



ESTUDIO DE LA MACROFAUNA  
BENTÓNICA DE LA LAGUNA ARRECIFAL  
DE ISLA SACRIFICIOS, VERACRUZ.

T E S I S

que para obtener el grado académico de

MAESTRA EN CIENCIAS  
(BIOLOGIA MARINA)

p r e s e n t a

NAYELI DEL CARMEN DOMÍNGUEZ CASTANEDO

Director de Tesis: Dra. VIVIANNE SOLÍS WEISS

Comité Tutorial: Dr. Luis Arturo Soto González  
Dr. Francisco Alonso Solís Marin  
Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet  
Dr. Alejandro Granados Barba

México, D.F. 2007



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

*A mi esposo Ric*

*Te dedico este trabajo como la culminación de una etapa decisiva en mi vida, ya que representa todos los momentos que he pasado contigo, que me has apoyado, impulsado a seguir cuando ya no me quedaban fuerzas, cada vez que me animaste y me diste confianza en mis capacidades y valor para enfrentarme a la vida. Por ser mi compañero y amigo incondicional, por ser quien me hace sentir cuerda y loca a la vez, por ser parte de mi vida. Desde ahora " voy caminando esta playa para siempre, entre la arena y la espuma, la marea borrará las huellas y el viento esparcirá la espuma, pero el mar y la playa continuarán siempre" G. J. G.*

*No deseo nada, no espero nada, no temo nada y en consecuencia soy libre.  
Lo que nos escalviza durante la vida son nuestro deseos, nuestras esperanzas, nuestros miedos.*

*Nawal al-Sa'dawi*

## Agradecimientos

Al comité tutorial:

A la Dra. Vivianne Solís Weiss, responsable del Lab. Ecología y Biodiversidad de Invertebrados Marinos, del ICMYL, UNAM y directora de esta tesis, por sus acertados comentarios y apoyo tan importantes en este proceso de formación profesional y personal.

Al Dr. Alejandro Granados Barba, aunque lejos no deja de ser parte importante de los proyectos que emprendemos, quien siempre está dispuesto a apoyarnos con sus consejos y experiencia. Al fungir como tutor del presente trabajo me enseñó a cuestionar, pensar y tomar decisiones más acertadamente.

Al Dr. Luis Arturo Soto González por su apoyo durante el posgrado y durante la realización de la tesis. Sus comentarios aportaron nuevas ideas y enfoques para la realización de la tesis.

Al Dr. Francisco A. Solís Marín por acceder a ser parte de mis tutores, por su entusiasmo, puntualidad y calidad para hacer las cosas.

Al Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet por aceptar ser parte de este trabajo.

Al Dr. Pablo Hernández Alcántara por su paciencia para resolver tantas dudas y por su apoyo y sugerencias durante la realización tanto del trabajo de laboratorio como en el análisis de los datos.

A mis padres, hermanos y abuelos por creer en mí, impulsarme siempre a seguir adelante, por brindarme su cariño y comprensión. Por estar presentes en cada etapa importante de mi vida y enorgullecerse de ello.

A la M. en C. Margarita Hermoso Salazar y a Karina Arvizu Coyotzin por su amistad y colaboración con la identificación de los crustáceos.

Al Biól. Ricardo Rojas López, por todo , porque sin ti no habría tesis, por tu ayuda con el surfer y corel , tantos consejos y horas que me has dedicado, así como tus esfuerzos para la finalización de este trabajo.

Al Biol. Víctor Ochoa Rivera por su ayuda con los síldos, por su confianza y apoyo que me han ayudado a superarme en muchos aspectos y me ha dado seguridad para lograr lo que me propongo. Por tu amistad.

A mis compañeros del laboratorio y amigos con quienes paso todos los días y con quienes he vivido momentos increíbles: Agri, Arturito, Diana, Virus, Juan, Rosa, Ángel, Karina, Viky, Saris. Quienes siempre están dispuestos a ayudar y ofrecer su amistad: Chucho, Maru, Carmen, Alex.

A todos los integrantes del Laboratorio de Zoología de la Universidad Autónoma de Madrid por todo el apoyo y hospitalidad brindados durante mi estancia:

Al Dr. Guillermo San Martín por su ayuda con la identificación de los síldos, por permitirme pasar momentos agradables y obtener nuevas experiencias y conocimientos en su laboratorio.

Al Dr. Ángel Luque por su ayuda con la identificación de los moluscos y consejos para la realización de la tesis.

A Patricia Lattig y Jesús por su gran apoyo y amistad; Maite, Eduardo y Yolanda.

Al Dr. Ángel Borja por permitirme realizar una estancia en AZTI, enseñarme a utilizar el índice AMBI, su gran paciencia, disposición para ayudar en todo momento y por compartir tan abiertamente sus conocimientos. Por sus acertados comentarios que fueron de mucha utilidad para la finalización de este escrito.

A todos mis amigos de AZTI por los momentos tan increíbles que pasamos y por todo su apoyo brindado en la realización de esta tesis.

A Ignacio Palomar y Rocío Tafoya por su gran disposición y apoyo con todo lo referente a las computadoras, archivos y en especial por la impresión de la tesis.

Durante las salidas de campo se tuvo el apoyo logístico del Acuario de Veracruz A.C., de la Sria de Marina, tercera zona naval y del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), por lo cual estamos agradecidos. De manera particular al Ing. Manuel Manuel Rodríguez G. y al Biól. Miguel Roman V. del acuario, al Capitán Jorge Juárez Sarvide de la tercera zona y a la Biól. Elvira Carvajal H. del PNSAV, sin los cuales hubiera sido imposible la realización de este estudio.

Al CONACYT por brindarme una beca durante la realización de los estudios de posgrado, así como a la DGEP por su beca complemento.

Al Centro de Ecología y Pesquerías de la Universidad Veracruzana, al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología y al Instituto de Biología por el apoyo para los proyectos "*Análisis de la Estructura Espacial, Biodiversidad y Abundancia de la Comunidad de Pastos Marinos en los Arrecifes Isla Sacrificios, Isla de Enmedio, Arrecife Hornos e Isla Verde del Sistema Arrecifal Veracruzano*" y "*Estructura y Composición de la Macrofauna Bentónica de la Plataforma Insular de Isla Sacrificios, Veracruz*". en especial a Pedro Ramírez G., coordinador del proyecto.

A Julio Diaz Valenzuela, Virginia Andrade Zavala, Alejandra Gordillo y Alfredo Pérez Nava por su ayuda en el muestreo y separación de los organismos.

A la tienda de buceo Puerto Buceo y a Luis Trejo por el material para los muestreos.

Al Laboratorio de Geoquímica Acuática y a Sergio Castillo por la realización de los análisis de los nutrientes.

## Índice

1. Introducción	2
2. Antecedentes	5
3. Objetivos	7
4. Descripción del área de estudio	8
5. Materiales y método	10
5.1. Trabajo de campo	10
5.2. Análisis de los datos	12
6. Resultados y Discusión	17
6.1. Caracterización ambiental	17
6.2. Estructura comunitaria	30
6.2.1. Composición faunística	30
6.2.2. Densidad	31
6.2.3. Riqueza específica	32
6.2.4. Dominancia	34
6.2.5. Diversidad y equidad	41
6.3. Análisis multivariados	43
6.4. AMBI	46
7. Conclusiones	50
8. Literatura citada	52
9. Anexos	75

## RESUMEN

Se estudió la macrofauna bentónica de la laguna del Arrecife Sacrificios en 4 transectos radiales a la isla. El total de organismos fue de 2, 211. Dominaron los anélidos (82%). Se registraron 123 especies, 15 potencialmente nuevas para la ciencia. *Mediomastus californiensis*, *Syllis botosaneanui*, *Proscoloplos* sp. 1, *Spio pettiboneae* y *Paramphinome jeffreysii* fueron dominantes. Se notó una distribución diferencial especies, dándose una regionalización faunística (sotavento, barlovento y norte). Los parámetros ambientales variaron homogéneamente y no presentaron relación con la densidad de la macrofauna. Hubo un reemplazo de especies en los diferentes ambientes y zonas muestreadas. La zona de barlovento tuvo más riqueza específica y diversidad. Se asignación las especies a los grupos ecológicos, según sus estrategias alimenticias y tolerancia al estrés ambiental y se calculó Índice Marino de AZTI (AMBI). Mediante el AMBI se obtuvo que la laguna del Arrecife Sacrificios presentó un estado ecológico no perturbado a ligeramente perturbado. Debido a la circulación de la zona y desarrollo de las praderas de pastos marinos al noreste del arrecife aumentan las especies tolerantes a la materia orgánica y se obtienen valores más elevados del índice. Este trabajo constituye la primera aplicación del AMBI en México y funge como base para llevar a cabo un seguimiento de la calidad del bentos en la región del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

## 1. Introducción

La zona del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) destaca por su valor histórico, cultural y arqueológico, debido a los pecios que yacen en sus aguas, restos arqueológicos, entierros y basamentos piramidales pertenecientes a la cultura totonaca encontrados en la zona (Bratu, 2000). Dentro del SAV se encuentra el Puerto de Veracruz, el cual ha sido relevante a lo largo de la historia de México, desde antes de la conquista, y durante la misma, ya que representó un punto de gran importancia como puerto de arribo y aprovisionamiento de Hernán Cortés (Prescott, 1886; Pasquel, 1956). En la actualidad Veracruz constituye el principal puerto para el manejo de carga en contenedores como: equipo, aparatos eléctricos y electrónicos y maquinaria entre otros (Cervantes, 1994; De Lara *et al.*, 1995).

Aunados al valor histórico y comercial del SAV, se encuentran la gran riqueza biológica presente en sus 23 arrecifes y zonas aledañas, además del turismo creciente por las atracciones arqueológicas, históricas, culturales y biológicas presentes (D.O.F. 1992).

El desarrollo del puerto y el crecimiento de la población de la ciudad constituyen un mayor aporte de aguas residuales y residuos sólidos vertidos por los ríos hacia el SAV.

Por ello, en el decreto de agosto de 1992, el SAV fue denominado como área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, cuya extensión es de 52,238 ha (D.O.F., 1992). Además, se consolidó el programa de conservación, manejo y administración del Sistema de Áreas Naturales Protegidas.

En 1994 se publicó un decreto con reformas a la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, acorde con el Plan Nacional de Desarrollo 1995-2000 (D.O.F., 1994). Basado en este decreto, se publicó un acuerdo aplicable a aquellas Áreas Naturales Protegidas (ANPs) con condiciones adecuadas de biodiversidad, endemidad, singularidad, extensión y grado de conservación que debían ser recategorizadas con el tipo apropiado de acuerdo a su vocación natural e importancia ecológica. Esto, con el fin de mantener y desarrollar capacidades de infraestructura institucional, humana y física para su manejo y operación. De este modo, el SAV se denominó Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) (D.O.F.:, 1994).

La Isla de Sacrificios representa un punto muy importante a estudiar en el (PNSAV). Ésta constituye un sitio turístico, con atracciones naturales y arqueológicas y se encuentra cerca del puerto de Veracruz (2.4 km). Esta Isla, se encuentra sujeta a un estrés natural producto de la temporalidad propia de la región, con grandes descargas de aguas fluviolagunares en el verano e intensos



vientos ("Nortes") en el invierno, que se suma al estrés antrópico relacionado por su cercanía con la zona conurbada Veracruz-Boca del Río y la presencia de un puerto de altura (Jiménez-Hernández, 2006).

Debido a ello, el acceso a la misma fue restringido al público por más de dos décadas causado por el deterioro ambiental provocado por las actividades económicas, turísticas y recreativas.

Sin embargo, se ha descuidado su importancia como un sitio que presenta una gran variedad de flora y fauna marina, aún desconocida para la ciencia, lo cual resalta en la escasez de trabajos realizados en la zona en las últimas décadas. Los estudios realizados se han enfocado principalmente en los arrecifes de coral y fauna asociada (ver Jiménez Hernández, 2006). Esto conlleva un desconocimiento del estado ambiental presente en la región, complicando el poder determinar qué efecto tiene la influencia de las actividades antropogénicas actualmente, y cuál será su impacto a corto, mediano y largo plazo.

Dentro de este vacío de información se encuentran las comunidades de la macrofauna bentónica presentes en sus litorales y zonas arrecifales.

Los organismos del bentos, principalmente el grupo de los poliquetos, modifican el entorno que ocupan formando tubos que modifican la textura superficial del sustrato duro contribuyendo a la bioerosión en los arrecifes coralinos (Vivien y Peirot-Clausade, 1974; Taylor, 1976; Soares-Gomes *et al.*, 2002). En los sustratos blandos se alimentan del sedimento o forman galerías, propiciando el cambio de las condiciones ambientales del mismo como la incorporación, depósito y remineralización de la materia orgánica y nutrimentos, así como la oxigenación mediante el recambio de agua (Rhoads, 1974; Knox, 1977; Mackie y Graham; 1996; Hutchings, 1998; Soares-Gomes *et al.*, 2002).

La importancia de estas comunidades radica en su utilidad al evaluar su estructura comunitaria, debido a que ésta es un buen indicador de las condiciones ambientales circundantes (Klopfer, 1959; Vernberg y Vernberg, 1978; Grall y Glémarec, 1997; Soares-Gomes *et al.*, 2002). Su relativa o total inmovilidad les impide utilizar estrategias de escape si las condiciones ambientales se modifican (Grall y Glémarec, 1997; Borja *et al.*, 2000), como es el caso de las perturbaciones naturales (p.ej. los "nortes"), contaminación u otro impacto ambiental.

Estos organismos sésiles o con poca movilidad, están sujetos a la acumulación sinérgica de cualquier tipo de descarga, de tal modo que reaccionan a la suma de ellos, convirtiéndose así en mejores indicadores del medio de lo que pudiera revelar un análisis químico (Gray *et al.*, 1992; Reice y Wohlenberg, 1993).

Las comunidades de la macrofauna bentónica presentan diferentes patrones de abundancia, diversidad y riqueza de especies de acuerdo con las condiciones del ambiente en que se encuentran y éstas se modifican de forma medible ante la presencia de perturbaciones (Pearson y Rosenberg, 1978).

La macrofauna bentónica de cualquier sitio representa pues el historial reciente del ambiente en que se encuentra, y por eso constituye una herramienta fundamental en investigaciones como la presente.

Sin embargo, es necesario evaluar las metodologías para los ambientes tropicales, debido a que a lo largo del tiempo diversos procedimientos se han propuesto y aplicado a la ecología y análisis de comunidades bentónicas en estudios de impacto ambiental, pero únicamente en zonas templadas (McManus y Pauly, 1990; Warwick y Clarke, 1991; 1993; 1994; Hernández- Arana, 1995; Karakassis, 1995; Granados-Barba, 2001). A pesar de la importancia de las especies de la macrofauna en estudios de evaluación ambiental, no se ha generalizado su aceptación como herramientas biomonitoras, por lo que se tiende a trabajar con los cambios estructurales de los grupos, especialmente de los anélidos poliquetos (Granados-Barba, 2001).

Por lo anterior, el presente estudio contribuirá al conocimiento de las comunidades de la macrofauna bentónica que habitan la laguna arrecifal de Isla Sacrificios, comprendiendo aspectos importantes de la estructura comunitaria de la misma.

Posteriormente podrá llevarse a cabo un seguimiento de estas comunidades a través del tiempo, así como evaluar los efectos de la intervención antropogénica ante la posible reapertura de la Isla al público.

## 2. Antecedentes

El PNSAV es una región poco estudiada en general, siendo aquellos arrecifes ubicados cerca de la costa los más estudiados (Jiménez-Hernández, 2006). Pocos son los trabajos relacionados con la macrofauna bentónica en Isla Sacrificios y menos aún los que involucran a la macrofauna asociada a sustratos blandos.

Horta-Puga (1982) realizó un estudio descriptivo de las especies de poliquetos bentónicos de Isla Verde. La mayoría de las especies se encontraron en sustrato coralino, seguido del sustrato arenoso, mientras que el menor número de especies se recolectó entre la fanerógama marina *Thalassia testudinum*. Las familias Syllidae y Eunicidae fueron las más abundantes.

Por su parte, Hermoso-Salazar y Martínez-Guzmán (1991) estudiaron la abundancia y diversidad de crustáceos decápodos presentes en cinco arrecifes (tres de ellos, Hornos, Sacrificios y Enmedio, en el PNSAV). Encontraron que la abundancia y diversidad de los organismos se relacionan directamente con la diversidad de los ambientes muestreados.

Sánchez-Domínguez (1993) estudió la estructura de las comunidades de los equinodermos de Isla de Enmedio. Registró 16 especies en los cuatro transectos muestreados. En el transecto norte de la Isla se obtuvo el valor más alto de riqueza específica y diversidad, atribuida a la heterogeneidad de hábitats presente. Determinó que la distribución de las especies se da por la asociación de éstas con el sustrato. Comparó el número de especies registrado en su estudio con trabajos previos, donde se observó una disminución en la abundancia de los mismos, posiblemente debido a la influencia antropogénica en la zona.

García-Cubas *et al.*, (1994) realizaron una guía de campo sobre los moluscos arrecifales del PNSAV.

Granados-Barba *et al.* (2003) estudiaron la estructura de los poliquetos de la familia Syllidae distribuidos en sustratos duros y blandos de la región del Golfo de México y Mar Caribe mexicano, incluyeron zonas arrecifales de Cozumel, del Banco de Campeche y de Veracruz, incluyendo la Anegada de Adentro y la Anegada de Afuera del PNSAV. En sustratos duros observaron que la mayor densidad y diversidad se registró en las zonas arrecifales de Veracruz. En sustratos blandos, encuentran que la mayor riqueza de especies y diversidad, en los sustratos blandos, se registró en el Banco de Campeche (sedimentos carbonatados), mientras que la Sonda de Campeche (sedimentos terrígenos) se caracteriza por una escasa presencia de sílidos.

Entre los trabajos realizados en el Arrecife Sacrificios se encuentran los de Domínguez (1976) quien estudió al grupo de los hidroides en esta Isla y de Quintana y Molina (1991) quienes describen la macrofauna representante de varios arrecifes de Veracruz, entre ellos Sacrificios, en los diferentes niveles fisiográficos (zona intermareal, laguna arrecifal, barrera, talud, plataforma arenosa profunda e Isla). Describieron comunidades características de cada nivel.

En otras regiones templadas, principalmente en aguas europeas bajo la Directiva Europea de Aguas, (Borja *et al.*, 2003; 2004 a, b) han incrementado los esfuerzos por desarrollar herramientas para determinar el estado de perturbación del ambiente bentónico. Entre estos esfuerzos se desarrollo el Índice Biótico Marino de AZTI (AMBI) el cual, ha sido probado con éxito en diferentes áreas geográficas:

En el Océano Atlántico (Bazairi, 2003; Borja *et al.*, 2000; 2003a, b; Muxika *et al.*, 2003; 2005; Salas *et al.*, 2004).

En el Mar Báltico (Muxika *et al.*, 2005).

En el Mar Mediterráneo (Casselli *et al.*, 2003; Borja *et al.*, 2003a; Forni y Occhipinti Ambrogi, 2003; Solís Weiss *et al.*, 2004; Muxika *et al.*, 2005).

En el Mar del Norte (Bonne *et al.*, 2003; Borja *et al.*, 2003a; Muxika *et al.*, 2005).

Muniz *et al.* (2005) aplicaron el AMBI en una zona tropical (Uruguay y Brasil). Observaron que el AMBI puede usarse satisfactoriamente, sin embargo, en algunos casos éste presentó respuestas diferentes a los análisis multivariados, principalmente en aquellas localidades con baja riqueza específica. Además, por medio del AMBI pudieron diferenciar las localidades en que la estructura de la comunidad estaba determinada por factores naturales de aquellas determinadas por factores antropogénicos.



### 3. Objetivos

#### 3.1. General

Analizar la estructura comunitaria de la macrofauna bentónica asociada a los sustratos blandos de la laguna del Arrecife Sacrificios, Veracruz.

#### 3.2. Particulares

Caracterizar el ambiente bentónico de la laguna del Arrecife Sacrificios.

Identificar la macrofauna bentónica recolectada hasta el nivel taxonómico de especie y elaborar un inventario faunístico.

Determinar la estructura comunitaria de la macrofauna bentónica en términos de la densidad, riqueza específica, dominancia y diversidad, analizando su variación espacial dentro de la laguna del Arrecife Sacrificios.

Analizar la calidad ecológica bentónica de la laguna del Arrecife Sacrificios mediante el AMBI (AZTI's Marine Biotic Index).

#### 4. Descripción del área de estudio

El PNSAV se localiza en la porción central del Estado de Veracruz, entre los 19°00'00" y 19°16'00" N y los 95° 45'00" y 96°12'00" W (D.O.F., 1992); está ubicado frente al Puerto de Veracruz y de la población de Antón Lizardo. Su extensión es de 52,238 Ha.

