características del bentos en nueve sitios de buceo del polo turístico de Santa Lucia (Camagüey, Cuba). *Serie Oceanológica*. No. 9.

Hodgson, G., Kiene, W., Mihaly, J., Liebler, J., Shuman, C. y Maun, L. 2004. Manual de Instrucción Reef Check: Una guía para el monitoreo de arrecifes de corales/ReefCheck Publicado por Reef Check, Instituto De Medio Ambiente, Universidad de California en Los Angeles.

Hooper, J. y R.W.M. Van Soest 2002. System Porifera: A guide to the classification of sponges. Kluwer Academy, New York. 1101 p.

Horta-Puga, G. 2009. Impactos ambientales. Cap. 12. Pp. 183-236. En: Tunnell Jr. J. W., E. A. Chávez y K. Withers (Ed.). Arrecifes coralinos del Sur del Golfo de Mexico. Texas A&M University Press College Station. 194 p.

Horta-Puga, G. y J. D. Carriquiry. 2008. Crecimiento del coral hermatípico *Montastraea cavernosa* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Ciencias Marinas*. 34(1): 107-112.

Horta-Puga, G. y J. L. Tello-Musi. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México D. F.

Huang, D. 2012. Threatened reef corals of the world. *Plos One*, 7(3):e34459.

Human, P. y N. Deloach. 2002a. Reef Creature identification Florida Caribbean Bahamas. 2da ed. New World Publications. Jack Sonville, Florida. 420 p.

Humann, P. y N. Deloach. 2002b. Reef fish identification, Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publication, Jacksonville, Florida, USA. 481 p.

Idjadi, J. A., Haring, R. N. y W. F. Precht. 2010. Recovery of the sea urchin *Diadema antillarum* promotes scleractinian coral growth and survivorship on shallow Jamaican reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 403:91-100.

Jacovo M., Y. A. 2011. Corales pétreos en el arrecife Tanhuijo, Tuxpan, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 51 p.

Jiménez-Prieto, M. 1994. Comunidad de moluscos asociada a *Thalassia testudinum* en la ensenada de Reyes, Bahía de Mochima, Edo. Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente* 33 (1&2): 67-76.

Jiménez-Prieto, M. e I. Liñero-Arana. 2002. Moluscos en praderas de *Thalassia testudinum* en Isla Larga, Bahía de Mochima, Edo. Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente*. 41(1&2):55-65.

Jordan D., E. 1993. El ecosistema arrecifal coralino del atlántico mexicano. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. Vol. Esp. (XLIV)*. 157-175 pp.

Jordán-Dahlgren E. y R. E. Rodríguez Martínez. 2003. The Atlantic Coral Reefs of México. Pp. 131-158. In: Latin American Coral Reefs Cortés J. (ed.) CIMAR. Universidad de Costa Rica.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*. 113:363-375.

Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10): 2427-2439.

Kazanjan, A. y M. Fariñas. 2006. Actividades biológicas del extracto acuoso de la esponjas *Aplysina lacunosa* (Porifera: Aplysinidae). *Rev. Biol. Trop.* 54(Suppl. 3): 189-200.

Keller, B. B., Gleason D. F., McLeod E., Woodley C. M., Airame S., Causey B. D., Friedlander A. M., Grober-Dunsmore, R., Johnson J. E., Miller S. L. y R. S. Steneck. 2009. Climate Change, Coral Reef Ecosystems, and Management Options for Marine Protected Areas. *Environmental Management*. 44: 1069-1088.

Knowlton, N. y J. B. C. Jackson. 2001. The ecology of coral reefs. 395-422 p. In: *Marine community ecology*. Mark D. B., Steven, D. G. y M. Hay. 2001. Sinauer Associates. U.S.A. 550 p.

Lara-Lara, J. R., Arreola L. J. A., Calderón A., L. E., Camacho I., V. F., de la Lanza E., G., Escofet G. A., Espeje C., M. I., Guzman A., M., Ladah B., L. López H., M., Meling L., E. A., Moreno C., P., Reyes B., H., Ríos J., E., y J. A. Zertuche G. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 109-134.

Littler, D.S. y M.M. Littler. 2000. Caribbean reef plants. An identification guide to the reef plants of the Caribbean, Bahamas, Florida and Gulf of Mexico. pp. 1-542.