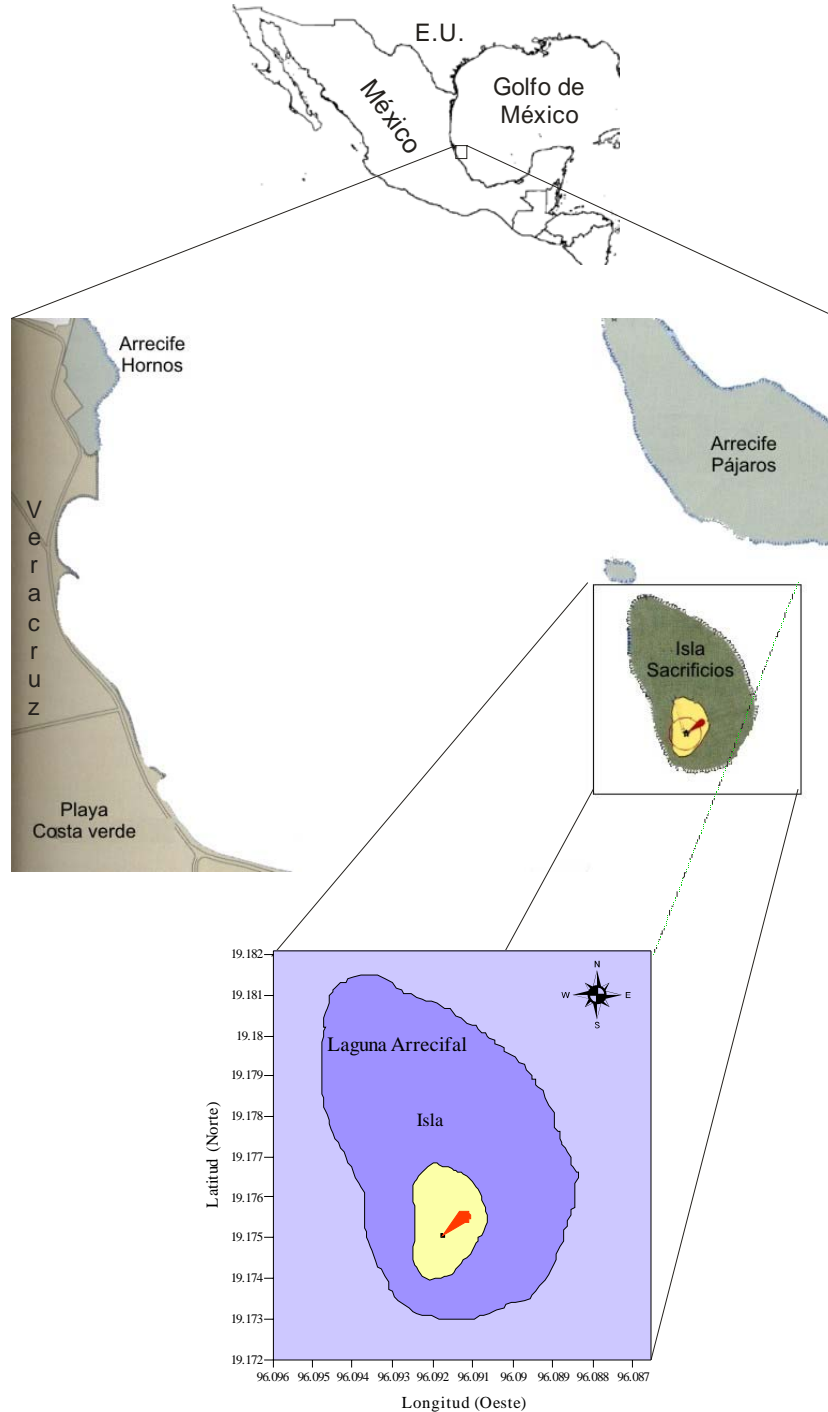


Fig. 1 Mapa de ubicación de la zona de estudio.

Presenta un clima predominante de tipo A(w2) cálido subhúmedo con temperatura media anual superior a 22°C y temperatura del mes más frío superior a 18°C. La precipitación en el mes más seco está entre 0 y 60 mm. Presenta lluvias en verano con índice de P/T superior a 55.3 (INEGI, 2002).

A lo largo del año, al igual que en el sur del Golfo de México, se observan tres temporadas principales: secas (marzo a mayo-junio), lluvias (junio-julio a septiembre-octubre) y nortes (octubre-noviembre a febrero) (Yáñez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1983).

Los vientos influyen en la circulación prevaleciente, produciendo una circulación dominante del sureste durante abril-mayo a septiembre-octubre con temperaturas entre los 28.5 y 28.7°C. Durante los meses de noviembre a abril se dan fuertes corrientes de norte a sur asociadas a los fenómenos conocidos como "Nortes". Las concentraciones de salinidad promedio son de 33.6 ups, desde valores inferiores a 31.5 ups y superiores a 34.5 con o sin influencia pluvial (Vázquez de la Cerda, 1983; Sánchez Juárez y Aldeco Ramírez, 1995).

El PNSAV está integrado por 23 arrecifes marginales y arrecifes de plataforma dispuestos en dos grupos situados uno frente a la Ciudad de Veracruz y otro frente a la Punta Antón Lizardo (D.O.F.1992). En esta zona desembocan los ríos La Antigua, al norte; el Jamapa al centro y el Papaloapan al sur.

El PNSAV, como todo sistema arrecifal, es altamente productivo y complejo; sin embargo, en áreas pobladas está sujeto al impacto antrópico local, además del originado a distancia y aportado por las descargas de los ríos (Hernández-Téllez *et al.*, 1993).

Las comunidades de corales alcanzan un mayor desarrollo en aquellos arrecifes situados a mayor distancia de la costa (Lara *et al.*, 1992). La presencia de material sedimentario de origen terrígeno en el interior de todos los arrecifes del PNSAV, incluso de los más alejados de la costa, sugiere que todos ellos están influenciados por los sedimentos y nutrientes aportados por dichos ríos (Krutak, 1997).

La vegetación marina de los arrecifes del PNSAV está formada por distintas especies de macroalgas, así como por praderas de cuatro especies de fanerógamas marinas: *Halophila descipiens*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*, la cual destaca como especie dominante en las lagunas interiores de varios de los arrecifes (Lot-Helgueras, 1971; Marbà *et al.*, 1994).

El Arrecife Sacrificios está situado entre los 19°10'26" N y 96°05'32" W, a 2.4 km de la costa (Fig. 1). La forma del arrecife es elipsoidal con su eje mayor orientado en la dirección NO-SE y en su interior presenta una laguna y una Isla. La longitud



máxima de la Isla Sacrificios es de 351 m y su anchura máxima de 197 m; emerge en la parte sur de un arrecife de 750 m de largo y 450 m de ancho en su parte central (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993; Vargas-Hernández *et al.*, 1993).

Como ocurre en la mayoría de las Islas del PNSAV, existe una zonación general desde la línea de playa hacia fuera, donde se presentan cuatro zonas principales: 1) una zona con arena, la cual presenta rocas de coral muerto, 2) una segunda zona con pastos marinos (principalmente *Thalassia testudinum*, 3) una con arena y 4) una zona compuesta por coral (Horta-Puga, 1982; Quintana y Molina, 1991; Ibarra-Obando y Ríos, 1993).

## 5. Materiales y método

### 5.1. Trabajo de campo

El material se recolectó en el marco del proyecto interinstitucional "*Análisis de la estructura espacial, biodiversidad y abundancia de la comunidad de pastos marinos en los arrecifes Isla Sacrificios, Isla de Enmedio y Hornos del Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV)*", en su campaña SAV-1 que tuvo lugar del 3 al 13 de junio de 2004. Este proyecto contó con la colaboración del Instituto de Biología y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM y el Centro de Ecología y Pesquerías de la Universidad Veracruzana. El mismo estuvo a cargo del Dr. Pedro Ramírez.

Los parámetros ambientales se tomaron en 15 estaciones ubicadas en cinco transectos (A, B, C, D y E) en arreglo radial, dentro de la laguna del Arrecife Sacrificios (Fig. 2). Dichas estaciones se ubicaron con un GPS.

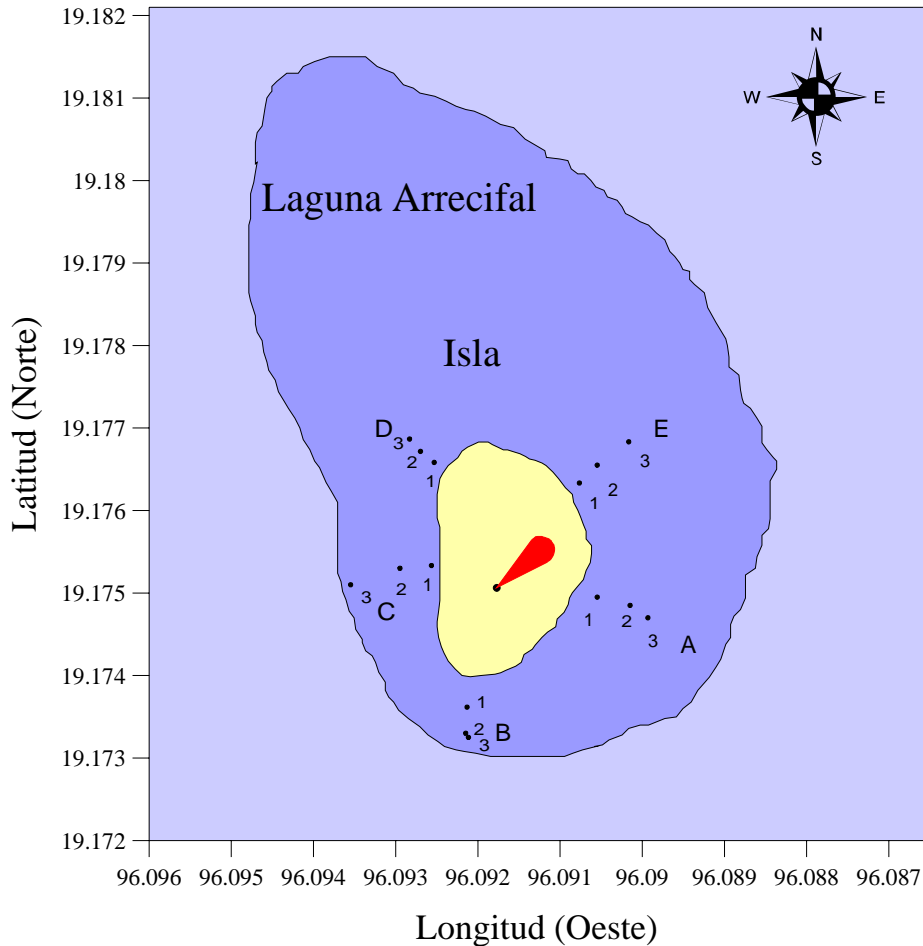


Fig.2 Ubicación de las 15 estaciones de muestreo en la laguna del Arrecife Sacrificios.

En cada estación, se midió la profundidad con un profundímetro, la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) y el oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) con un oxímetro *CONSORT C-535* y la salinidad mediante un refractómetro *ATAGO A-366 ATC*. Adicionalmente, se tomaron muestras de sedimento (Sommerfeld y Clarke, 1997), utilizando una pala y colocándolas en bolsas de plástico etiquetadas para el análisis sedimentológico. Asimismo, con una jeringa, se tomaron muestras de agua de fondo para medir su concentración de nutrientes; éstas se filtraron a través de una doble membrana de celulosa de  $0.45 \mu\text{m}$  y  $0.22 \mu\text{m}$  para eliminar la materia orgánica en suspensión, así como posibles bacterias que estuvieran presentes. Para inhibir la actividad de los organismos se agregó cloroformo como conservador, y finalmente se refrigeraron hasta su análisis.

En el laboratorio de geoquímica acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, se analizaron las muestras de nutrientes mediante un auto-analizador de flujo segmentado Skalar *San Plus System*, que cuenta con canales para la determinación simultánea de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ . La determinación de nitrógeno amoniacal se realizó con base en la técnica descrita por Solórzano (1969); los nitratos se determinaron mediante su reducción a nitritos empleando

el método modificado de Treguer y Le Corre (1974), usando como agente reductor una columna empacada de limaduras de cadmio recubiertas con cobre, acondicionada con cloruro de amonio. La determinación de fosfatos se realizó como lo describen Strickland y Parsons (1972), fundamentado en la formación del ácido 12-molibdofosfórico y su posterior reducción a fosfomolibdeno azul con ácido ascórbico, sustituyendo la acción catalítica del antimonio por calentamiento a 70°C.

Adicionalmente, durante tres días se colocó una sonda Hydrolab durante 6 h, midiendo oxígeno disuelto, salinidad y temperatura del agua. De este modo se obtuvo la variación de los parámetros a lo largo del día y durante el muestreo.

El material biológico sólo se recolectó en 12 estaciones (cuatro de los cinco transectos: A, C, D y E de la Figura 2). En el transecto B no se obtuvo muestra debido a que es una zona de alta energía que presenta sedimento muy grueso (gravas y guijarros).

Para la obtención de las muestras de la macrofauna bentónica se utilizó un dispositivo de succión subacuático conectado a un tanque de buceo autónomo según el modelo propuesto por Knudsen (1927 en Eleftheriou y Holme, 1984) y modificado por Ibarzabal (1987). Este método ha sido usado, entre otros, por Borzone *et al.*, 1990, Bone, 1991 y Bone y San Martín, 2001.

El muestreador succiona sobre un área de 0.88 m<sup>2</sup> y un volumen de 13. 22 dm<sup>3</sup>, filtrando el sedimento a través de un tamiz con malla de 0.5 mm para retener la macrofauna.

Las muestras se colocaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas y fueron fijadas con una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio, las muestras fueron lavadas para eliminar el exceso de formol. Se separaron a un nivel de taxones mayores, identificándose al microscopio hasta el nivel de especie con ayuda de claves especializadas. Los ejemplares fueron colocados en alcohol al 70% para su preservación.

## 5.2. Análisis de los datos

A partir de los datos obtenidos en el muestreo, y de los datos tomados de la literatura (Hernández-Tellez *et al.*, 1993; Legaria 2002) y otros muestreos, se realizó la integración de datos ambientales para determinar la variación de los mismos a lo largo del año, y así establecer la caracterización ambiental de la Isla. Los datos se organizaron en tablas y se realizaron los cálculos de estadística básica para los parámetros analizados. Solo se contó con datos de temperatura y oxígeno disuelto en la literatura consultada para analizar las variaciones anuales de los mismos; para el resto de los parámetros ambientales se trabajó con los datos medidos en este estudio.

Asimismo, se realizaron gráficas de la variación de los mismos a lo largo del año y gráficas específicas para el mes de junio de 2004, en el cual se llevó a cabo el muestreo del presente trabajo. La distribución de cada parámetro se representó mediante mapas utilizando Surfer v.8.02 (Golden Software, 2002).

Para la macrofauna, se elaboraron matrices de abundancia de los organismos identificados, las cuales se transformaron a densidades ( $\text{ind. dm}^{-3}$ ).

El análisis de la relación entre la composición de la comunidad y la distribución de la abundancia entre las especies, se calculó por medio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963) con el programa Primer, v.5.0 (Clarke y Gorley, 2001) utilizando la expresión matemática:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

donde  $H'$  = índice de Shannon-Wiener

$p_i$  = proporción de la abundancia de la especie  $i$  ( $n_i/N$ ),

$S$  = número total de especies,

$n_i$  = abundancia de la especie  $i$ ,

$N$  = abundancia total =  $\sum_{i=1}^S n_i$

A partir de este índice se calculó la equidad  $J' = H' / H_{\text{máx}}$ .

Se evaluó la diversidad máxima  $H_{\text{máx}} = \log_2 S$ , la cual se obtiene en condiciones de máxima equidad (Pielou, 1969, 1975), realizándose gráficas de la diversidad contra la riqueza específica y contra la equidad.

La dominancia se calculó utilizando el Coeficiente Simple de Dominancia (CSD) (Brower y Zar, 1977; Krebs, 1985), que considera como especie dominante a aquella que tiene el mayor valor de densidad relativa, como resultado de calcular el cociente del total de cada una de las familias o especies con respecto al total de la matriz de datos (Brower y Zar, 1977; Krebs, 1994). Asimismo, se obtuvieron las dominancias para toda la zona de estudio de acuerdo con el Índice de Valor Biológico (IVB) (Sanders, 1960), el cual jerarquiza las especies en la comunidad, ponderando su importancia por la frecuencia con que cada especie ocupa una jerarquía de abundancia en el conjunto de estaciones. Se definió utilizar un rango de 20 para calcular el IVB a partir del CSD, donde se acumuló el 90 % de la densidad en las primeras 20 especies de cada estación. De este modo, si una especie es la dominante en todas las estaciones tendría un valor de IVB de 240. Este análisis se apoya con la prueba de asociación de Olmstead y Tukey (Sokal y Rohlf, 1995) para representar los resultados gráficamente.

Las afinidades entre las estaciones de muestreo, de acuerdo con su composición faunística, y las variaciones de la densidad de las especies, se realizaron mediante un análisis de clasificación cluster. Se consideró el índice de similitud de Bray-Curtis (1957), el cual se define como la similitud absoluta entre las especies presentes en dos muestras, al tomar en cuenta a todas las especies y dividir las entre el número total de ambas muestras (Clarke y Green, 1988). Los datos se transformaron mediante raíz cuadrada y el método de clasificación utilizado fue el promedio de grupos (Clarke y Gorley, 2001).

Para obtener las especies indicativas de cada grupo obtenido en el análisis de agrupamiento se llevó a cabo un análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), es decir, el porcentaje con el cual contribuye cada especie a la similitud total de las estaciones en cada grupo. Una especie tipifica un grupo si se encuentra en abundancia consistente en el mismo (Clarke y Gorley, 2001).

Se realizó un análisis de ordenación de los datos mediante un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Este análisis brinda una representación gráfica de la ordenación mediante una serie de regresiones generales de las distancias de similitud o disimilitud calculadas, con un valor de estrés o bondad de ajuste (Field *et al.*, 1982). Muy a menudo las estaciones asumen configuraciones orientadas a lo largo de un gradiente ambiental dominante. Estos análisis se realizaron con ayuda del programa Primer, v.5.0 (Clarke y Gorley, 2001).

La evaluación de la calidad ecológica bentónica de la Isla, se llevó a cabo utilizando el índice AMBI (Borja *et al.*, 2000). Este índice se basa en el paradigma de Pearson y Rosenberg (1978), que enfatiza la influencia del enriquecimiento por materia orgánica en la estructura de las comunidades bentónicas, pero que ha probado ser aplicable para la evaluación de otro tipo de impactos antropogénicos, como alteraciones físicas del hábitat, la adición de metales pesados, etc. (Borja *et al.*, 2003; Muxika *et al.*, 2005), además de presentar resultados semejantes a los obtenidos utilizando índices de diversidad, curvas de abundancia-biomasa y análisis multivariados (Borja *et al.*, 2000).

De acuerdo con Pearson y Rosenberg (1978) la abundancia, riqueza de especies y diversidad se modifican en un gradiente de perturbación; y en éste se da una sucesión de especies. Así, las especies presentan diferentes respuestas ante el estrés, y al aumentar éste, cambia la abundancia de las especies, aumentan significativamente los taxa oportunistas de pequeño tamaño y disminuyen la riqueza y la diversidad.

Cuando se usa este índice se considera que los organismos de la macrofauna bentónica presentan tres principales estrategias adaptativas como respuesta al estrés ambiental: estrategias *r* (ciclos de vida cortos, crecimiento rápido, maduración sexual temprana y descendencia abundante), estrategias *k* (ciclos de

vida relativamente largos, crecimiento rápido, gran biomasa y poca descendencia) y estrategias *T* (tolerantes al estrés, no son afectados por las alteraciones) (Gray, 1979).

Muchas de las especies de poliquetos han sido utilizadas como bioindicadoras de las alteraciones del medio, por el hecho de ser predominantemente bentónicos con estrategias reproductivas "r" y con ciclos de vida cortos, (Reish, 1957, 1986; Pearson y Rosenberg, 1978; Bellan *et al.*, 1988; Hily y Glémarec, 1990; Méndez-Ubach, 1994). Asimismo, los cambios en su estructura comunitaria y diversidad pueden reflejar los efectos de la entrada de contaminantes o disturbios ambientales (Jones, 1961; Warwick, 1993; Warwick y Clarke, 1993; Lana *et al.*, 1997). Por ello, mediante el análisis de su estructura comunitaria se pueden conocer las características del ambiente circundante.

Existen cuatro pasos progresivos en los ambientes estresados: estado inicial (no contaminado, biocenosis rica en individuos y especies, con alta diversidad), ligeramente desbalanceado (disminución de las especies raras, proliferación de especies tolerantes, aparición de especies pioneras, disminución de la diversidad), pronunciadamente desbalanceado (población dominada por indicadores de contaminación, muy baja diversidad) y finalmente un sustrato azoico.

A partir de esto se designaron cinco grupos en la macrofauna de acuerdo con su sensibilidad al aumento del gradiente de estrés (Glémarec y Hily, 1981; Hily, 1984).

- GRUPO I: Especies muy sensibles al enriquecimiento por materia orgánica y presentes bajo condiciones no contaminadas (estado inicial).  
Son carnívoros especialistas y algunos poliquetos tubícolas consumidores de depósito.
- GRUPO II: Especies indiferentes al enriquecimiento, siempre presentes en bajas densidades con variaciones no significativas con el tiempo (estado inicial a un ligero desbalance).  
Incluye suspensívoros, carnívoros menos selectivos y carroñeros.
- GRUPO III: Especies tolerantes al exceso de materia orgánica. Pueden ocurrir bajo condiciones normales, pero sus poblaciones se estimulan por el enriquecimiento orgánico (condiciones ligeramente desbalanceadas).  
Son consumidores de depósito de superficie y espionidos tubícolas.
- GRUPO IV: Especies oportunistas de segundo orden (situaciones ligeramente a pronunciadamente desbalanceadas).  
Principalmente son poliquetos de pequeña talla: consumidores de depósito de subsuperficie como los cirratúlidos.
- GRUPO V: Especies oportunistas de primer orden (situaciones pronunciadamente desbalanceadas).

Consumidores de depósito, que sobreviven en sedimentos reducidos químicamente.

Una vez asignadas las especies a cada grupo se procede a la aplicación del siguiente algoritmo:

$$\text{AMBI} = \{(0 * \%GI) + (1.5 * \%GII) + (3 * \%GIII) + (4.5 * \%GIV) + (6 * \%GV)\} / 100$$

Este índice fue diseñado para zonas costeras y estuarios de zonas templadas, por lo cual fue necesario incorporar a la lista las especies de la laguna arrecifal de Isla Sacrificios.

Para llevar a cabo la asignación de las especies a los grupos ecológicos se siguió el siguiente criterio:

- 1) Si la especie no estaba incluida en la lista del AMBI, se prosiguió a realizar una búsqueda en las listas de las siguientes referencias: Myers (1981), Dauer (1993), Gallager y Grassle (1997), Rakocinski *et al.* (1997, 2000) y Weisberg *et al.* (1997). Estos autores proveen información sobre la sensibilidad de las especies, oportunismo o sus hábitos alimenticios.
- 2) Cuando no se encontró ninguna referencia de las especies, pero el mismo género estaba presente en la lista, y en esa lista todas las especies del género estaban asignadas al mismo grupo, se procedió a asignarlas a ese grupo.
- 3) Finalmente se realizó una revisión de toda la lista de especies.

En los casos donde no fue posible asignar a las especies en ningún grupo, éstas se registraron como "no asignadas". Las especies asignadas en este estudio ya se incorporaron, desde julio de 2006, al nuevo listado de especies que utiliza el programa 'AMBI' (versiones 3.0 y 4.0), disponible en [www.azti.es](http://www.azti.es); sin embargo, se evitó sobrepasar el 20% de individuos de las especies no asignadas de acuerdo con los procedimientos establecidos por Borja y Muxika (2005).

La estimación del efecto de los parámetros ambientales en el AMBI se realizó mediante un análisis de regresión lineal múltiple *paso a paso* (forward) y un análisis de varianza para probar la significancia estadística del modelo de regresión lineal. Para ello se utilizó el programa Statgraphics Plus v. 5.0.

## 6. Resultados y Discusión

### 6.1. Caracterización ambiental

Los valores de temperatura a lo largo del año variaron de un valor mínimo de 24.75°C, en febrero, a un máximo de 37.8°C en octubre (Anexo I Tabla 1) notándose un aumento gradual de la misma (Fig. 3).