Lobel, P. S. 1980. Herbivory by damselfishes and their role in coral reef community ecology. *Bulletin of Marine Science*, 30:273-289.

Lozano-Vilano, M. L., M. E. García-Ramírez y S. Contreras-Balderas. 1993. Peces costeros y marinos del Estado de Veracruz. In: Salazar-Vallejo, S.I y N.E. González (eds.) *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Comisión Nacional de Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Chetumal, pp. 576-595.

Mantelatto, F. L. y A. L. Meireles. 2004. The importance of Shell occupation and Shell availability in the hermit crab *Pagurus brevidactylus* (Stimpson, 1859) (Paguridae) population from the Southern Atlantic. *Bulletin of Marine Science*. 75(1):27-35.

Manuel-San Juan, N. 2008. Contribución al conocimiento de los peces del arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 118 p.

Márquez, J. C. y J. M. Díaz. 2005. Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 34:227-242.

Martos F., F. J. 2010. Evaluación de la salud de los corales del arrecife Blake, Cazones, Veracruz. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería Química, Universidad Veracruzana, Xalapa. 81 p.

Martin, J. W. y G. E. Davis. 2001. An updated classification of the recent crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County. Science series No. 39: 1-132.

Maruri C., M. 2008. Evaluación del estado poblacional de *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en el arrecife Enmedio, Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 48 p.

Mateo-Cid, L. E., A. C. Mendoza-González y G. C Galicia. 1996. Algas marinas de Isla Verde, Veracruz, México. Acta Botánica Mexicana. 36:59-75.

McClanahan, T. R. 1999. Predation and the control of the sea urchin *Echinometra viridis* and fleshy algae in the patch reefs of Glovers reef, Belize. Ecosystems, 2:511-523.

McClanahan, T. R.; Huntington, B. E. y B. Cokos. 2011. Coral responses to macroalgal reduction and fisheries closure on Caribbean patch reefs. Marine Ecology Progress Series. 437:89-102.

Miloslavich P., Díaz, J. M., Klein, E., Alvarado, J. J., Díaz, C., Gobin, J., Escobar-Briones, E., Cruz-Motta, J. J., Weil, E., Cortés, J., Bastidas, A. C., Robertson, R., Zapata, F., Martín, A., Castillo, J., Kazandjian A. y M. Ortiz. 2012. Marine biodiversity in the Caribbean: region estimates and distribution patterns. Plos ONE 5(8): e11916.

Moberg, F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecological Economics, 29: 215-233.

Monroy-López, M. y O. D. Solano. 2005. Estado poblacional de *Echinometra lucunter* (Echinoida: Echinometridae) y su fauna acompañante en el litoral rocoso del Caribe Colombiano. Rev. Biol. Trop. 53(Suppl. 3): 291-297.

Mora C., A., Newmark U., F., Santos-Acevedo, M. y J. Sánchez N. 2008. Evaluación de extractos de esponjas marinas como nuevas fuentes de sustancias antimicrobianas. Rev. Esp. Quimioter. 21(3): 174-179.

Moreno, C. E., Barragan, F., Pineda, E. y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. Revista Mexicana de Biodiversidad 82: 1249-1261.

Morris, J. A. y S. J. Green. 2012. Lionfish research: current findings and remaining questions. 3-14 p. In: J.A. Morris Jr. (ed) Invasive Lionfish: A guide to control and management. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number 1, Marathon, Florida, USA. 113 pp.

Muller, M. E., Rogers, C. S., Spitzack, A. S. y R. van Woelk. 2008. Bleaching increases likelihood of disease on *Acropora palmata* (Lamarck) in Hawksnest Bay, St John, US Virgin Islands. *Coral Reefs*, 27:191-195.

Muñoz B., A. N. 2010. Estructura de la comunidad de peces del arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 45 p.

Myhre, S. y A. Acevedo-Gutiérrez. 2007. Recovery of sea urchin *Diadema antillarum* population is correlated to increased coral and reduced macroalgal cover. *Marine Ecology Progress Series*. 329:205-210.