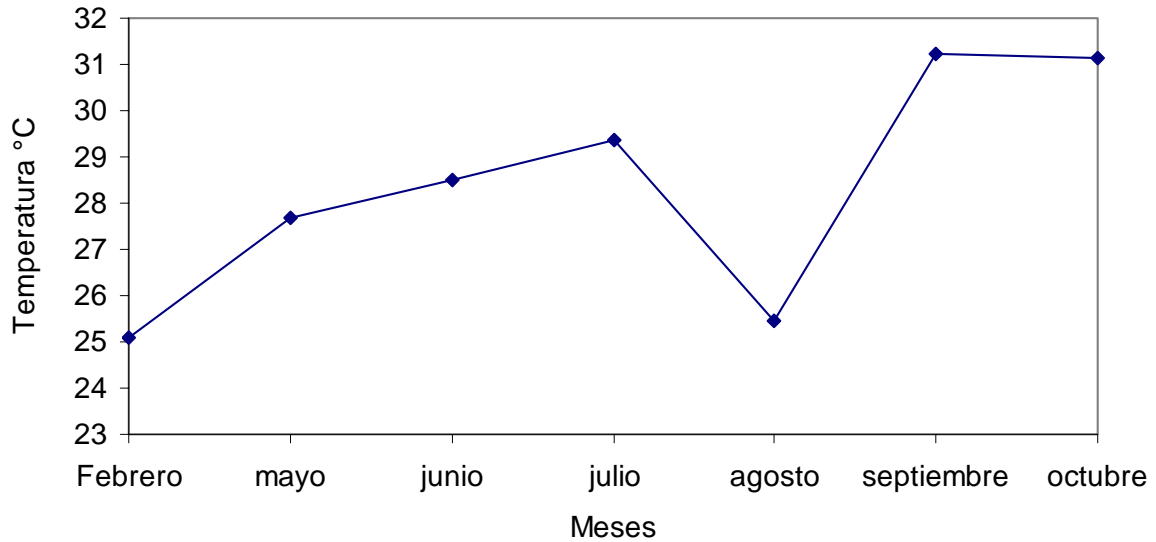


Fig. 3 Temperatura promedio mensual (°C) en Isla Sacrificios durante 2000.

En el mes de junio, los valores de temperatura fluctuaron entre 26.86-28.18°C (Fig. 4), notándose una tendencia ascendente conforme avanzan las horas del día, al aumentar la irradiación solar.

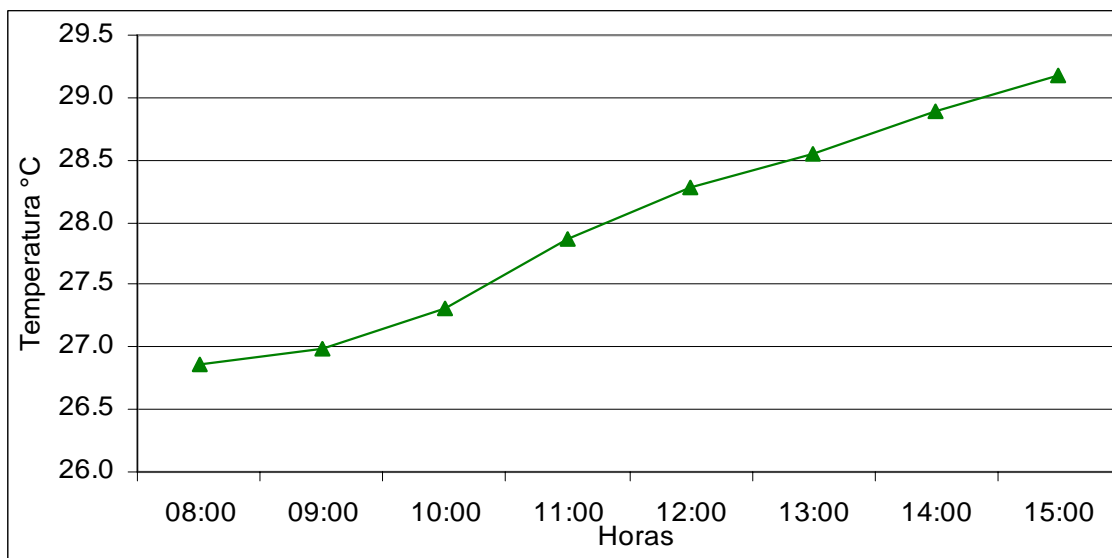


Fig. 4 Variación de la temperatura (°C) en junio de 2004.



La temperatura presentó un patrón similar en toda la laguna. Ésta disminuye al alejarse de la Isla. De este modo, los valores de temperatura disminuyen con el aumento de la profundidad (Fig. 5). Al ser una zona somera, la irradiación solar es mayor en la superficie y por ello se nota este gradiente de temperatura.

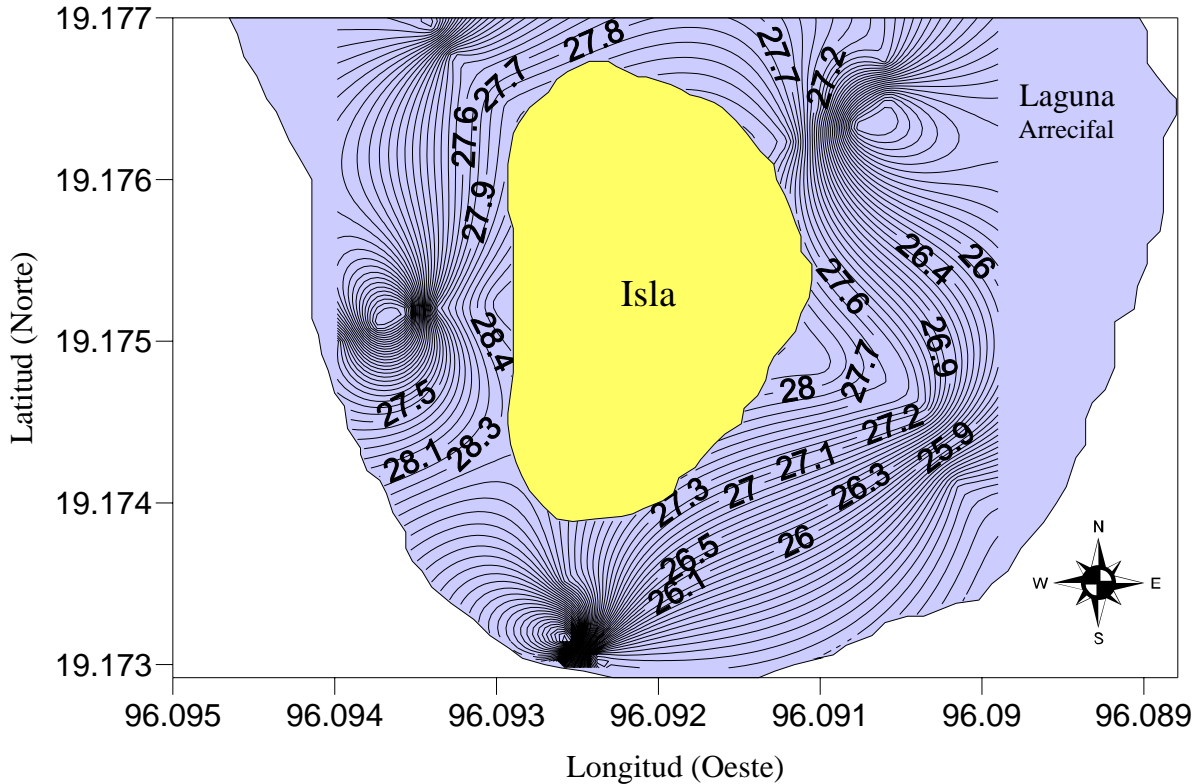


Fig. 5 Distribución de la temperatura promedio (°C) en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios.

El oxígeno presentó su valor mínimo en el mes de octubre ( $1.56 \text{ mg L}^{-1}$ ) y el máximo en septiembre ( $8.26 \text{ mg L}^{-1}$ ), siendo en este último mes en el que presentó más variación (Anexo I Tabla 2).

La mayor parte del año los valores fluctuaron entre  $6.07$  y  $9.03 \text{ mg L}^{-1}$ ; sin embargo, se nota un descenso en el mes de octubre hasta  $1.56 \text{ mg L}^{-1}$  (Fig. 6). Este valor puede considerarse como hipoxia ( $< 2 \text{ mg L}^{-1}$ ); pero, hay que resaltar que el valor proviene de un promedio de datos mensuales, por lo cual no implica que la zona se encuentre en hipoxia durante todo el mes.

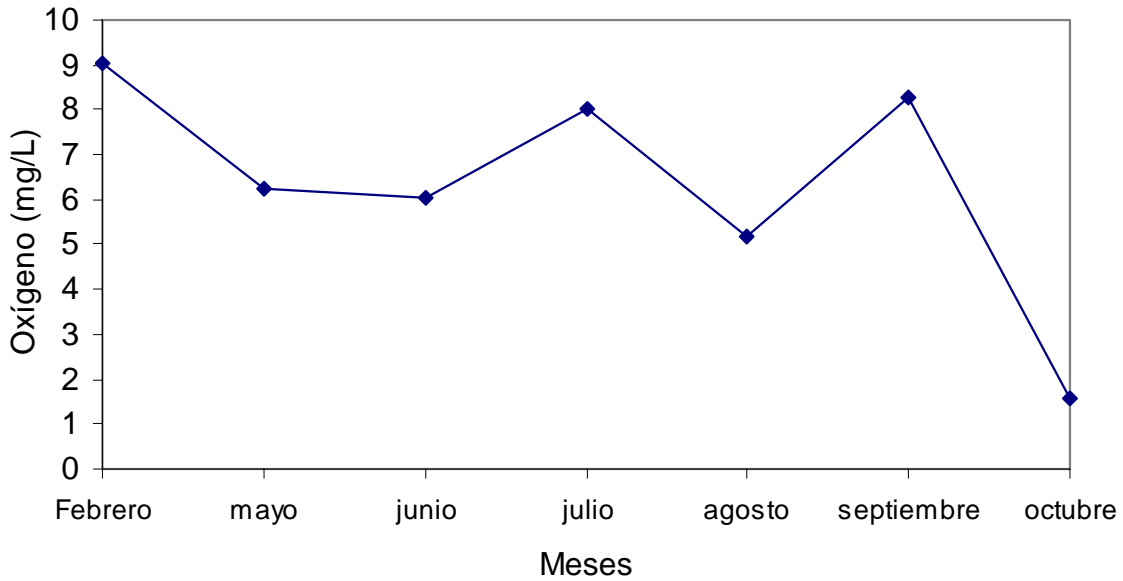


Fig. 6 Variación del oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) a lo largo del año en el PNSAV (promedios por mes).

Estos valores bajos de oxígeno pueden deberse a la acumulación de hojas sueltas de *Thalassia* con lo cual aumenta la cantidad de materia orgánica, disminuyendo la concentración de oxígeno. Asimismo, en este mes se registraron valores elevados de temperatura con lo cual puede reducirse al concentración de oxígeno disuelto en el agua. Otra explicación a estos valores se puede atribuir a algún error en el instrumento de medición de los datos.

En el mes de junio el oxígeno fluctuó entre 4.50 y 8.49  $\text{mg L}^{-1}$  (Fig. 7) también notándose una tendencia ascendente al avanzar las horas del día.

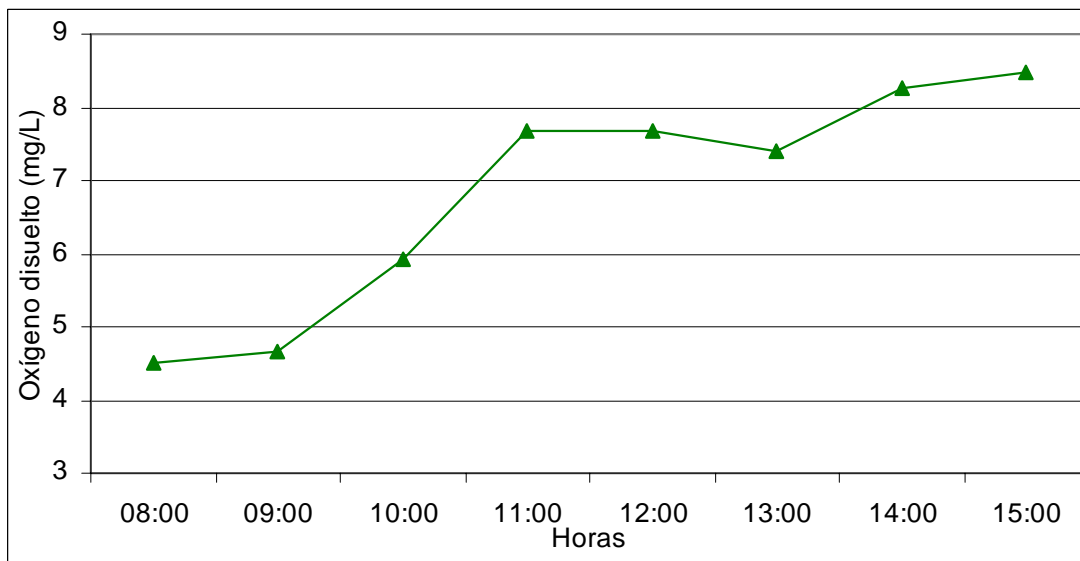


Fig. 7 Variación del oxígeno disuelto (mg/l) en junio de 2004.

El incremento en la concentración de oxígeno disuelto al avanzar las horas del día pueden atribuirse al aumento en la fotosíntesis (Sepúlveda-Lozada, 2004), incluso es posible observar las burbujas producidas por *Thalassia* en la laguna al aumentar la irradiación solar recibida en la laguna (observación personal).

La tendencia general del oxígeno disuelto es a aumentar al alejarse de la Isla. En el Transecto B, al sur de la laguna, el agua presenta valores más elevados de oxígeno, lo cual se atribuye al mayor oleaje presente en este sitio (Fig. 8).

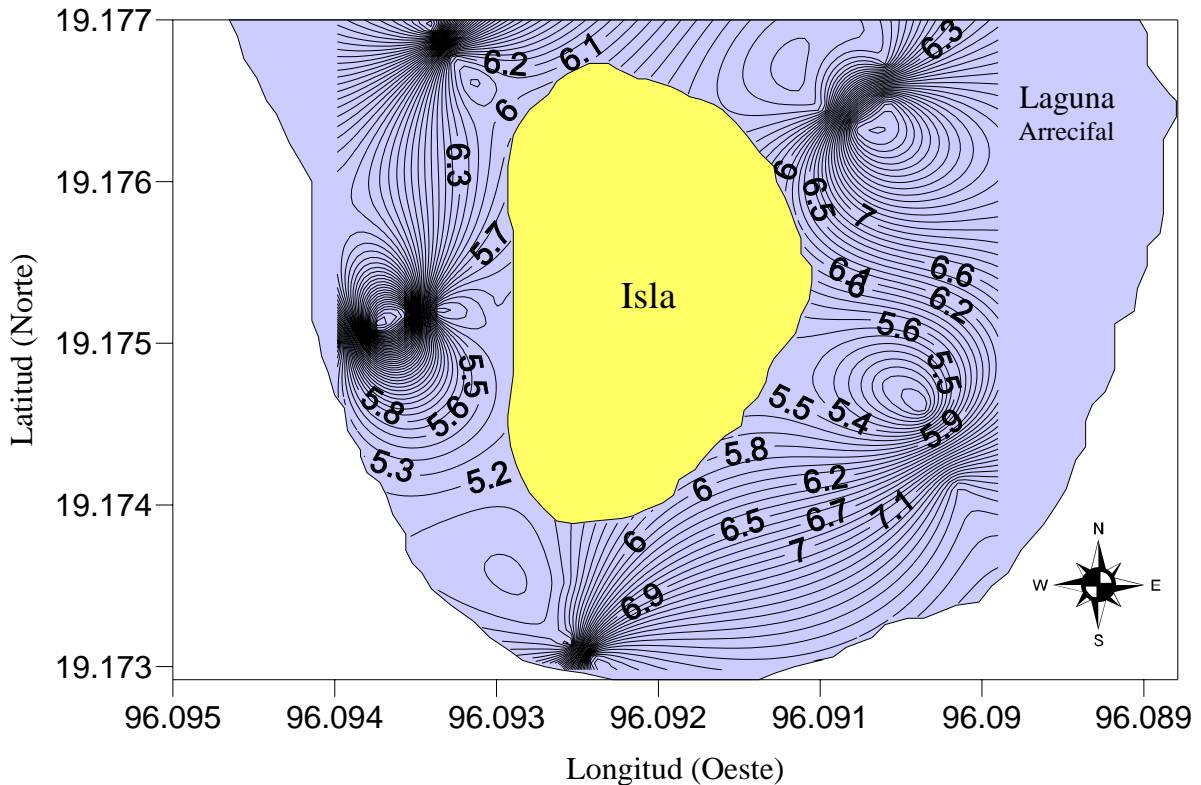


Fig. 8 Distribución del oxígeno disuelto promedio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios.

El pH en el mes de junio fluctuó entre los 7.82 y 8.12 (Fig. 9), estos valores se encuentran dentro del rango normal registrado para el agua de mar (7.5 a 8.5), es ligeramente básico debido al sedimento carbonatado presente en la laguna arrecifal.

Los valores aumentan al avanzar las horas del día. Esto puede deberse al incremento en la radiación solar y con ello, la evaporación, concentrando las sales del agua, ocasionando un aumento en el pH.

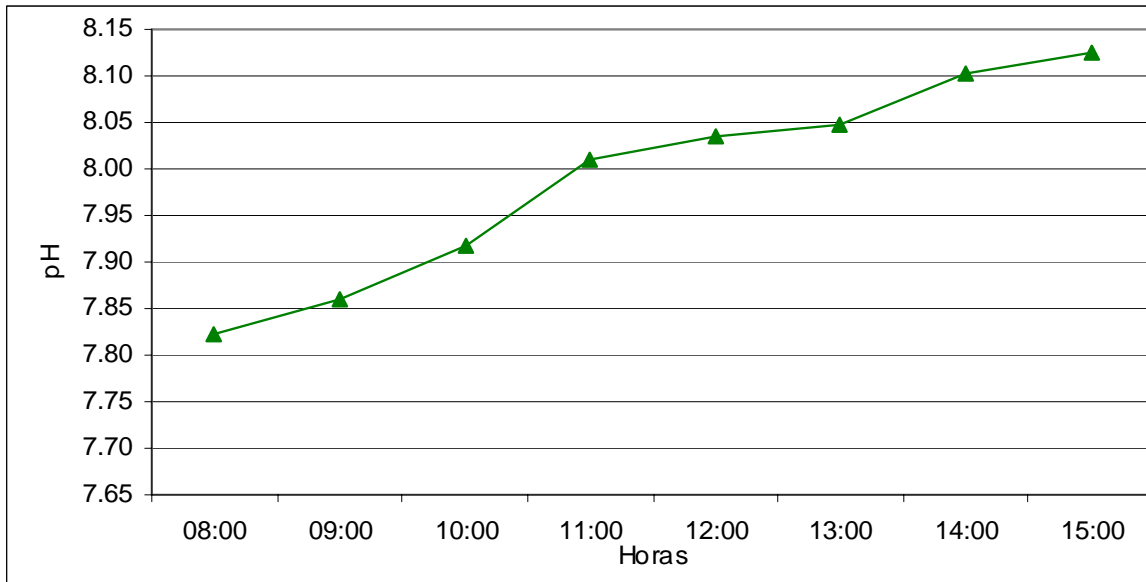


Fig. 9 Variación del pH en junio de 2004.

Otro factor que puede influir es la fotosíntesis, la cual se ve incrementada al avanzar el día y aumentar la incidencia de luz; de este modo, por medio de la fotosíntesis puede disminuir la cantidad de  $\text{CO}_2$  presente en solución en el agua y con ello verse este incremento en los valores de pH. Esto debido a que los cambios de pH en el agua de mar se deben principalmente a los procesos de fotosíntesis y respiración de los organismos (Parsons *et al.*, 1977).

De este modo, cuando hay altas concentraciones de oxígeno ( $4$  a  $8 \text{ mg L}^{-1}$ ) y valores elevados de pH, como es el caso del presente estudio, es indicativo de una zona donde predomina la fotosíntesis a la respiración.

El pH es más bajo en la zona sur de la laguna e incrementa hacia el noreste (Fig. 10), posiblemente porque en esta zona hay más desarrollo de las formaciones coralinas y restos de las mismas, lo cual puede contribuir a la formación de los sedimentos carbonatados.

Al comparar los resultados con los datos obtenidos para una zona de sedimentos de tipo carbonatado, el Banco de Campeche, se observa que los valores de la laguna del Arrecife Sacrificios se encuentran ligeramente por debajo de éstos. En la zona del Banco de Campeche el valor promedio de pH registrado por Domínguez-Castanedo (2004) fue de 8.33, mientras que en el presente estudio fue de 7.99.

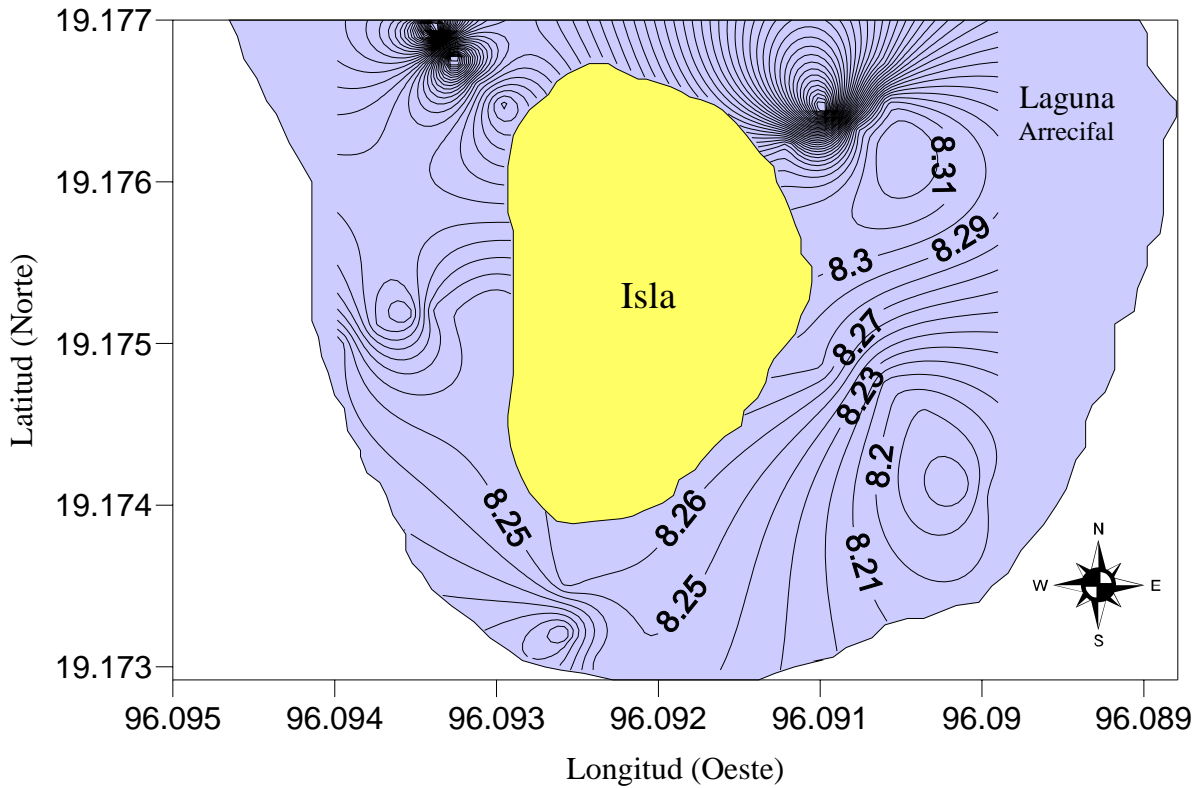


Fig. 10 Distribución del pH promedio en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios en junio de 2004.

La salinidad en el mes de junio de 2004 fluctuó entre 37.03 y 37.81 (Fig. 11) siendo de 0.65 unidades su rango de variación. La salinidad aumenta al ir de norte a sur, registrándose valores más bajos del parámetro hacia el noreste de la Isla; sin embargo, la tendencia es semejante en ambos lados (Fig. 12). Los valores por encima de 35 ups pueden deberse a la evaporación y la poca profundidad, con lo cual se concentran las sales del agua.

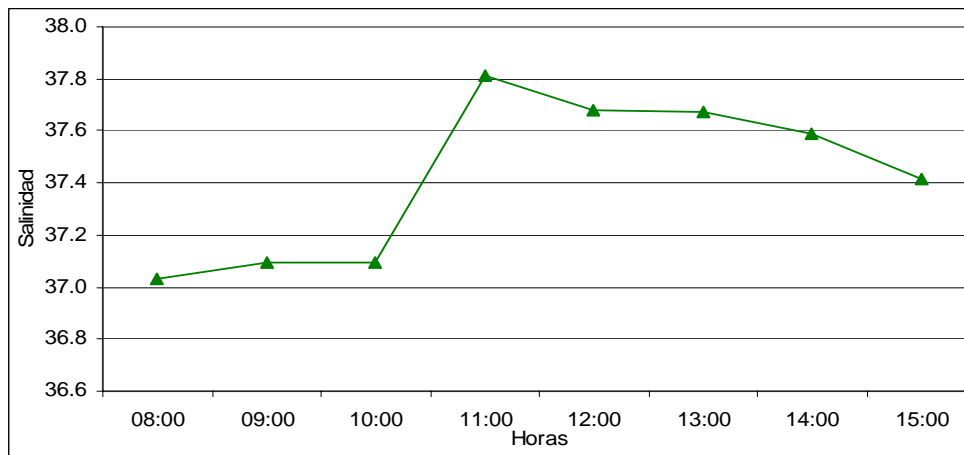


Fig. 11 Variación de la salinidad (ups) en junio de 2004.

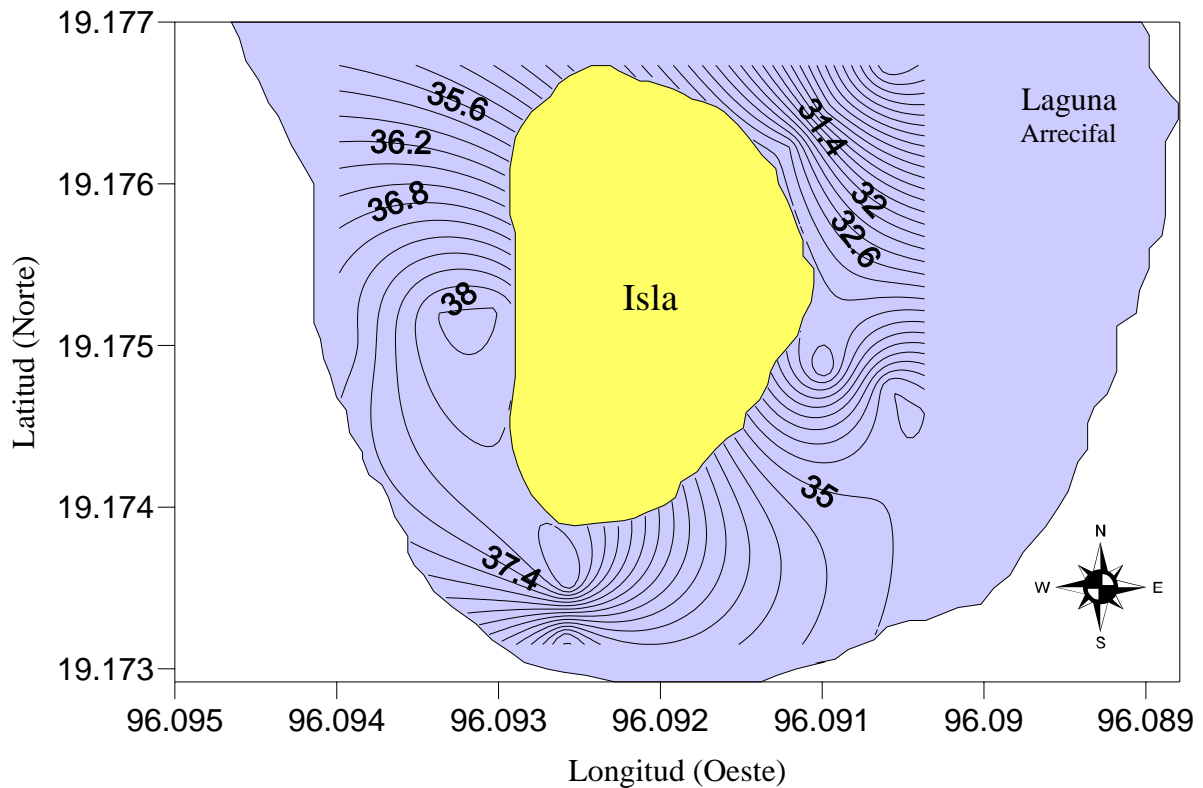


Fig. 12 Distribución de salinidad promedio (ups) en la laguna del Arrecife Sacrificios en junio de 2004.

La profundidad en las estaciones de muestreo fluctuó desde los 0.22 m hasta los 4 m de profundidad (Fig. 13). El lado oeste (sotavento) es el más profundo de laguna arrecifal.

En general se observa que la laguna es somera (1.83 m promedio), por lo cual, principalmente las estaciones que se localizan cerca de la línea de playa se encuentran bajo el efecto de los cambios de la marea.

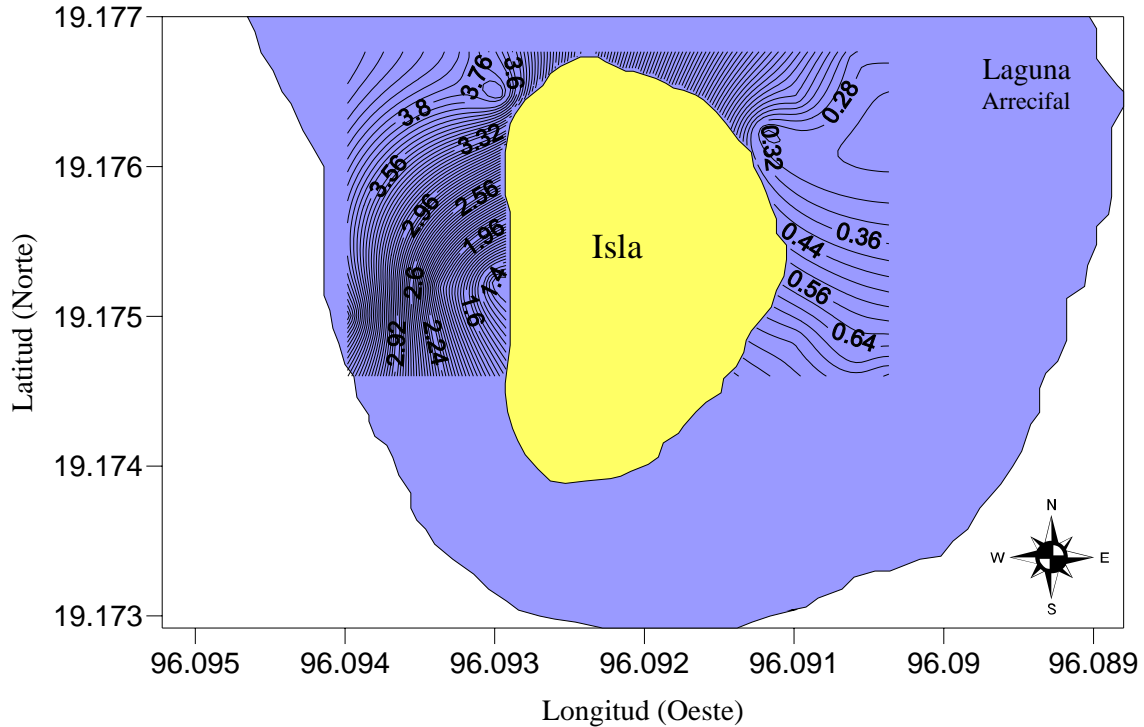


Fig. 13 Distribución de la profundidad (m) en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios en junio de 2004.

En las lagunas arrecifales, el tamaño de grano del sedimento varía como resultado de la clasificación por procesos físicos, tales como las olas producidas por el viento y la acción de las mareas. Esto a menudo causa una predominancia de sedimentos gruesos en aguas someras o áreas expuestas (Syms y Jones, 2004). De este modo, en la zona sur de la isla se encuentra grava y guijarros, y en el resto de la laguna el tipo de sedimento es arena gruesa en la mayoría de las estaciones, y en general se encuentra moderadamente clasificado (Anexo 1 Tabla 3).

El tamaño de grano aumenta hacia el oeste de la laguna arrecifal (Fig. 14), donde los sedimentos son más gruesos y mal clasificados (más heterogéneos) (Anexo 1 Tabla 3).

Los hábitats arenosos, aparentan ser superficialmente homogéneos, ocupan una gran área y son potencialmente componentes importantes de los ecosistemas de arrecifes de coral, particularmente en lagunas y áreas protegidas del arrecife (Thomassin, 1978; Dubinsky, 1990; Birkeland, 1997). Soportan un conjunto diverso de invertebrados infaunales y epibénticos y peces especializados para la vida en la arena (Jones, 1984; St. John *et al.*, 1989; Jones *et al.*, 1990; Adams y Ebersole, 2002).

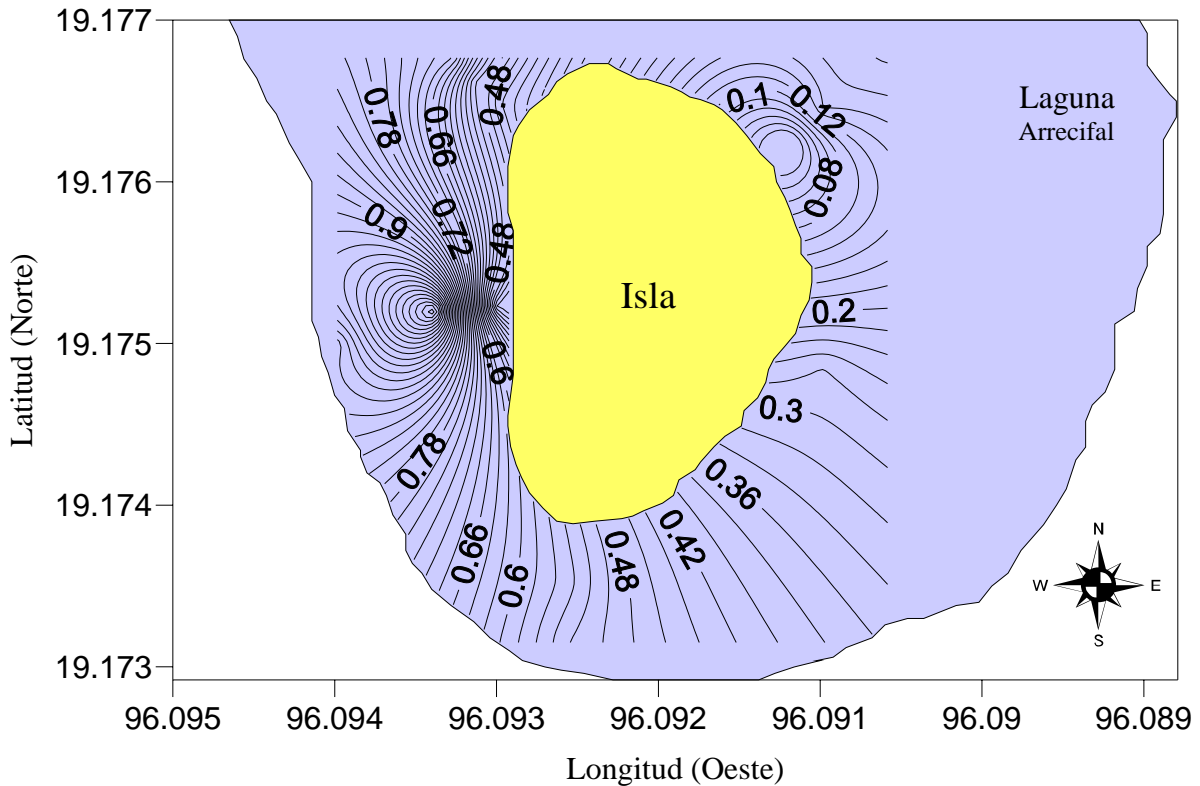


Fig. 14 Distribución del tamaño de grano en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios en junio de 2004.

La variación en los parámetros analizados en este estudio, para el mes de junio de 2004, se observa en la Figura 15; en ella se aprecia que el pH y el tamaño de grano son los parámetros con menos fluctuación, mientras que el parámetro que presentó más fluctuación fue la salinidad. En general las zonas arrecifales se encuentran en sitios someros y de poca variación en los parámetros ambientales. Así, al ser la laguna un sitio formado por arrecifes de coral también presenta características homogéneas dentro de la laguna arrecifal.

Esto puede notarse al realizar un análisis de varianza (ANDEVA) para determinar si la variación de los parámetros entre los transectos es significativa. A partir de este análisis se determinó que no hay una variación significativa entre los transectos ( $p < 0.05$ ) (Anexo I Tablas 4 y 5), por lo cual se puede decir que los cambios en los parámetros ambientales ocurren de forma homogénea a lo largo de la laguna arrecifal.

En el único caso en que hubo diferencias significativas entre transectos fue en la profundidad ( $p=0.000278$ ; Anexo I Tabla 5), aunque la mayoría presentan profundidades semejantes, principalmente del lado de sotavento la longitud de la laguna es más reducida, por lo que el cambio en la profundidad es más abrupto. Así, la estación más profunda llega a los 4 m.



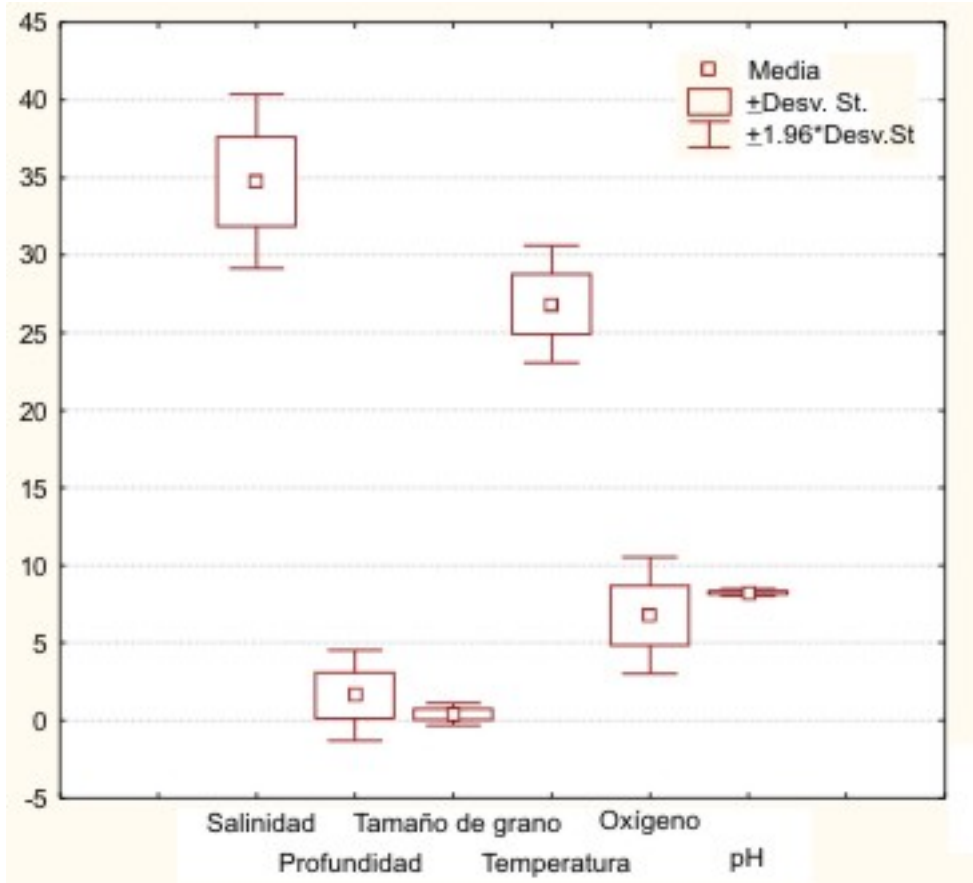


Fig.15 Diagrama de caja de los parámetros ambientales analizados en junio 2004.

## Nutrientes

Los valores de amonio fluctuaron desde  $0.98 \mu\text{mol L}^{-1}$  en la estación C2 hasta  $2.84 \mu\text{mol/l}$  en la estación C1. El valor mínimo de fosfatos se ubicó en la estación E1 ( $0.05 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) y el máximo en la estación D3 ( $1.65 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). Los valores más elevados corresponden a los silicatos desde  $2.84 \mu\text{mol/l}$  (en E2) hasta  $30.61 \mu\text{mol/l}$  (en C3). Los valores de los nitritos registrados fueron desde  $0.06 \mu\text{m/l}$  en la estación A1 hasta  $0.15 \mu\text{m/l}$  en la estación A3. Para los nitratos se obtuvieron valores que van desde  $0.03 \mu\text{mol/l}$  hasta  $0.93 \mu\text{mol/l}$  en las estaciones A1 y C3 respectivamente (Fig. 16).

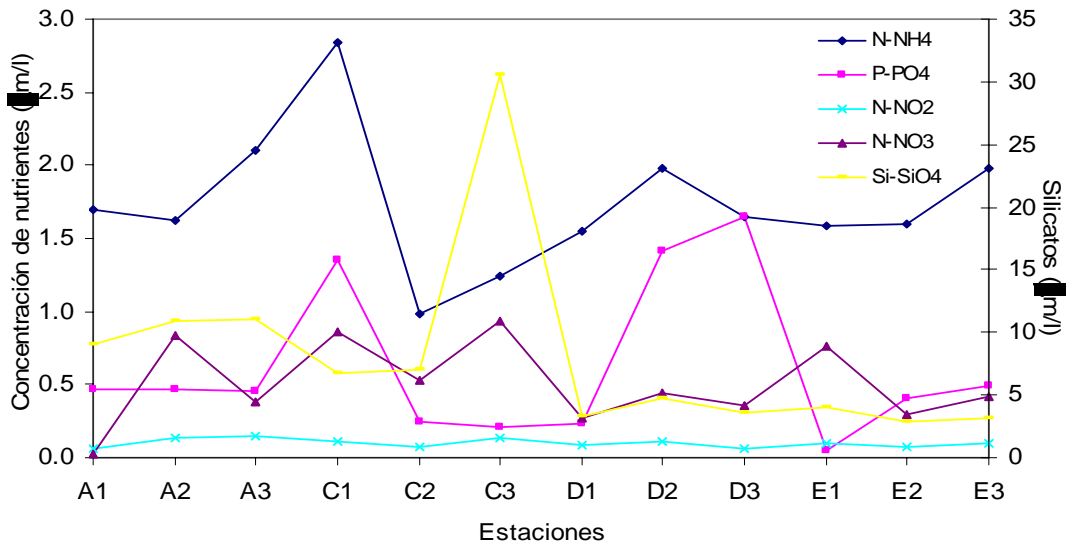


Fig. 16 Nutrientes ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) analizados en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios en junio de 2004.

Los valores de nitratos son relativamente bajos comparados con los valores promedio obtenidos en la plataforma carbonatada de Yucatán (Flores y Villa, 1991); debido a que en esta zona se dan aportes elevados de nutrientes por el afloramiento de agua de fondo que se da en algunas temporadas del año causando un aumento de nutrientes en la zona; sin embargo, los valores se encuentran dentro de los rangos registrados para la plataforma de Yucatán y la Sonda de Campeche en el mes de junio, donde se da un empobrecimiento de nutrientes en las aguas superficiales de la plataforma (Flores y Villa, 1991). Los valores de nitratos aumentan hacia el sur de la laguna (Fig. 17).