Nodarse-Kononov, A. 2001. Abundancia y distribución del erizo *Echinometra lucunter* (Linnaeus) (Echinodermata, Echinoidea) en un arrecife del litoral norte de Ciudad de la Habana. *Rev. Invest. Mar.* 22(2): 107-115.

Noriega, N., Pauls, S. M. y C. del Mónaco. 2006. Abundancia de *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) en las costas de Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 54(3): 793-802.

Norström, A. V., Nyström M., Lokrantz, J. y C. Folke. 2011. Alternative states on coral reefs.: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 376: 295-306.

Norström, A. V., Nyström, M., Lokrantz, J. y C. Folke. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series*, 376:295-306.

Nugues, M. M., Smith, G. W., van Hooidonk, R. J., Seabra M. I. and R. P. M. Bak. 2004. Algal contact as a trigger for coral disease. *Ecology Letters*, 7:919-923.

Nugues, M. N. y C. M. Roberts. 2003. Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 46:314-323.

Núñez-Flores, M., Rodríguez-Quintal, J. G. y M. C. Díaz. 2010. Distribución de esponjas (Porifera) a lo largo de un gradiente de profundidad en un arrecife coralino, Parque Nacional San Esteban, Carabobo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 58(Suppl. 3): 175-187.

O'Leary, J. K. y T. R. McClanahan. 2010. Tropic cascades result in large-scale coralline algae loss through differential grazer effects. *Ecology*, 91(12): 3584-3597.

Olvera P., I. B. 2010. Anémonas, zoantidos y ascidias en el arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 38 p.

Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. 2010. Monitoreo de peces arrecifales, con énfasis en el pez góbio (*Elacatinus jarocho*), en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Parra, C. L. F. 1993. Estructura de la comunidad críptica asociada a las esponjas del Arrecife de Isla de En medio, Veracruz, México. Tesis Profesional. Fac. Cienc. Biol. y Agrop. Universidad Veracruzana. 53 p.

Patiño, G. A. 2006. Esponjas marinas del arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología de Tuxpan, Veracruz, México. 63 p.

Pech-Paat, J. A., V. Echevarría-Reyes y E. Cruz-Suárez. Pesquería del caracol. 2002. La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. *In*: Guzmán, A. P., C. Quiroga, B., C. Díaz, L., D. Fuentes, C., C. M. Contreras y G. Silva-López (Eds). La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación y Universidad Veracruzana. Xalapa. pp. 233-235.

Pérez-Pérez, M. y D. Aldana-Aranda. 2000. Distribución, abundancia y morfometría de *Strombus costatus*, *Turbinella angulata*, *Busycon contrarium* y *Pleuroploca gigantea* (Mesogastropoda: Strombidae. Turbinellidae, Neptunidae y Fasciolaridae) en Yucatán, México. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1):145-152.

Plaisance, L., Caley, M. J., Brainard, R. E. y N. Knowlton. 2011. The diversity of coral reefs: What are we missing?. *Plos One* 6(10): e25026.

Precht, W. F., Aronson, R. B., Moody, R. M. y L. Kaufman. 2010. Changing patterns of microhabitat utilization by the threespot damselfish, *Stegastes planifrons*, on Caribbean Reefs. *Plos One*, 5(5):10835.

Prieto, A. S., S. Sant, E. Méndez y C. Lodeiros. 2003. Diversidad y abundancia de moluscos en las praderas de *Thalassia testudinum* de la Bahía de Mochima, Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 51(2):413-426.

Reyes, O., B. E. 2009. Evaluación de la comunidad de peces del arrecife En medio, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. 51 p.

Ribeiro, S. M., Omena, E. P. y G. Muricy. 2003. Macrofauna associated to *Mycale microsigmatosa* (Porifera:Demospongiae) in Rio de Janeiro State, SE Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 57:951-959.

Rodríguez-Quintal, J. G. 2010. Peces criptobentónicos de arrecifes coralinos en el Parque Nacional Archipiélago de Los Roques, Caribe de Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 58 (1): 311-324.

Rodríguez-Ramírez, A. y M. C. Reyes-Nivia. 2008. Evaluación rápida de los efectos del huracán Beta en la Isla Providencia (Caribe Colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.* 37(1): 215-222.

Rogers, C. S., Garrison G., Grober R., Hillis Z-H y M. A. Franke. 1994. Manual para el monitoreo de arrecifes de coral en el Caribe y el Atlántico occidental. TNC, WWF, Islas Vírgenes. 70 p.

Rojas, F. E. 2000. Presencia de Langosta en el Arrecife Tuxpan. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología de Tuxpan, Veracruz, México.

Rosas, S. J. L. 2008. Contribución al conocimiento de los peces del arrecife Tanhuijo, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 151 p.

Rosernberb, E., Kushmaro, A., Kramarsky-Winter, E., Banin, E. y L. Yossi. 2008. The role of microorganisms in coral bleaching. *The ISME Journal.* 1-8.

Rosenberg, G. 2005. Malacog 4.0: A database of Western Atlantic marine Mollusca. [www.database (versión 4.0.2)] URL <http://data.acnatsci.org/wasp>.

Salazar-Vallejo, 2002. Huracanes y Biodiversidad Costera Tropical. *Rev. Biol. Trop.* 50(2):415-428.

Salazar-Vallejo, S. I., González, N. E. y E. Schwindt. 2008. Taxonomía de invertebrados marinos: necesidades en Latinoamérica. *Interciencia.* 37(7): 510-517.

Sammarco, P. W. 1982. Echinoid grazing as a structuring force in coral communities: whole reef manipulations. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 61:31-55.

Santander-Botello, L. C. y E. Propin-Frejomil. 2009. Impacto ambiental del turismo de buceo en arrecifes de coral. *Cuadernos de Turismo.* 24:207-227.

Sevilla-H. M. L. 1998. Datos Acerca de los Micromoluscos del Arrecife Isla Lobos, Veracruz, México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Méx.* 44: 45-56.

Sevilla-Hernández, M. L., E. Hidalgo y A. Bolívar de Carranza. 1983. Distribución de Algunos Moluscos de la Superfamilia Rissoacea (Clase Gastropoda) en Sedimentos del Arrecife Isla Lobos, Veracruz, México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Mex.* 27:39-53.

StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

Sunday, J. M., Crim R. N., Harley, C. D. G. y M. W. Hart. 2011. Quantifying rates of evolutionary adaptation in response to ocean acidification. *Plos One* 6(8):e22881.

Sussman, M., Loya, Y. Fine, M. y E. Rosenberg. 2003. The marine fireworm *Hermodice carunculata* is a winter reservoir and spring-summer vector for the coral-bleaching pathogen *Vibrio shiloi*. *Environmental Microbiology*, 5(4): 250-255.

Sutherland, K. P., Shaban, S., Joyner, J. L., Porter, J. W. y E. K. Lipp. 2011. Human pathogen shown to cause disease in the threatened eklhom coral *Acropora palmate*. *Plos One*, 6(8):23468.

Taylor, M. S. y L. Akins. 2007. Two new species of *Elacatinus* (Teleostei: Gobiidae) from the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *Zootaxa* 1425: 45-51.

Ten-Hove, H. A. y E. K. Kupriyanova. 2009. Taxonomy of Serpulidae (Annelida, Polychaeta): the state of affairs. *Zootaxa* 2036: 1-126.

Terán-Basilio, E. y C. I. Macías-Juárez. 2005. Variación Temporal de las Comunidades de Peces Asociados a los Pastos Marinos del arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de Licenciatura, Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Tuxpan, Veracruz, México.

Trinidad, M. S. C. 2004. Ictiofauna asociada a la zona de pastos marinos del arrecife Lobos, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Tuxpan, Veracruz, México. 42p.

Tunnell Jr., J. W., Chávez, E. A. y K. Withers. 2007. Coral Reefs of the Southern Gulf of the México. Texas A&M University Press. College Station. 194 p.

Tunnell, J. W., Jr., Barrera, N., Beaver, C. R., Davison, J., Gourley, J. E., Moretzshon, F., Nañez-James, S., Pearce, J. J. y M. E. Vega. 2007. Checklist of the Biota Associated with Southern Gulf of Mexico Coral Reefs and Coral Reef Islands. GulfBase (online database at www.gulfbase.org). Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Texas A&M University – Corpus Christi. Corpus Christi, Texas.