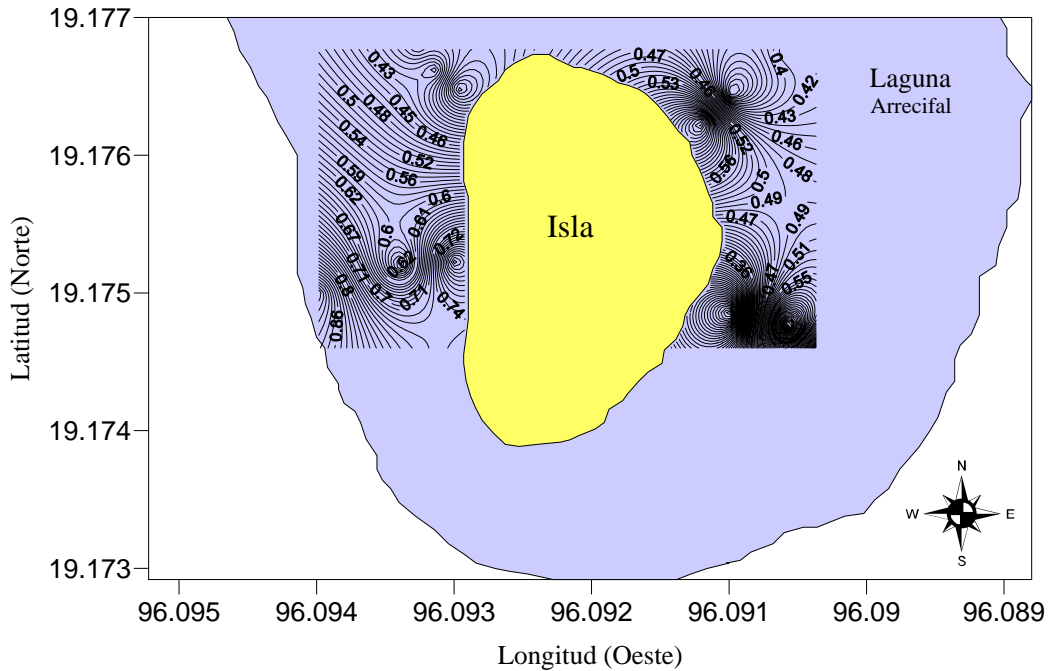


Fig. 17 Distribución de los valores de nitratos registrados en la zona de estudio en junio de 2004.

Para los nitritos se ha registrado un comportamiento similar a los nitratos en el Golfo de México; en la región oeste del mismo se encuentran concentraciones de  $0.2 \mu\text{mol/l}$  (Moulin, 1980). La presencia de nitritos puede reflejar condiciones anaerobias moderadas al ser un producto intermedio de la nitrificación; ocurre más comúnmente en sedimentos moderadamente anaerobios, calcáreos en aguas someras (Alongi, 1989; 1990).

Los valores más elevados de nitritos se ubicaron en las estaciones A2 y A3, es decir a barlovento, mientras que el más bajo se localizó en la estación A1 (Fig. 18).

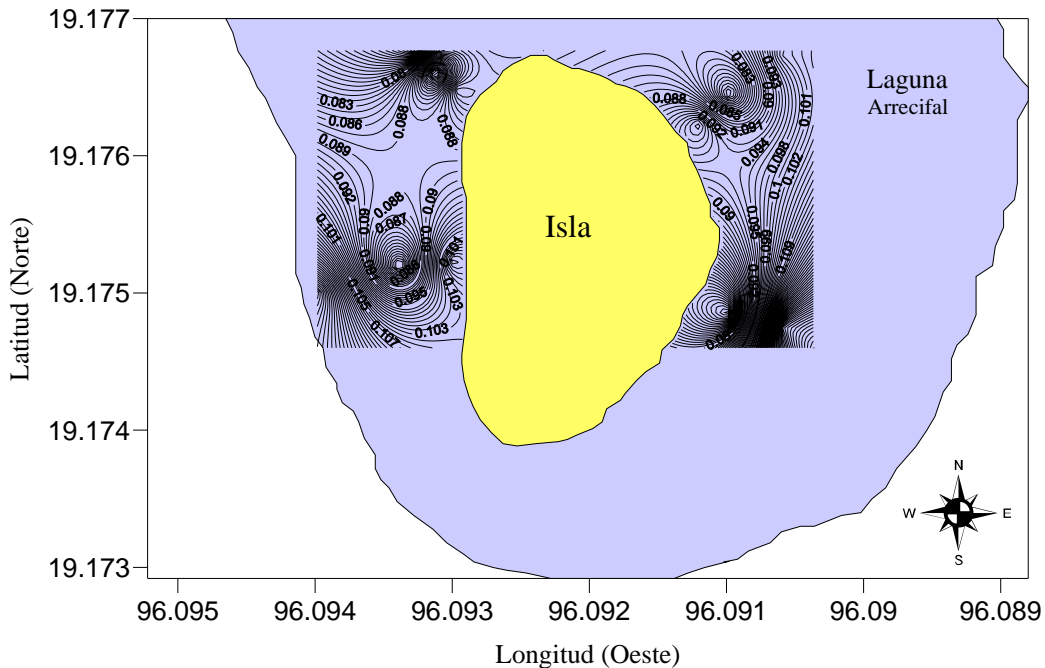


Fig. 18 Distribución de los valores de nitritos registrados en la zona de estudio en junio de 2004.

En el caso de los fosfatos en las aguas occidentales del Golfo de México, frente al litoral de Tamaulipas, se mantienen en niveles de  $0.1-0.3 \mu\text{mol/l}$  hasta los 100 m de profundidad (Moulin, 1980) donde, el valor máximo registrado para la zona de estudio sobrepasa dichos valores.

Los valores más elevados se concentran en el transecto D y en la estación C1. Los valores más bajos se ubicaron en los transectos A y E (Fig. 19), por lo cual se observa una distribución diferencial de los fosfatos en sotavento y barlovento.

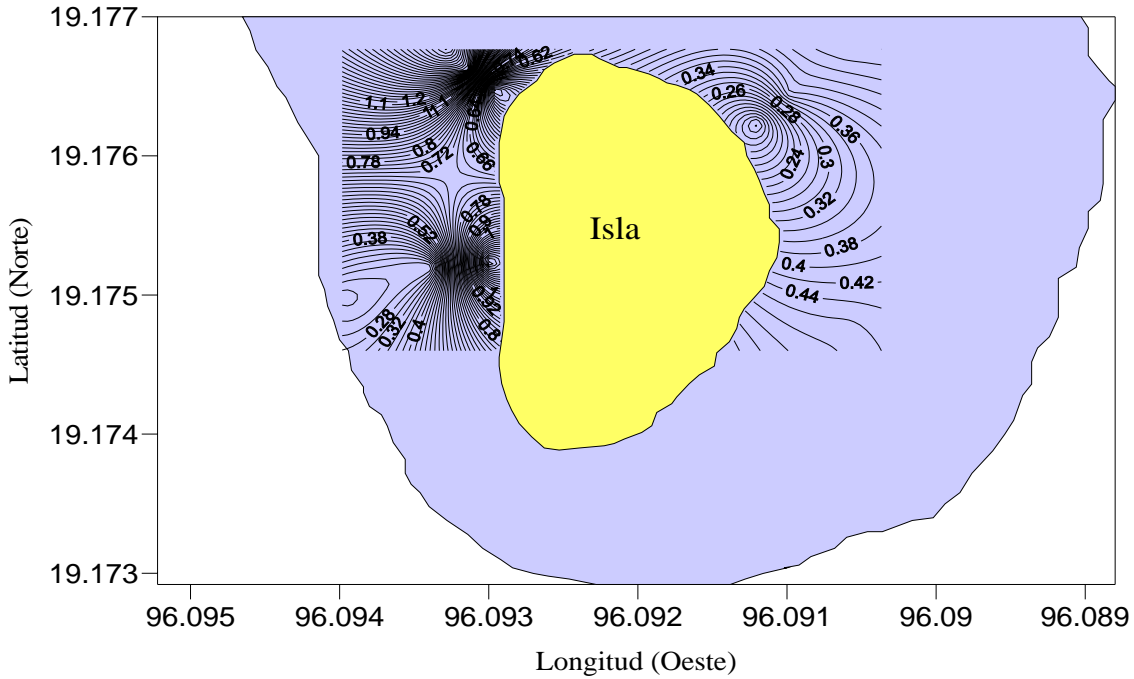


Fig. 19 Distribución de los valores de fosfatos registrados en la zona de estudio en junio de 2004.

Los silicatos presentan valores promedio semejantes a excepción de un pico en la estación C3, la cual es la que presenta la profundidad más elevada de la zona de estudio (4m). La distribución de los silicatos fue bastante uniforme, notándose un aumento de norte a sur de la laguna arrecifal (Fig. 20). Los valores más elevados se localizaron en la estación C3.

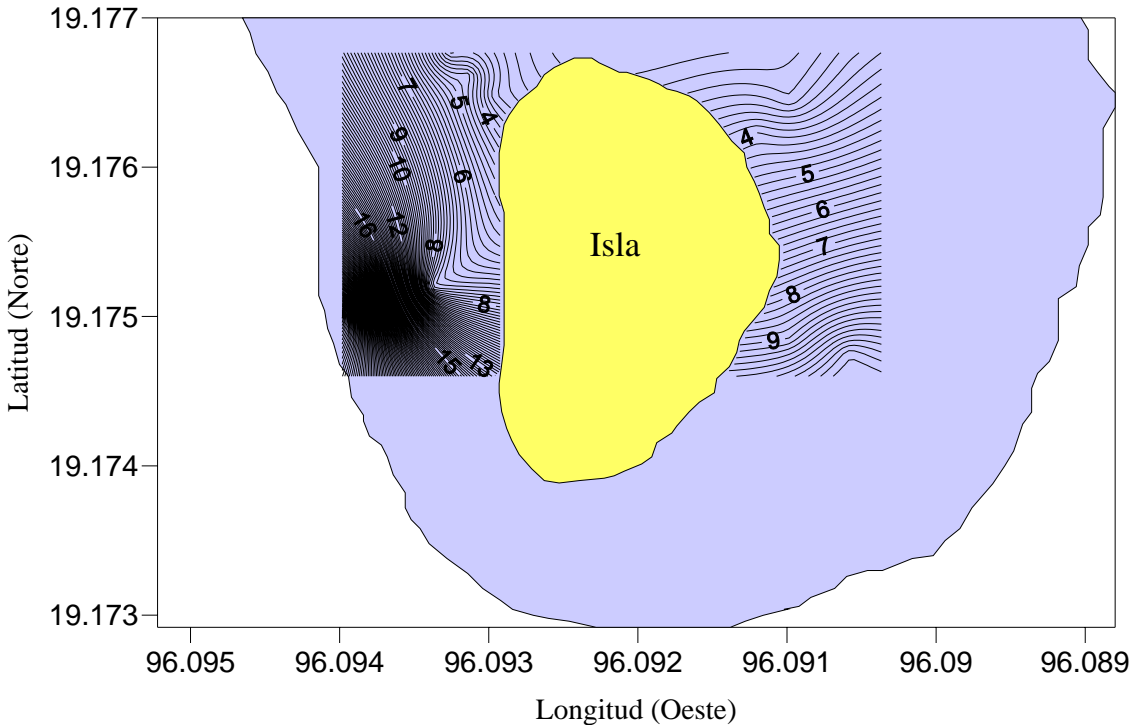


Fig. 20 Distribución de los valores de silicatos registrados en la zona de estudio en junio de 2004.

Los nitritos, nitratos y fosfatos presentaron diferencias significativas entre los transectos (Anexo II Tablas 1 a 5). El amonio y los silicatos cambian de forma homogénea en toda la laguna.

El fosfato presentó variación entre los transectos A y el D. Los nitratos varían entre los transectos C y E. Los nitritos entre los transectos A con C y D y D con E. Se observa que existen diferencias significativas en las concentraciones de nutrientes entre sotavento y barlovento de la laguna principalmente de nitritos.

## 6.2. Estructura comunitaria

### 6.2.1. Composición faunística

Se recolectaron 2,211 organismos, de los cuales el 82% pertenecen al grupo de los anélidos (77% poliquetos; 5% oligoquetos), el 14% al de los crustáceos, el 3% a los moluscos y el 1% está representado por el grupo de los equinodermos (Fig. 21), siendo los anélidos poliquetos el grupo dominante de la zona de estudio. Los poliquetos son característicamente abundantes en el bentos marino, donde pueden representar del 50 al 90% del total de la fauna bentónica (Long y Chapman, 1985; Zenetos y Bogdanos, 1987). Constituyen una fracción numérica dominante, tanto en número de ejemplares como de especies. La amplia gama de modos de vida, explica que sean considerados como buenos descriptores de la estructura trófica de los ecosistemas bentónicos marinos (Bianchi y Morri, 1985).

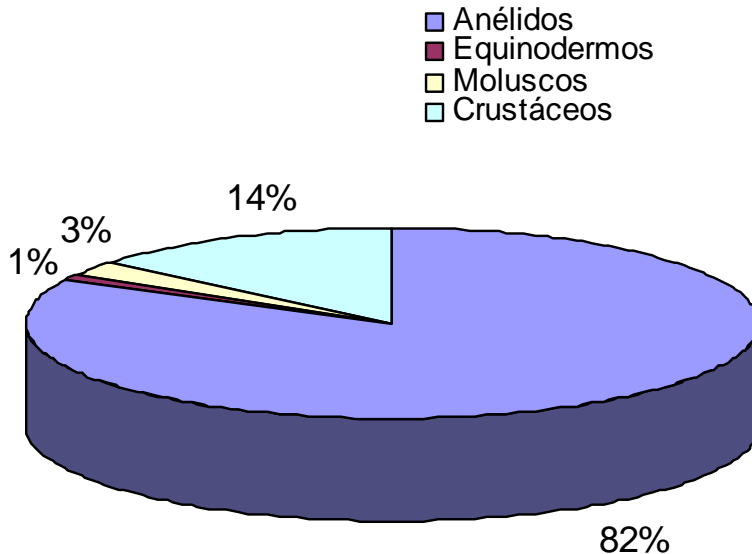


Fig. 21 Porcentaje que representa la densidad de cada grupo taxonómico.

### 6.2.2. Densidad

#### Densidad por estación

Los valores más altos de densidad se registraron al norte del área de estudio en los transectos D y E (Fig. 22). El valor más elevado de densidad se ubicó en la estación E1 ( $91.6 \text{ ind dm}^{-3}$ ), mientras que el valor más bajo se registró en la estación C1 con  $4.25 \text{ ind dm}^{-3}$ .

Las densidades más bajas de la zona se ubicaron en el transecto C, es decir, del lado de sotavento de la laguna.

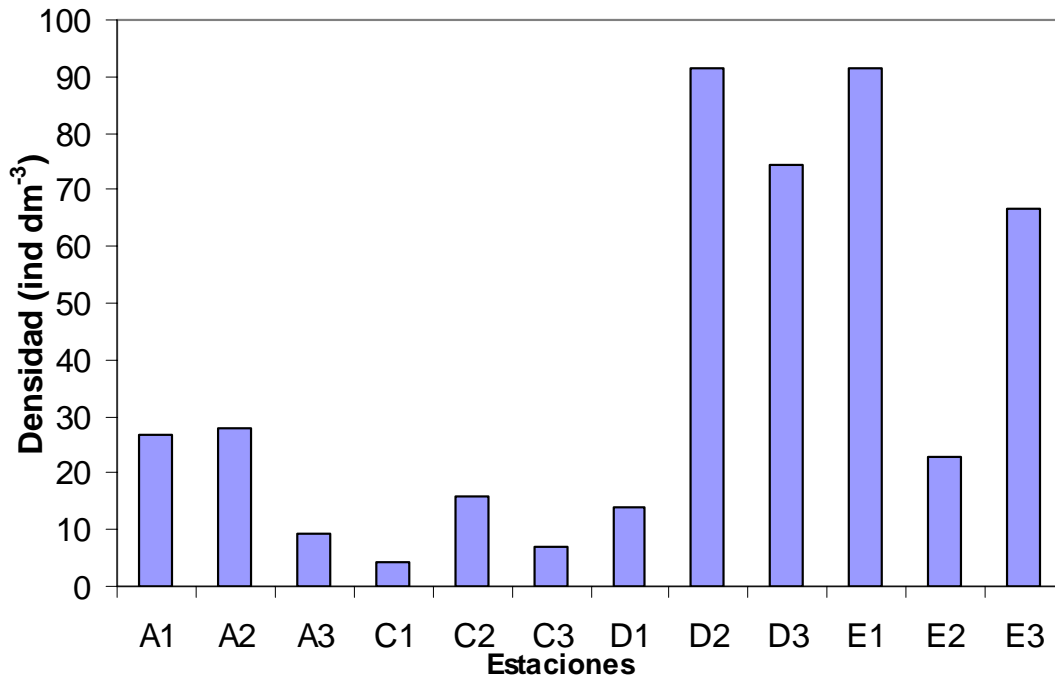


Fig. 22 Densidad de organismos por estación de muestreo.

Las elevadas densidades se debieron al grupo de los anélidos poliquetos ( $309.44 \text{ ind dm}^{-3}$ ), los cuales fueron más abundantes contribuyendo con el 85.93% de la macrofauna en esta zona de la laguna (norte) (Fig.23).

La estación E1 fue la que presentó más densidad de poliquetos ( $91.25 \text{ ind dm}^{-3}$ ), seguida por la estación D2 ( $81.46 \text{ ind dm}^{-3}$ ). La estación E2 destacó por su baja densidad de poliquetos ( $18.72 \text{ ind dm}^{-3}$ ), a pesar de que se ubica al norte entre las estaciones con las densidades más elevadas. En general se observó que esta estación presentó densidades bajas de macrofauna.

Las densidades más elevadas de crustáceos se registraron en la estación D3 (29.8 ind dm<sup>-3</sup>), mientras que en la estación C3 no hubo individuos de este grupo. La estación D2 presentó 3.63 ind dm<sup>-3</sup> de moluscos y las estaciones A1, D1, E1 y E3 no tuvieron representantes de este grupo.

Finalmente el grupo faunístico con menos representantes en este estudio fue el de los equinodermos. Destaca que las densidades más elevadas de éstos se ubicaron en el transecto A. La estación A2 tuvo 2.5 ind dm<sup>-3</sup>, A1 1.92 ind dm<sup>-3</sup> y A3 0.08 ind dm<sup>-3</sup>. En las estaciones D1 y D2 (0.11 y 0.23 ind dm<sup>-3</sup> respectivamente) también hubo representantes de este grupo.

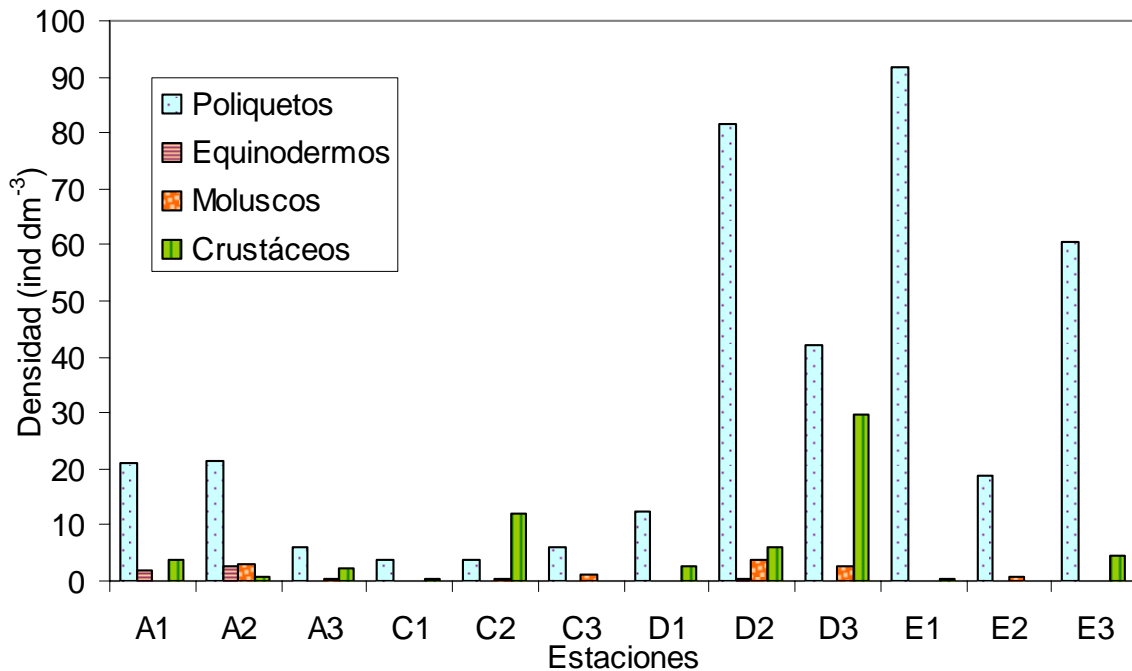


Fig. 23 Densidad de organismos de cada grupo dominante por estación de muestreo.

### 6.2.3. Riqueza específica

Los organismos se distribuyeron en 47 familias; los equinodermos presentaron cinco, los crustáceos seis, los moluscos 11 y los poliquetos 25. El total de especies registradas para este estudio fue de 123 distribuidas en cuatro grupos: poliquetos (77), moluscos (13), crustáceos (24) y equinodermos (9). De las 123 especies registradas en el presente estudio en la laguna del Arrecife Sacrificios, únicamente 21 de ellas se han registrado previamente para el PNSAV (Anexo IV) (ver Jiménez-Hernández, 2006). Así también, se registraron 15 especies potencialmente nuevas para la ciencia (Anexo IV), 9 de ellas registradas previamente por Uebelacker y Johnson (1984) en el norte del Golfo de México, sin embargo éstas no han sido descritas formalmente; las otras 5 especies se registraron por primera vez para el área de estudio, ya que por sus caracteres

morfológicos no fue posible asignarlas a ninguna especie descrita hasta ahora (Anexo IV). Esto denota la carencia de estudios de este tipo, donde se incluyan los invertebrados marinos, así como la actualización de los listados faunísticos de la zona. De ahí la importancia de la realización de este tipo de estudios para conocer la fauna presente en el parque, así como la estructura comunitaria de la misma.

La riqueza específica se distribuyó uniformemente en las estaciones (Fig. 24). De este modo, aunque hubo una elevada densidad al norte de la Isla, en especial de anélidos poliquetos (Fig. 23), en la mayoría de las estaciones el número de especies de poliquetos presentes fue semejante.

La estación que presentó más riqueza específica fue la A1 (41 especies) y la de menos riqueza fue la C3 (13 especies) (Fig. 24). En el transecto C se observaron valores bajos de riqueza, lo cual puede deberse a que se ubica en la zona de sotavento, donde la arena es de tamaño de grano más grueso que en el resto de la laguna arrecifal (Fig. 14). Asimismo, en este lado de la laguna hay más desarrollo coralino, esto implica que la mayor parte del sustrato es duro y solo quedan parches arenosos entre las formaciones del coral. Asimismo, entre la *Thalassia* también había fragmentos de coral vivo y muerto, por lo que el sustrato era predominantemente duro (observación personal). De este modo, la cantidad de sedimento blando es inferior y los espacios intersticiales son de tamaño superior, con lo cual, la retención de nutrientes puede ser inferior (Gray, 1981), disminuyendo el número de especies presentes.

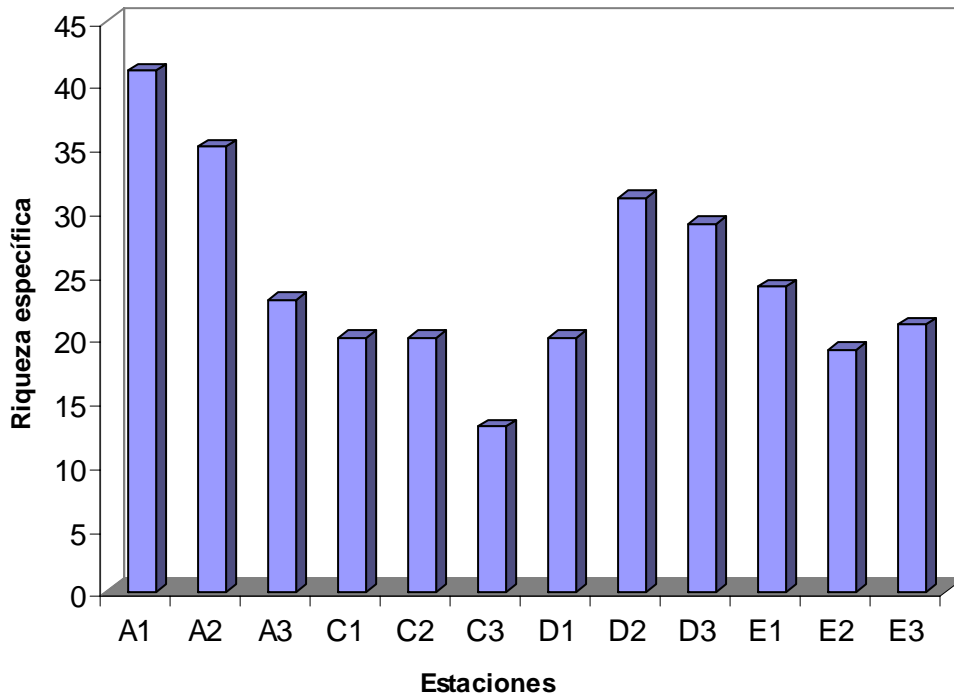


Fig. 24 Riqueza de especies en cada estación de muestreo.



#### 6.2.4. Dominancia

De acuerdo con el Índice de Valor Biológico (IVB), las especies dominantes para el área de estudio son en su mayoría del grupo de los anélidos poliquetos (Anexo V Tabla 13). La especie dominante por presentarse con elevada densidad y frecuencia fue *Mediomastus californiensis* (IVB 188), seguida por *Syllis botosaneanui* (180), *Proscoloplos* sp. 1 (151), *Spio pettiboneae* (151), y *Paramphinome jeffreysii* (140).

Los capitélidos y espiónidos son dos familias generalmente dominantes para sustratos blandos, en general en todo tipo de ambientes, en el Golfo de México (López-Granados, 1993; Miranda-Vázquez, 1993; Rodríguez-Villanueva, 1993; Sánchez-García, 1995; Hernández-Arana, 1995; Granados-Barba, 2001; Domínguez-Castanedo, 2004; Rojas-López, 2004).

En general se considera que los capitélidos son sedimentívoros móviles no selectivos, con lo cual se pueden adaptar a casi cualquier tipo de condiciones (Fauchald y Jumars, 1979). *M. californiensis* es una especie registrada como dominante en el sur del Golfo de México, en fondos lodosos y lodo-arenosos (Rodríguez-Villanueva, 1993; Granados-Barba, 2001; Rojas-López, 2004). Granados-Barba (2001) la categorizó como especie rara ocasional de distribución restringida en temporada de lluvias. Se encontró presente en el 40 % de las estaciones que se muestrearon en el Banco de Campeche en sedimento de tipo arenoso (Domínguez-Castanedo, 2004). En Isla Sacrificios se encuentra más abundante al sur de la laguna arrecifal (Fig. 21), en las estaciones con pastos marinos y arena cercana a los corales.

La especie dominante *M. californiensis* es muy frecuente, ya que se encuentra presente en todas las estaciones; sin embargo, no es la más abundante en todas las estaciones. Registró un valor de IVB=188 de un total de 240 (Anexo V, Tabla 13), esto se puede observar con el Coeficiente Simple de Dominancia (CSD) (Anexo V, Tablas 1 a 12) y con la distribución de la especie en la zona (Fig. 25).

Esta especie se ha encontrado en zonas estuarinas intermareales, hábitats lodoarenosos de composición moderadamente compacta y fina, las abundancias más altas se han registrado en temporada de lluvias (Hartman, 1947; Hernández-Alcántara, 1985). Esta especie se encontró en zonas de pastos marinos y arena rodeada de arrecifes de coral, donde al parecer buscan refugio de la depredación, luz y desecación; son sitios donde se conforman redes tróficas complejas basadas en detritos y son sitios en que se forman trampas de nutrientes y sedimento (Hernández-Alcántara y Solís-Weiss, 1991).

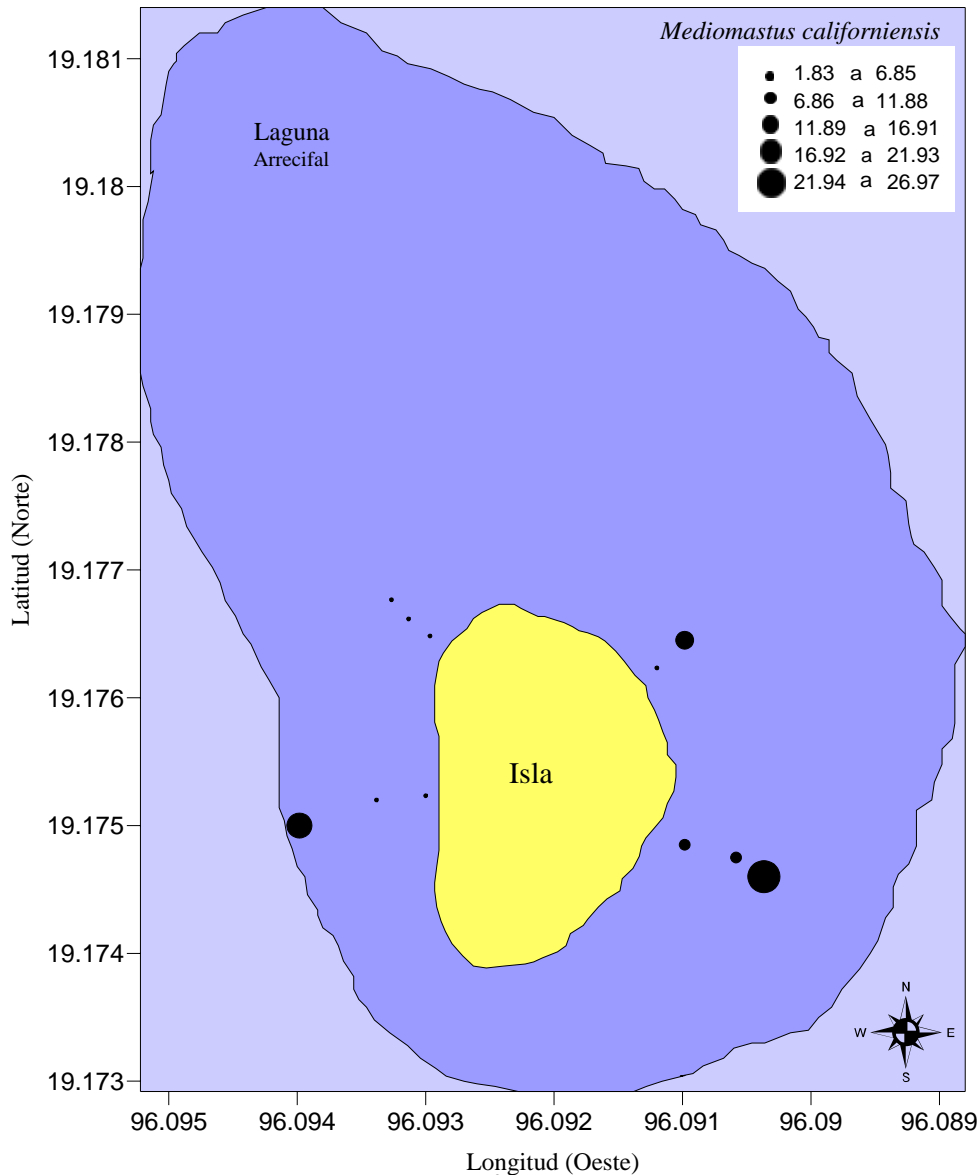


Fig. 25. Distribución de la densidad ( $\text{ind dm}^{-3}$ ) de la especie *Mediomastus californiensis*.

Los espionidos son usualmente tubícolas abundantes y frecuentes en aguas someras sobre cualquier tipo de sustrato. La mayoría vive en tubos de lodo y son capaces de dejar su tubo o construir otros de ser necesario; algunos construyen madrigueras o son completamente libres. Son considerados como sedimentívoros de superficie, seleccionan las partículas de sedimento mediante sus palpos ciliados (Fauchald y Jumars, 1979); de este modo al igual que los capitélidos se encuentran ampliamente distribuidos en el área de estudio, ya que son capaces de alimentarse de diversas formas y en distintos sustratos. *Spio pettiboneae* se ha registrado en el Golfo de México en sedimentos de arenas medias a muy finas, arena limosa fina y arena arcillosa (Johnson, 1984). En la laguna del Arrecife Sacrificios, se distribuyó en toda la zona, con densidades superiores en el

transecto C, E y en menor abundancia en el transecto A (Fig. 26) y sin una preferencia por algún tipo de sustrato en particular.

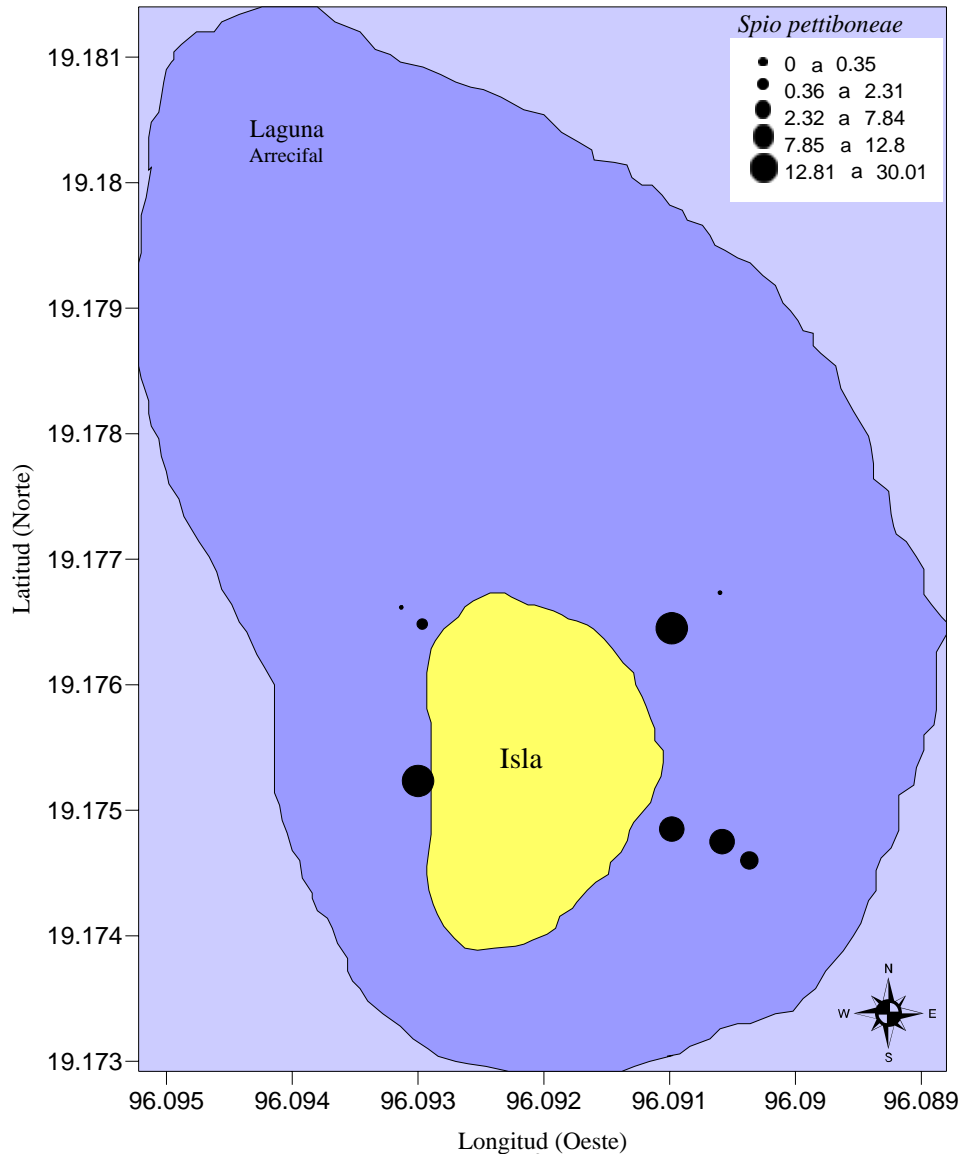


Fig. 26 Distribución de la densidad (ind dm<sup>-3</sup>) de la especie *Spio pettiboneae*.

Las familias Amphinomidae y Syllidae son las que presentaron la mayor densidad, esto debido a que son dos familias generalmente abundantes en zonas arrecifales arenosas y sustratos de arenas carbonatadas con aguas someras tibias (Fauchald y Jumars, 1979; Gathof, 1984); se han registrado en el PNSAV y zonas arrecifales de la Bahía de Campeche (Horta-Puga, 1982; Ochoa-Rivera, 1996; Granados Barba, *et al.*, 2003), donde Sacrificios no es la excepción.

Los anfínómidos en general son poliquetos lentos que habitan lodo, arena o fondos de coral; son comunes en aguas tropicales y sitios con corrientes cálidas (Gathof, 1984). Aquellos que viven en regiones de fondos tropicales son típicamente

carnívoros. Presentan un labio inferior eversible y musculoso con el que raspan superficies para conseguir alimento. La mayoría se asocian con cnidarios, esponjas, hidroides o ascidias. Algunos pueden alimentarse de otros poliquetos, corales, anémonas o de carroña; de este modo, presentan diversas estrategias de alimentación características de fondos arenosos y con corales (Gray, 1981). En este estudio *Paramphinome jeffreysii* se distribuyó principalmente al norte de la laguna (Fig. 27).

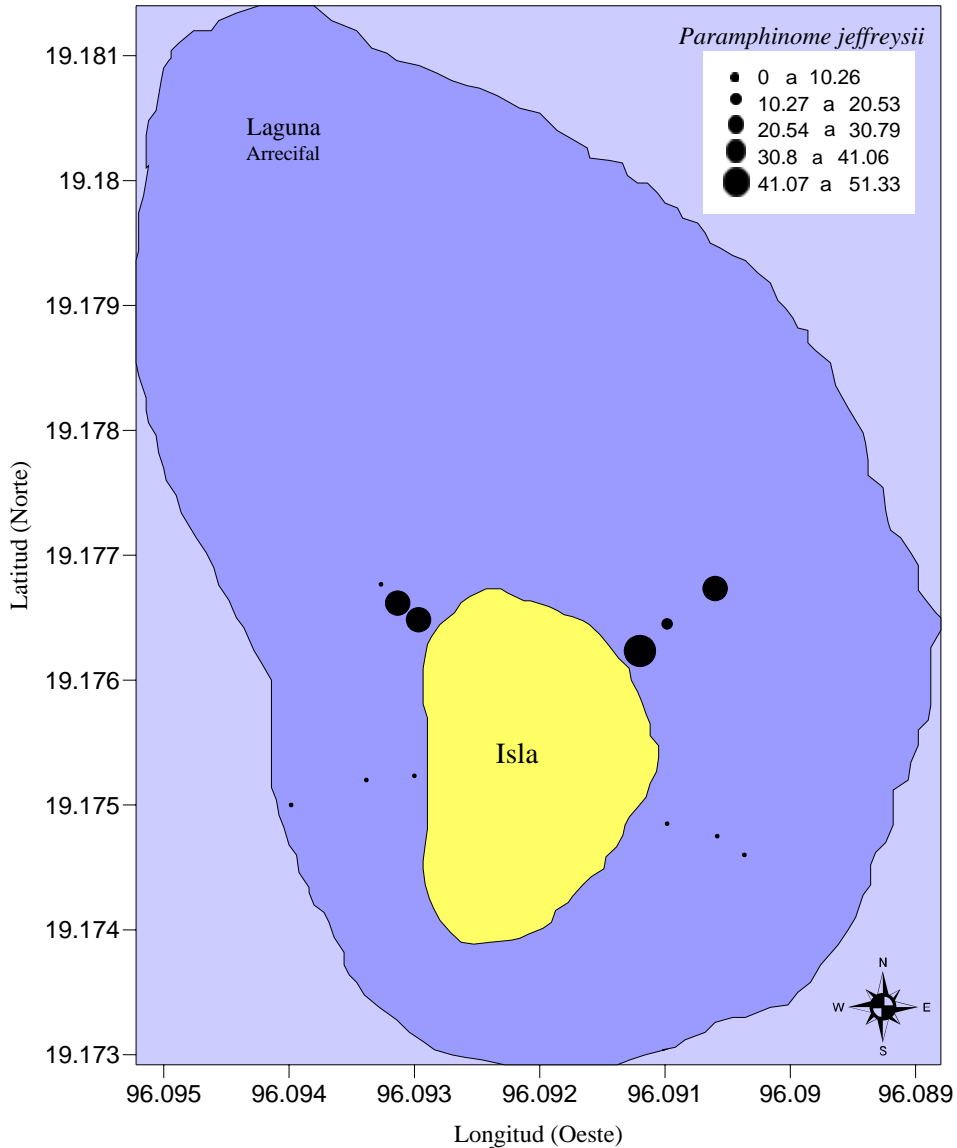


Fig. 27 Distribución de la densidad (ind dm<sup>-3</sup>) de la especie *Paramphinome jeffreysii*.

Los sílidos son frecuentes en aguas someras asociadas a sustratos duros, de talla pequeña y su alimentación es de tipo generalista (Giangrande *et al.*, 2000); viven en sitios crípticos, se mueven activamente en la superficie del sustrato, en

huecos, galerías y sobre organismos sésiles como esponjas, corales, hidroides, algas y pastos marinos (Bone y San-Martín, 2003).

Los sílidos son usualmente pequeños, altamente móviles y constituyen una de las familias de poliquetos más diversas del Golfo de México, principalmente en fondos de arenas gruesas carbonatadas, mezcladas con grava de coral y conchas (Granados-Barba *et al.*, 2003). Esto puede explicar la alta densidad y frecuencia de las especies de sílidos en la zona de estudio, donde se encuentran tres especies entre las dominantes (*Syllis botosaneanui*, *Syllis vivipara* y *Pionosyllis spinisetosa*). Las dos primeras especies de sílidos son vivíparas por lo cual puede ser que migren entre la zona de arrecifes y pastos marinos para la reproducción, ya que éstos organismos requieren mayor protección al incubar a las crías en su interior; además, sólo incuban dos o tres individuos como máximo, cuando otras especies de sílidos y poliquetos en general se reproducen por epitoquia, es decir liberan cientos de gametos a la columna de agua, con lo cual las probabilidades de supervivencia son superiores. En general, se considera que el viviparismo es una adaptación a la vida intersticial (Ding *et al.*, 1998), donde los sílidos pueden desplazarse entre los intersticios de la arena o esconderse entre las cavidades del coral o sobre las hojas y entre los rizomas de los pastos

Bone y San Martín (2003) encontraron especies cercanas de *Syllis* asociadas a praderas de pastos marinos, con abundancias bajas en el mes de junio; sin embargo en este estudio son de las especies más abundantes, ya que *Syllis botosaneanui* es la segunda dominante de la zona (Anexo V, Tabla 13). Esta especie se ha registrado como intersticial en fondos blandos con arena fina a gruesa con o sin fragmentos de coral (Hartmann-Schröder, 1980; Licher, 1999). Al igual que *P. jeffreysii* se distribuyó principalmente al norte de la laguna arrecifal (Fig. 28); esto puede deberse a que la zona norte de la laguna es más extensa que el resto; ahí las formaciones de coral son de tamaño mayor y más extensas, lo cual puede favorecer que aumenten las abundancias de estas especies.

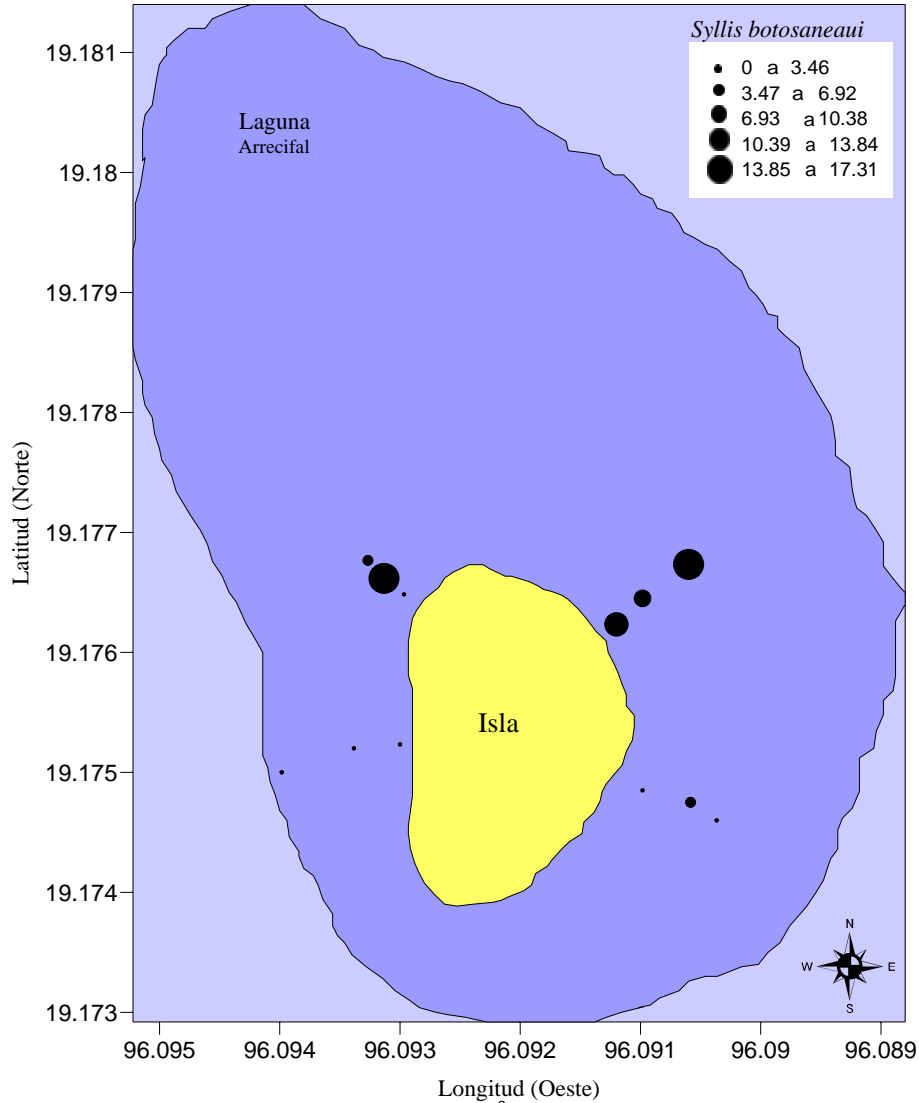


Fig.28 Distribución de la densidad (ind  $\text{dm}^{-3}$ ) de la especie *Syllis botosaneanui*.