Valdivia A., A. y E. de la Guardia L. 2004. Variación espacial y temporal de la comunidad de algas en el arrecife costero de Boca de Canasi, La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2): 128-181.

Veech, J. A. y T. O. Crist. 2010. Toward a unified view of diversity partitioning. *Ecology* 91: 1988-1992.

Veron, J. 2000. Corals of the World. Australian Institute of Marine Science, PMB3, Townsville MC, Qld 4810. Australia tomo I. 463 p.

Vicencio-de la Cruz, F. y C. González-Gándara. 2006. Lista actualizada de los gasterópodos de la planicie del arrecife Lobos, Veracruz, México. Revista Científica, UDO Agrícola 6(1):128-137.

Westinga, E y P. C. Hoetjes. 1981. The intrasponge fauna of *Spherospongia vesparia* (Porifera, Demospongiae) at Curacao and Bonaire. Marine Biology. 62:130-150.

Westmacott, S., Teleki, K., Wells, S. and J. M. West. 2000. Manejo de arrecifes de coral blanqueados o severamente dañados. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. vii + 36 pp.

Whithers, K. y J. W. Tunnel jr. 2007. Biodiversidad de los arrecifes. Cap. 6. Pp. 101-128. En: Tunnell Jr. J. W., E. A. Chávez y K. Withers (Ed.). Arrecifes coralinos del Sur del Golfo de México. Texas A&M University Press College Station. 194 p.

Wild, C., Hoegh-Guldberg, O., Naumann, M. S., Colombo-Pallotta, M. F., Ateweberhan, M., Fitt, W. K., Iglesias-Prieto, R., Palmer, C., Bythell, J. C., Ortiz, J. C., Loya, Y. y R. van Woesik. 2011. Climate change impedes scleractinian coral as primary reef ecosystem engineers. Marine and Freshwater Research, 62: 205-215.

Wilkinson, C. 2008. Status of the Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and reef and rainforest. Research Centre. Townville, Australia.

Williams, D. E. y M. W. Miller. 2005. Coral disease outbreak: pattern, prevalence and transmission in *Acropora cervicornis*. Marine Ecology Progress Series. 301:110-128.

Winfield, I., Ortiz, M. y S. Cházaro-Olvera. 2009. Especie nueva de anfípodo comensal (Amphipoda: Gammaridea: Leucothoidae) del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, SO del golfo de México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 80: 315-320.

Winfield, I. y M. Ortiz. 2010. Colomastigids (Amphipoda: Gammaridea: Colomastigidae) from the Veracruz Coral Reef System SW Gulf of Mexico, with a description of two new species associated with sponges. Scientia Marina. 74(4): 773-782.

Zaragoza-Villela, E. 2008. Los peces del arrecife Medio, Veracruz. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Tuxpan, Veracruz, México.

XII. ANEXO

Cuadro 12. Coordenadas geográficas de los sitios de muestreo en el arrecife Lobos, Veracruz. Sitios: EP: este de la planicie; SESP: sureste de la planicie; SP: sur de la planicie; SOEP: suroeste de la planicie; NOESP: noroeste de la planicie; NP: norte de la planicie; NESP: noreste de la planicie; STOES: sotavento oeste; STNOES: sotavento noroeste; STN: sotavento norte; STS: sotavento sur; BS: barlovento sur; BSEST: barlovento sureste; BEST: barlovento este; BNEST: barlovento noreste.

Sitios	Coordenadas geográficas					
	Latitud			Longitud		
EP	21	28	23	-97	-13	-28.7
SESP	21	28	8.9	-97	-13	-49.5
SP	21	27	58	-97	-13	-35.6
SOESP	21	28	4.8	-97	-13	-21.3
NOESP	21	28	49	-97	-13	-33.9
NP	21	28	49	-97	-13	-27.3
NESP	21	28	53	-97	-13	-23.4
STOES	21	28	27	-97	-13	-44.0
STNOES	21	28	48	-97	-13	-39.7
SNT	21	29	14	-97	-13	-42.2
STSOES	21	28	1.1	-97	-13	-50.8
SB	21	27	46	-97	-13	-30.1
BSEST	21	27	57	-97	-13	-12.2
BEST	21	28	24	-97	-13	-3.8
BNEST	21	28	50	-97	-13	-12.8