Los orbínidos no construyen tubos permanentes, sino que son cavadores activos en sustratos arenosos a lodo-arenosos. Utilizan su prostomio puntiagudo y aplanado y tórax musculoso para moverse a través del sedimento. La mayoría de los autores los consideran como sedimentívoros no selectivos (Fauchald y Jumars, 1979; Taylor, 1984), que ingieren partículas de materia orgánica, así como de arena, por medio de su proboscis dendrítica en forma de saco. El género *Proscoloplos* se ha recolectado en profundidades de 35-43 m y en arenas gruesas a medias y arenas finas limosas (Taylor, 1984). En el presente estudio se encontró en todo tipo de ambientes y de forma abundante en la mayor parte de las estaciones, principalmente en los transectos A y D; sus densidades disminuyen en el transecto C (Fig. 29).

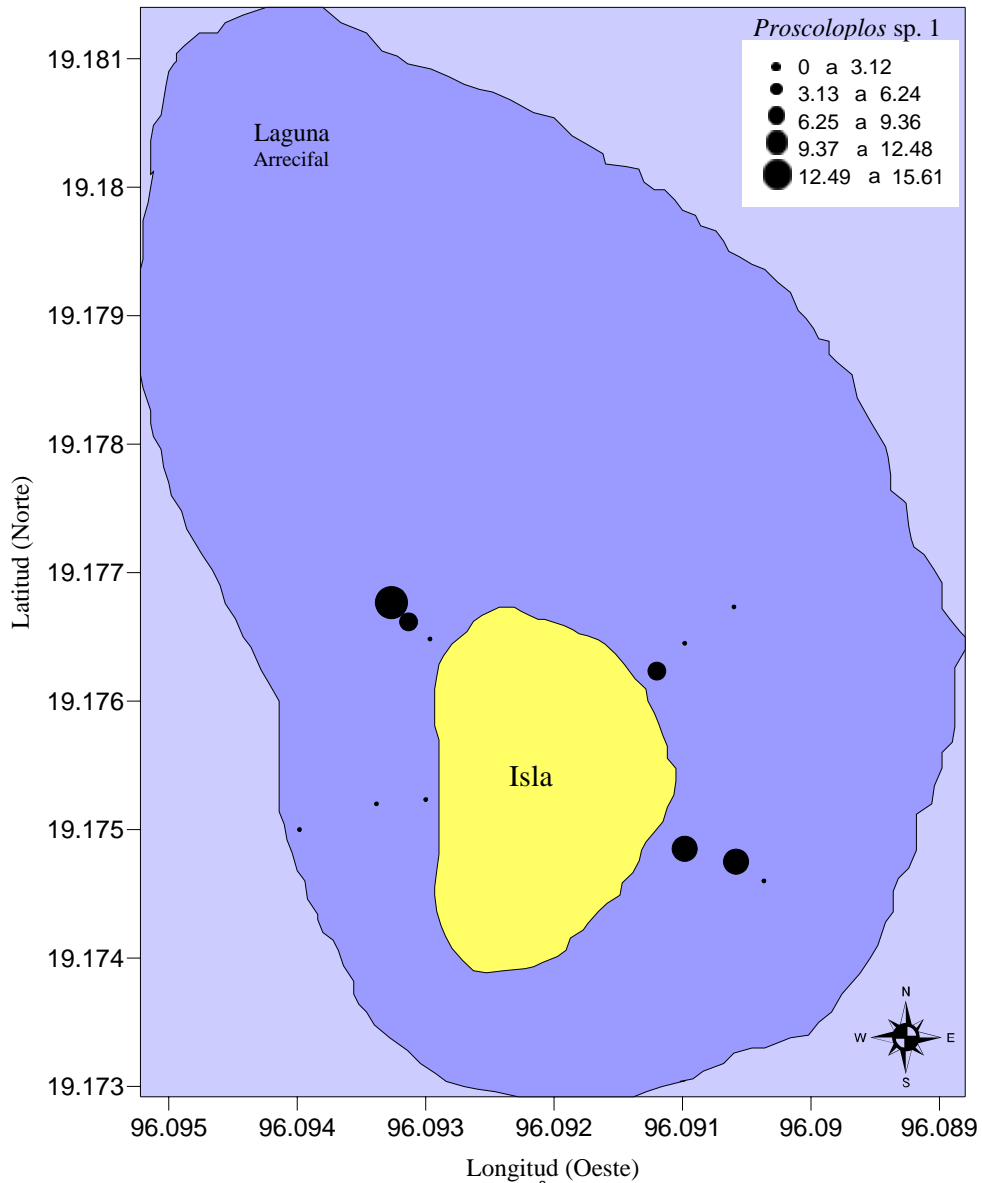


Fig. 29 Distribución de la densidad ( $\text{ind dm}^{-3}$ ) de la especie *Proscoloplos sp. 1*.

Al realizar un análisis de varianza para la densidad, comparando los diferentes tipos de sustratos, se obtuvo que las diferencias no fueron significativas estadísticamente (Anexo III, Tabla 1 y 2), debido a que tanto en el ANDEVA como en la prueba post-hoc se obtuvieron valores muy por encima de 0.05.

### 6.2.5. Diversidad

Los valores de diversidad fluctuaron de 2.16 en la estación C2 a 4.19 bits/ind. En la estación A1. En general, se observó que los valores de diversidad fueron elevados en la mayoría de las estaciones por lo cual las dominancias fueron bajas, excepto en la estación C2, donde la especie *Microdeutopus* spp. registró una elevada densidad (8.4 org/l); sin embargo, a pesar de que el transecto C presentó bajos valores de riqueza específica, sus valores de diversidad y en especial de equidad fueron semejantes al resto de las estaciones de la laguna. En cambio, en el transecto E se registraron los valores más bajos de diversidad y equidad.

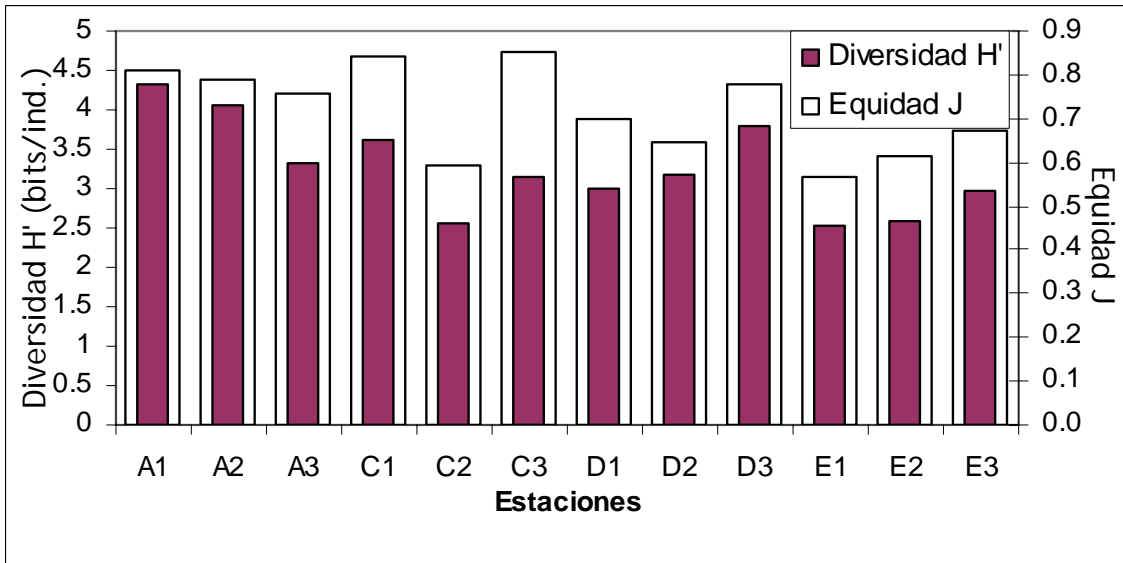


Fig. 30 Diversidad ( $H'$ ) (bits/ind.) y equidad ( $J'$ ) de especies de la macrofauna de la laguna arrecifal de Isla de Sacrificios.

Los valores de equidad en general fueron altos, excepto para las estaciones C2 (0.55) y E1 (0.58) por su baja riqueza de especies y diversidad. El transecto A y las estaciones C1 y C3 presentaron los valores más elevados de equidad (Fig.30). En las estaciones del transecto C, aunque tuvieron pocas especies, los organismos están repartidos equitativamente entre sus estaciones.



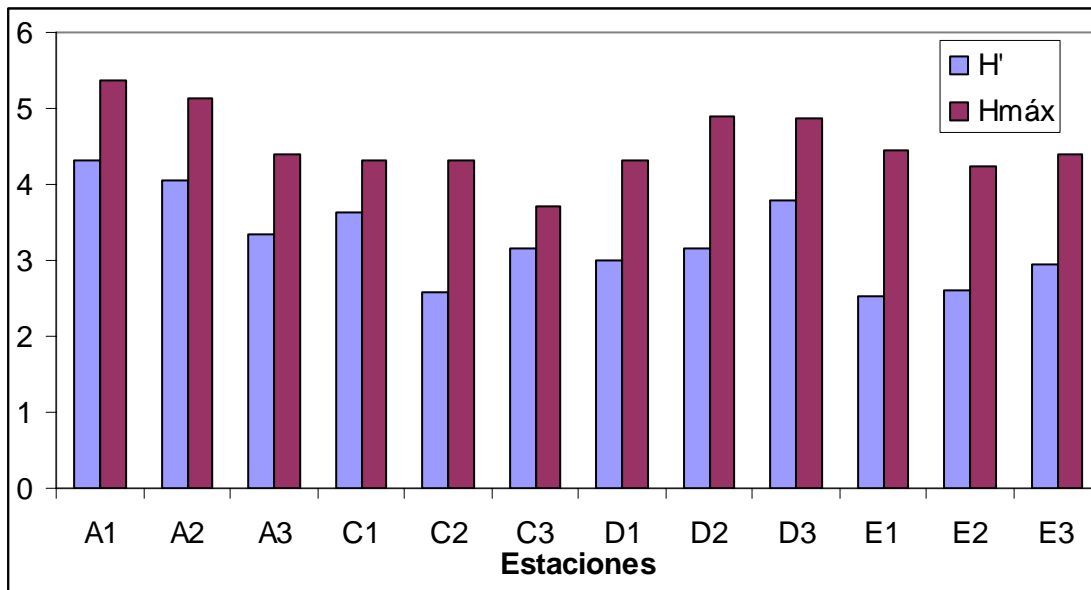


Fig. 31 Diversidad ( $H'$ ) (bits/ind.) y diversidad máxima de especies en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios.

En general, los valores de diversidad fueron cercanos a los de diversidad máxima (Fig. 31), debido a que en la mayoría de las estaciones la equidad fue elevada (Fig. 30). Se observó que el transecto E es el que presentó diversidades más bajas con respecto a la diversidad máxima; fue en este transecto donde se encontraron las densidades más elevadas de las especies dominantes, en especial *S. botosaneanui* y *P. jeffreysii*.

Al analizar los datos de riqueza de especies y diversidad se notó que en la laguna arrecifal no se dan cambios significativos en cuanto a densidad entre los diferentes sustratos; sin embargo, se notó que sí hubo un cambio en la composición de especies, mientras que la equidad se mantiene constante. Es decir, no cambia el número de especies sino el tipo de especies presentes.

El transecto A presentó los valores más elevados de riqueza específica, diversidad y equidad, se ubicó en la zona de barlovento de la laguna arrecifal; es una zona donde la laguna es más angosta y somera (0.6 m promedio). Al presentarse una menor distancia entre la Isla y la zona de rompiente, se da un cambio de ambientes desde arena, pastos marinos y arrecifes de coral en un espacio más corto, lo cual representa diferentes hábitats disponibles para los organismos en menos espacio; de este modo, puede darse la especialización de la fauna aumentando la riqueza y diversidad de especies. Aunado a esto, en esta zona de la Isla se dan cambios más contrastantes en el nivel de la marea, con lo cual puede ser que se establezcan varias especies adaptadas a estas condiciones, pero en bajas densidades.

A diferencia de la zona norte de la Isla, principalmente en el transecto E donde el hábitat fue más homogéneo y la laguna más amplia, en esta zona estuvieron

presentes todas las especies dominantes en densidades elevadas, a la vez que disminuyó la diversidad.

En el trabajo de Horta Puga (1982) encontrarse observó una distribución diferencial de las familias de poliquetos, en las que la composición faunística cambió de acuerdo con el tipo de sustrato presente. En cuanto a las especies comunes en diferentes ambientes, principalmente entre las estaciones localizadas entre los pastos marinos y las que se encontraban en la arena con coral vivo, se ha pensado que pueden migrar de un sustrato a otro para alimentarse, en busca de protección o de zonas de reproducción, como sucede en otros grupos de animales. Por ejemplo, este comportamiento está bien documentado en peces, especialmente los góbidos de arena los cuales se desplazan desde la zona arrecifal a los pastos marinos y a la arena para alimentarse y como zonas de reclutamiento (Syms y Jones, 2004).

Algunos crustáceos, principalmente isópodos y tanaidáceos, y algunos poliquetos, aprovechan las hojas muertas de los pastos marinos para alimentarse. Las algas epífitas de tipo coralino, diatomeas y algas verdes filamentosas y rojas, constituyen un elemento importante en la cadena alimentaria de diversos invertebrados (Hardison y Kitting, 1985). Se ha documentado que el ramoneo de los organismos modula la competencia entre el pasto marino y las epífitas (Gacia *et al.*, 1999). Asimismo, la comunidad de epífitas se diferencia en espacio y tiempo, con lo cual las especies de invertebrados ramoneadores también cambian en espacio y tiempo, existiendo nichos bien diferenciados debido al pastoreo selectivo de algunos organismos (Mazzella y Ruso, 1989; Thompson *et al.*, 2000).

Se ha observado que algunas especies de crustáceos son especialistas, mientras que la mayoría de los poliquetos son oportunistas. Estos poliquetos se encuentran tanto en los pastos marinos como en los sustratos cercanos, lo cual sugiere un desplazamiento de los mismos en busca de alimento (Tussenbroek y Gambi, 2003). Entre estos poliquetos se encuentran los sílidos, los cuales como se mencionó anteriormente, son organismos generalistas y capaces de explotar diversos recursos, por lo cual son abundantes tanto en zonas arrecifales como en pastos marinos (Bone y San-Martín, 2003).

### 6.3. Análisis multivariados

Mediante el análisis de agrupamiento se obtuvieron dos grupos de estaciones (Fig. 32). El grupo A se conforma por las estaciones A1, A2 y E2, mientras que el grupo B se agrupa por las estaciones D1, D2, D3, E1 y E3.

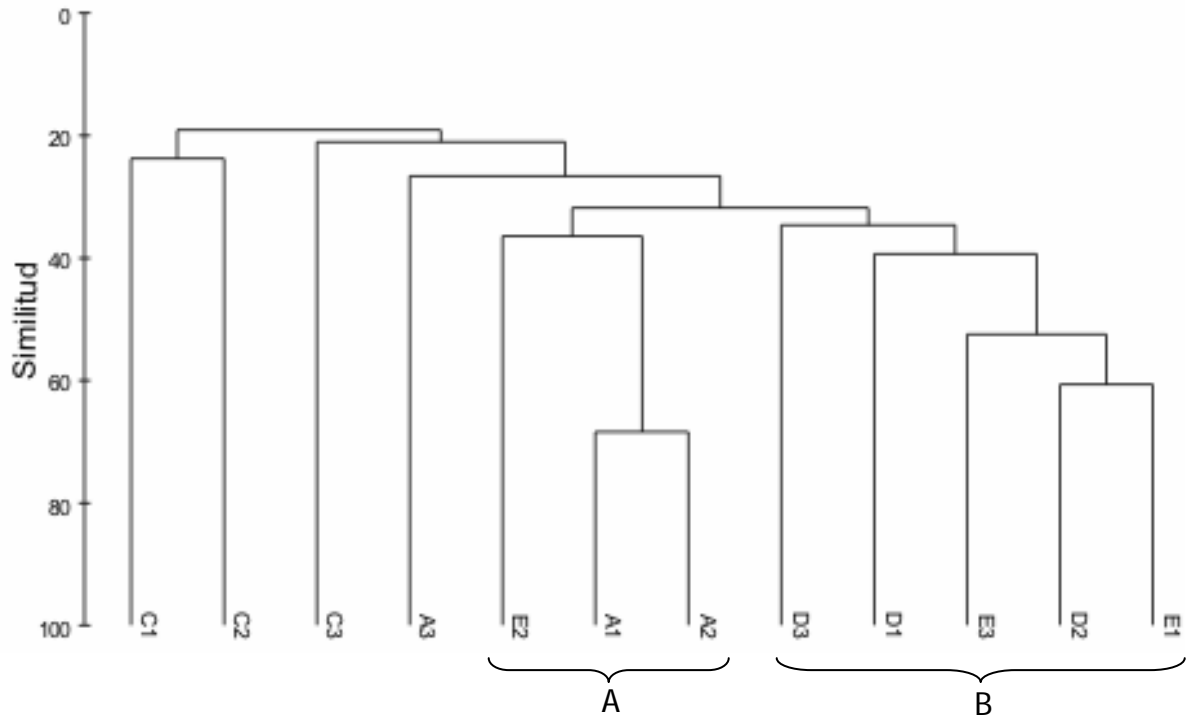


Fig.32 Análisis de agrupamiento cluster de las especies del arrecife Sacrificios.

Las especies que contribuyeron en un 60% a la conformación del ensamblaje faunístico A fueron: *S. botosaneanui* (17.79%), *S. pettiboneae* (15.75%), *M. californiensis* (13.38%), *Proscoloplos* sp.1 (8.56%) y *Fabricinuda trilobata* (5.07%). Estas especies se encuentran entre las dominantes en la zona de estudio y sus abundancias son elevadas, principalmente al norte de la laguna arrecifal, donde se ubica la estación E2; sin embargo, este grupo presenta dos estaciones del transecto A, es decir de barlovento, las cuales presentaron valores elevados de riqueza, diversidad y equidad de especies. En este ensamblaje destaca la presencia de la especie *F. trilobata* la cual es un sabélido característico de aguas carbonatadas, someras, como es el caso del Banco de Campeche donde se registró como dominante (Domínguez-Castanedo, 2004).

Las especies que contribuyeron en un 65% a la conformación del ensamblaje B fueron: *S. botosaneanui* (19.43%), *Schistomeringos pectinata* (17.89%), *P. jeffreysii* (17.34%) y *Proscoloplos* sp.1 (10.34%). Todas las estaciones de este ensamblaje se ubican al norte de la zona de estudio, donde son dominantes las especies que lo conforman. Destaca la presencia de *S. pectinata*, la cual se ha registrado principalmente en arenas calcáreas medias a gruesas (Wolf, 1984). Esto es coincidente con el presente estudio, donde en el transecto D se encuentran tamaños de grano superiores (Fig. 14).

Las estaciones C1, C2, C3 y A3 se encuentran separadas del resto, sin formar grupos, debido a que presentan una configuración de especies diferente del resto,

en especial del transecto C, que es el que presentó los valores más bajos de densidad y riqueza de especies.

En el NMDS las estaciones se ubicaron de acuerdo con un gradiente de densidad de menor a mayor de izquierda a derecha (Fig. 29). Las estaciones E1, E3, D2 y D3 que son las de densidad superior, se localizan a la derecha de la figura.

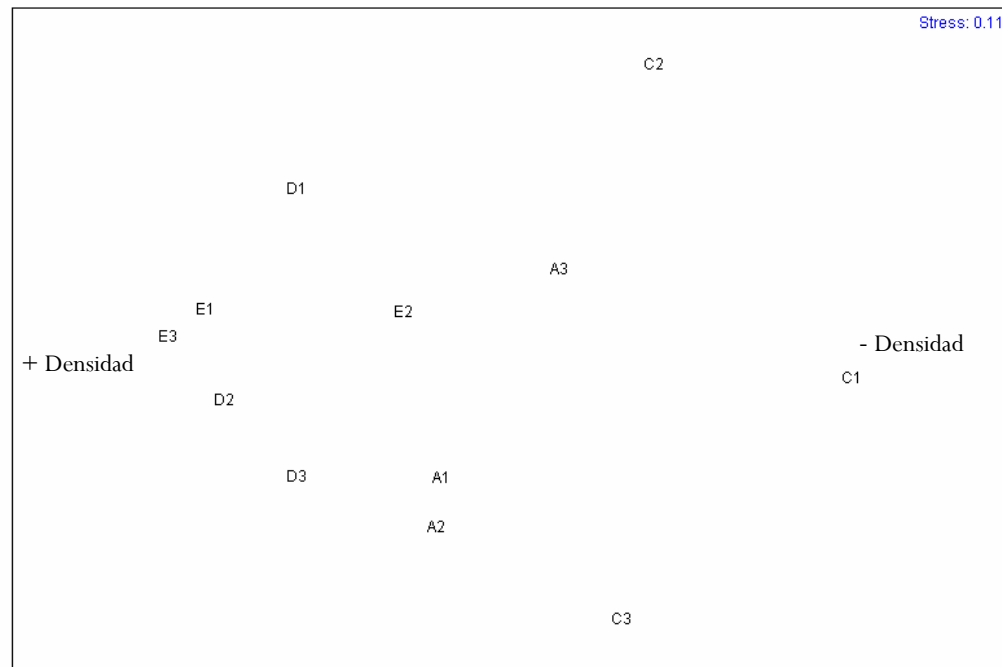


Fig. 33 NMDS de las estaciones de la laguna arrecifal de Isla de Sacrificios, con la macrofauna bentónica a nivel taxonómico de especie.

En general, también se observa que las estaciones se agruparon por transectos, donde el transecto C se encuentra en el extremo derecho de la figura, seguido del transecto A. Los transectos D y E están mezclados entre sí. De este modo, la zona de sotavento presenta una estructura comunitaria diferente del resto del arrecife. El transecto A, del lado de barlovento, también presenta una fauna diferente; sin embargo, ésta es más semejante de la zona norte, ya que las estaciones se encuentran más cerca del resto (Fig. 33).

Así, el arrecife puede regionalizarse en la zona de barlovento, sotavento y norte.

Aunque no existen diferencias significativas entre ambientes en cuanto a la densidad, el arreglo de las estaciones en el NMDS puede deberse al cambio no en número sino en el tipo de familias presentes, donde las estaciones cercanas a la costa con sustrato de tipo arenoso presentan como familias dominantes principalmente a las familias Cirratulidae, Spionidae, Capitellidae y Syllidae;

mientras que las presentes en pastos marinos presentan como dominantes a las familias Sabellidae, Aoridae, Phoxocephalidae y Amphinomidae. En sustrato arenoso rodeado de arrecifes de coral, las familias dominantes son principalmente la familia Amphinomidae y la familia Syllidae.

A nivel de especie, se nota una distribución principalmente hacia el norte de la laguna arrecifal de las especies *Paramphinome jeffreysii* y *Syllis botosaneanui*; sin embargo, no se observa una preferencia por algún tipo de sustrato particular.

#### 6.4. AMBI

Para llevar a cabo el cálculo del AMBI se realizó la asignación de las especies de la zona de estudio a los grupos ecológicos correspondientes (Anexo VII, Tabla 1). Dichas especies se anexaron a la lista del software para el AMBI ([www.azti.es](http://www.azti.es)).

Al realizar el cálculo del AMBI se obtuvieron los porcentajes de especies presentes en cada uno de los grupos ecológicos (Fig. 34). Los grupos predominantes fueron el II y III.

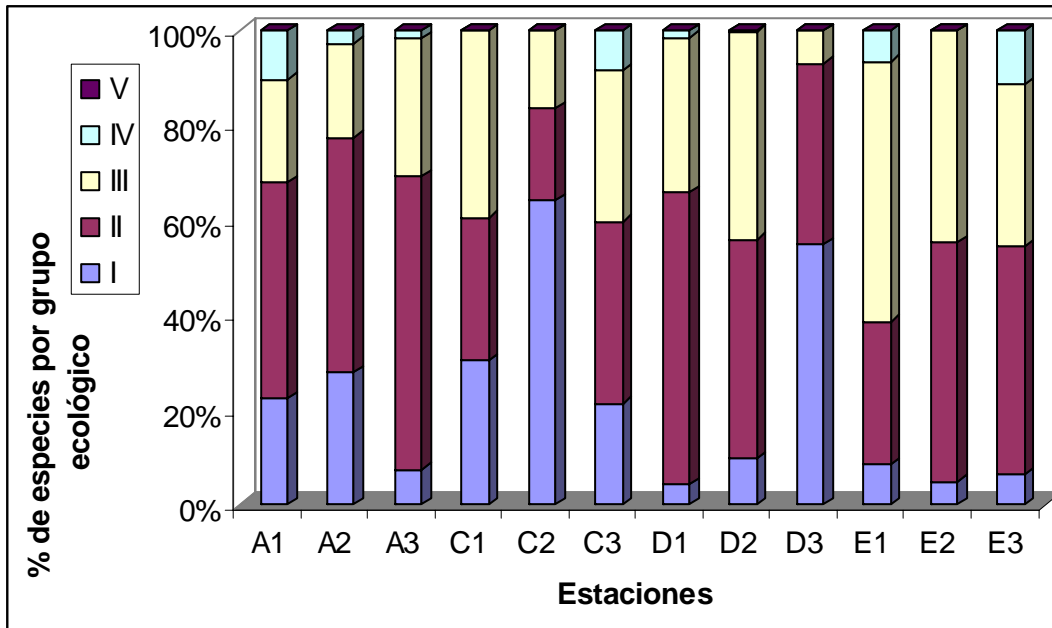


Fig. 34 Porcentaje de especies por grupo ecológico en cada estación de muestreo.

Los valores de AMBI obtenidos fluctuaron entre 0.79 y 2.40 (ANEXO VIII, Tabla 1). Estos valores representados con el Índice Biótico oscilaron entre 1 y 2. En la clasificación de perturbación se obtiene que dos estaciones (C2 y D3) no presentaron perturbación, mientras que el resto se encuentran ligeramente perturbadas.

Las estaciones C2 y D3 tuvieron un porcentaje superior de especies del grupo uno (Fig. 31) por lo cual el valor de AMBI obtenido es bajo (Fig. 34).

En general, las estaciones presentaron valores semejantes de AMBI. Destaca el Transecto E con los valores más elevados de la zona (Figs. 27 y 36). Predominan las especies del grupo III, por ello aumentan los valores de AMBI; este transecto presentó equidades inferiores al resto de la zona, por lo cual hay más especies dominantes, principalmente *S. botosaneanui*, la cual es muy abundante en este transecto.

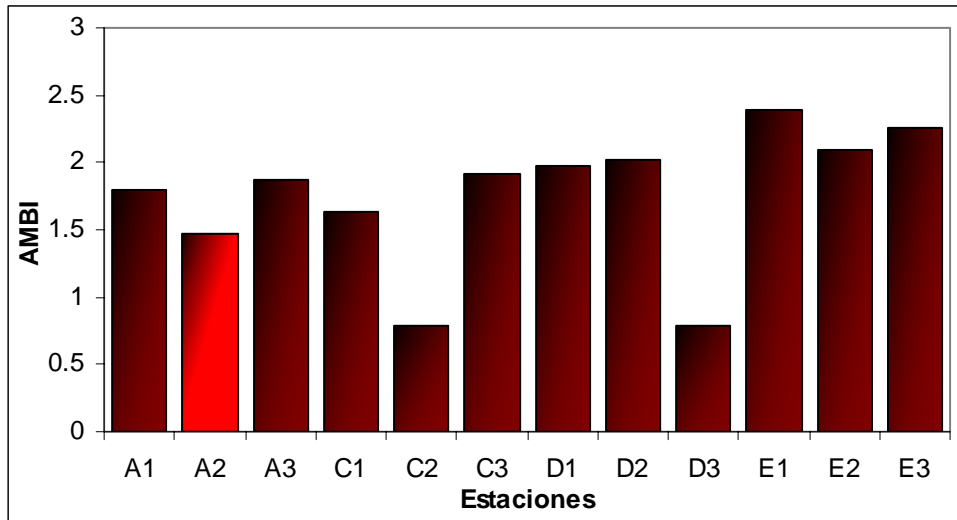


Fig. 35 Valores del Índice AMBI para cada estación de muestreo.

En esta temporada la circulación prevaleciente en la región es del sureste, por lo cual el agua entra por el sur del arrecife y sale al norte. Estos valores un poco más elevados de AMBI al noreste (Fig. 36) se deben a la presencia de especies tolerantes al exceso de materia orgánica. Estas especies están presentes en condiciones normales a ligeramente desbalanceadas, probablemente ocasionadas en este caso por acumulación de materia orgánica producto de degradación de las hojas de la *Thalassia*.

Además, hay que mencionar que han observado que episodios esporádicos de hipoxia, conducen al incremento del AMBI (Borja *et al.*, 2006), tal y como ha sido observado en fiordos noruegos, donde el AMBI responde bien a cambios en el oxígeno disuelto (Muxika *et al.*, 2005).

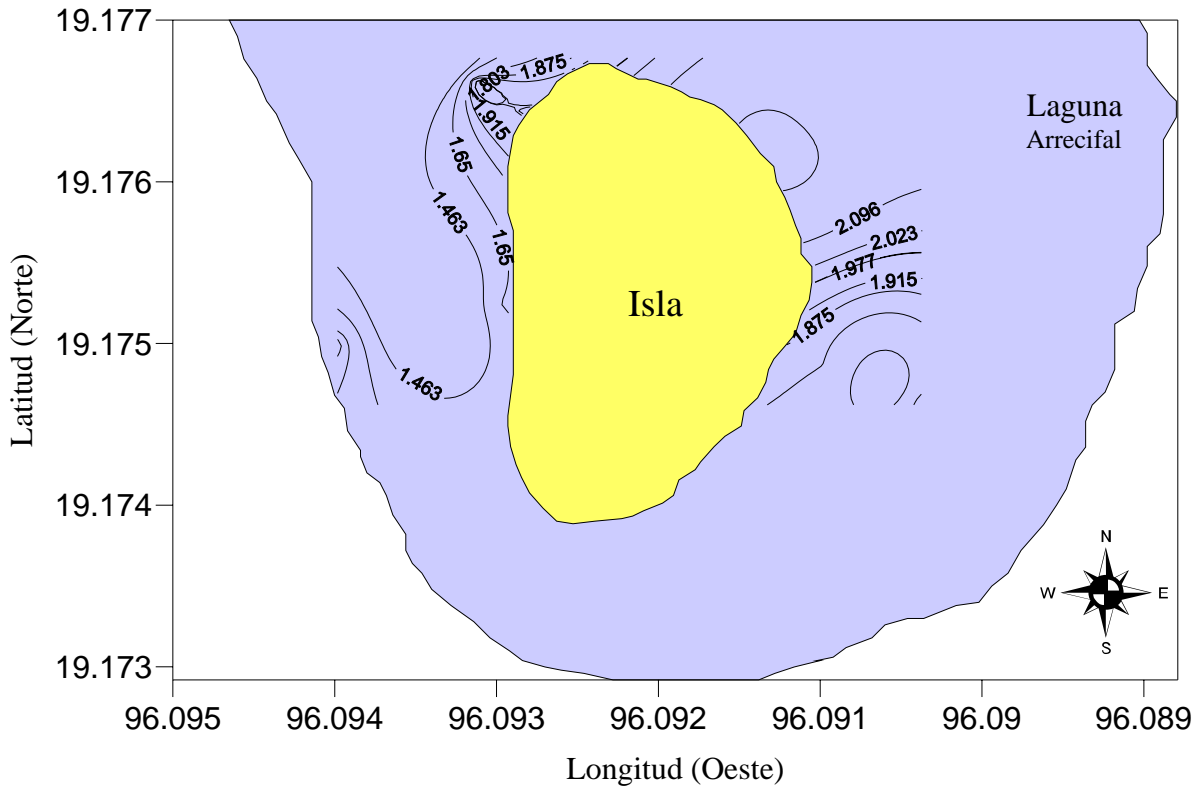


Fig. 36 Distribución espacial de los valores del AMBI en el arrecife Sacrificios.

A este respecto, es importante realizar estudios futuros en otras épocas del año para observar la evolución de la comunidad de la macrofauna, en especial para determinar si los valores obtenidos de oxígeno disuelto corresponden a la realidad, y cómo éstos afectan a la fauna presente.

Mediante el estudio de la fauna y la aplicación del AMBI es posible conocer los aspectos históricos de un sitio determinado, son una medida directa de las condiciones de la biota y pueden descubrir problemas no detectados o subestimados por otros métodos, por ejemplo con las mediciones fisicoquímicas, se obtiene únicamente un dato puntual del momento de la medición. Esto es aplicable debido a que se ha demostrado que el bentos responde relativamente rápido al estrés antrópico y natural (Pearson y Rosenberg, 1978; Dauer, 1993).

Para conocer la relación entre el AMBI y los parámetros ambientales se llevó a cabo un análisis de regresión lineal múltiple, donde el AMBI presentó una relación negativa con el tamaño de grano (Fig. 37), la cual fue una de las variables que presentó menos variación en el arrecife. El tamaño de grano es menor en la zona noreste que en el resto de las estaciones, con lo cual los espacios intersticiales son más reducidos, limitando el flujo de nutrientes y favoreciendo que se deposite materia orgánica en la zona.





en un estado desde no perturbado hasta ligeramente perturbado en sus comunidades bentónicas, lo cual está reflejando que se encuentra bajo estrés ambiental. El siguiente paso, es determinar de dónde proviene el estrés y tomar las medidas necesarias para mantener y remediar los niveles actuales de perturbación en la zona. El éxito más grande en el monitoreo de las condiciones de un área y el establecimiento del estado de "salud" de un sitio determinado radica en la detección temprana de los efectos del estrés (Gray, 1989; Atkins y Jones, 1990).

## 7. Conclusiones

Los parámetros ambientales analizados en el arrecife Sacrificios varían de forma homogénea y no presentan una relación con la distribución de la densidad de la macrofauna bentónica, por lo cual los cambios se dan en un reemplazo de especies en los diferentes ambientes y zonas muestreadas, por lo tanto la Isla presenta una regionalización faunística en barlovento, sotavento y norte.

Se registraron 123 especies, de las cuales 15 son potencialmente nuevas para la ciencia y sólo 21 de ellas se han registrado previamente en la zona, lo que destaca la importancia de continuar con los estudios taxonómicos en la región.

La zona de barlovento es más rica en especies y diversidad ecológica, mientras que la región de sotavento es más pobre en densidad y riqueza específica.

Las especies dominantes, todas anélidos poliquetos, presentaron una distribución diferencial en la laguna. Esto debido a sus diferentes hábitos alimenticios y modos de vida.

Se llevó a cabo la asignación de las especies a los grupos ecológicos para el cálculo del AMBI, a partir de la información contenida en la literatura y el conocimiento de los expertos en la zona, lo cual es un paso clave en la correcta aplicación del índice. Asimismo con esto se contribuyó a ampliar la lista de especies disponible a toda la comunidad científica.

Debido a la circulación de la zona y desarrollo de las praderas de pastos marinos al noreste del arrecife aumentan las especies tolerantes a la materia orgánica y se obtienen valores más elevados de AMBI.

La laguna arrecifal del Arrecife Sacrificios presentó un estado ecológico no perturbado a ligeramente perturbado.

El AMBI presentó una correlación inversa con el tamaño de grano del sedimento.

en un estado desde no perturbado hasta ligeramente perturbado en sus comunidades bentónicas, lo cual está reflejando que se encuentra bajo estrés ambiental. El siguiente paso, es determinar de dónde proviene el estrés y tomar las medidas necesarias para mantener y remediar los niveles actuales de perturbación en la zona. El éxito más grande en el monitoreo de las condiciones de un área y el establecimiento del estado de "salud" de un sitio determinado radica en la detección temprana de los efectos del estrés (Gray, 1989; Atkins y Jones, 1990).

## 7. Conclusiones

Los parámetros ambientales analizados en el arrecife Sacrificios varían de forma homogénea y no presentan una relación con la distribución de la densidad de la macrofauna bentónica, por lo cual los cambios se dan en un reemplazo de especies en los diferentes ambientes y zonas muestreadas, por lo tanto la Isla presenta una regionalización faunística en barlovento, sotavento y norte.

Se registraron 123 especies, de las cuales 15 son potencialmente nuevas para la ciencia y sólo 21 de ellas se han registrado previamente en la zona, lo que destaca la importancia de continuar con los estudios taxonómicos en la región.

La zona de barlovento es más rica en especies y diversidad ecológica, mientras que la región de sotavento es más pobre en densidad y riqueza específica.

Las especies dominantes, todas anélidos poliquetos, presentaron una distribución diferencial en la laguna. Esto debido a sus diferentes hábitos alimenticios y modos de vida.

Se llevó a cabo la asignación de las especies a los grupos ecológicos para el cálculo del AMBI, a partir de la información contenida en la literatura y el conocimiento de los expertos en la zona, lo cual es un paso clave en la correcta aplicación del índice. Asimismo con esto se contribuyó a ampliar la lista de especies disponible a toda la comunidad científica.

Debido a la circulación de la zona y desarrollo de las praderas de pastos marinos al noreste del arrecife aumentan las especies tolerantes a la materia orgánica y se obtienen valores más elevados de AMBI.

La laguna arrecifal del Arrecife Sacrificios presentó un estado ecológico no perturbado a ligeramente perturbado.

El AMBI presentó una correlación inversa con el tamaño de grano del sedimento.

## CONSIDERACIONES FINALES

La aplicación de este índice de calidad ecológica del bentos es novedosa para la zona e incluso para el país, por lo cual se está probando su eficacia en zonas tropicales. A partir de ello, se han obtenido resultados que reflejan las condiciones esperadas para la laguna arrecifal de Isla Sacrificios, debido a que es una zona con variaciones ambientales homogéneas, con elevada riqueza específica y diversidad de especies.

Este estudio puede servir de base para llevar a cabo un seguimiento de la calidad del bentos en la región del PNSAV, tomando como estación de referencia a comparar la laguna del Arrecife Sacrificios, debido a que en un inicio representa un verdadero reto poder establecer las condiciones de referencia y así poder establecer el estado de calidad de una localidad determinada.

Literatura citada

- Adams, A.J., J. P. Ebersole. 2002. Use of back-reef and lagoon habitats by coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*. 228: 213-226
- Alongi, D. M. 1989. Benthic processes across mixed terrigenous-carbonate sedimentary facies on the central Great Barrier Reef continental shelf. *Continental Shelf Research*. 9: 629-663.
- Alongi, D. M. 1990. Ecology of tropical soft bottom benthic ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 28:381-496
- Atkins y Jones. 1990. En: Dauer, D., M. F. Lane y R. J. Llansó. 2003. *Development of diagnostic approaches to determine sources of anthropogenic stress affecting benthic community condition in the Chesapeake Bay*. U. S. EPA. Chesapeake Bay Program Office. Final Report.
- Bazairi H., A. Bayed, C. Hily. 2005. Structure et bioévaluation de l'état écologique des communautés benthiques d'un écosystème lagunaire de la côte atlantique marocaine. *Comptes Rendus Biologies* 328:977-990
- Bellan, G., G. Désrosiers y A. Willsie. 1988. Use of an annelid pollution index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*. 19:662-665.
- Birkeland, C. 1997. *Life and death of coral reefs*. Chapman y Hall, New York. 536 pp.
- Bazairi H., A. Bayed, M. Glémarec, C. Hily. 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta* 26:457-471
- Bianchi, C. N., C. Morri. 1985. I Policheti come descrittori della struttura trofica degli ecosistemi marini. *Oebalia*. 11: 203-214.
- Bone, D. 1991. Comparación de características y eficiencia del muestreador entre estudios sobre macrobentos asociado a praderas de *Thalassia testudinum*. *Ecotrópicos* 4: 68-76.
- Bone, D. y G. San Martín. 2003. Ecological Aspects of Syllids (Annelida: Polychaeta: Syllidae) on *Thalassia testudinum* beds in Venezuela. *Hydrobiologia*. 496:289-298.
- Borja, A., J. Franco y V. Pérez. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40(12): 1100-1114.

- Borja, A.; I. Muxika y J. Franco. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 835-845.
- Borja, A., J. Franco, et al. (2004). "Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque Country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48(3-4): 209-218.
- Borja, A. y I. Muxika. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 787-789.
- Borja, A., D. Dauer, R. Díaz, R. Llansó, I. Muxika, J. G. Rodríguez y L. Schaffner. 2006. Assessing estuarine benthic quality condition using different tools: comparing US and European methodologies, within Chesapeake Bay. *Ecological Indicators*.
- Borzone, C. A., E. T. Paes y A. G. Soares. 1990. Um novo amostrador de succão para o estudo quantitativo da fauna bentônica infralitoral em substratos inconsolidados. *Nerítica*. 5: 15-25.
- Bratu Hernández, A. A. 2000. Bases para el manejo del Sistema Arrecifal Veracruzano. *Tesis de Licenciatura*. IPN ENCB. México. 154 pp.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 27: 325-349.
- Brower, J. E. y J. H. Zar. 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. W.m C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa. 194 pp.
- Cai, L., N. F. Y. Tam, T. W. Y. Wong, L. Ma, Y. Gao y Y.S. Wong, 2003. Using Benthic Macrofauna to Assess Environmental Quality of Four Intertidal Mudflats in Hong Kong and Shenzhen Coast. *Acta Oceanologica Sinica*, 22: 309-319.
- Casselli, C., M. Ponti y M. Abbiati. 2003. Valutazione della qualità ambientale della laguna costiera Pialassa Baiona attraverso lo studio dei suoi popolamenti bentonici. *XIII Congresso Società Italiana de Ecologia, Como, Villa Olmo*.
- Cervantes, R. S. 1994. Integración de las obras marítimo-portuarias al medio litoral para su ordenamiento. *Oceanología* 1(4): 133-149.
- Clarke, K. R. y R. H Green. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 213-226.
- Clarke, K. R. y K. N. Gorley. 2001. Manual del usuario Primer V. 5.0. Primer-E, Ltd.

- Carricart-Ganivet, J.P y Horta-Puga, G. 1993. Arrecifes de Coral en México. *In: Biodiversidad Marina y Costera de México*. Salazar-Vallejo y Gonzáles, N.E. (eds). *Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO*. México. 80-90 pp.
- Dauer, D. M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*. 26(5): 249-257.
- De Lara A. R., B. T. Castro, M. Castro. 1995. Un panorama económico administrativo de la zona costera mexicana y su relación con la protección del ambiente. *Oceanología* 3(7): 79-97.
- Ding, Z., F. Licher y W. Westheide. 1998. New and newly assigned species of the genus *Dentatisyllis* (Polychaeta, Syllidae, Syllinae), with comments on the reproduction together with a key and a synoptic table of all species of the genus. *Sarsia*. 83: 29-43.
- D.O.F. 1992. Diario Oficial de la Federación. CDLXVII 17 4-13. Martes 25 de Agosto de 1992.
- DOF. 1994. Diario Oficial de la Federación Tomo CDLXXXVIII. No. 10, México D.F. Lunes 16 de mayo de 1994. 60 pp.
- Domínguez, M. 1976. descripción de algunos hidroideos de Isla Verde, Ver. *Tesis profesional*. Universidad Nacional Autónoma de México. 89 pp.
- Domínguez-Castanedo, N. 2004. Estructura comunitaria de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociados a sustratos blandos en el Banco de Campeche, México. *Tesis profesional*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 98 pp.
- Dubinsky, Z. 1990. Coral reefs. *En: Goodall DW (ed) Ecosystems of the world*. Elsevier, Amsterdam.
- Eleftheriou, A. y N.A. Holme. 1984. Macrofauna Techniques. Pp: 140-216. *En: Methods for the study of marine benthos*. Holme, A.N. and A.D. McIntyre (eds). Second Edition. Blackwell Scientific Publication. 387 pp.
- Rouse, G. W. and K. Fauchald, 1997. Cladistic and polychaetes. *Zoologica Scripta*. 26(2): 139-204.
- Rouse, G. 2000. Classification of the Annelida and Polychaeta. pp. 51-52. *En: Bessley, P. L., Ross, G. J. B. y C. J. Glasby (eds.) Polychaetes y Allies: The Southern Synthesis. Fauna of Australia. Vol. 4A Polychaeta, Myzostomida, Pogohora, Echiura, Sipuncula*. CSIRO Publishing: Melbourne xii 465 pp.

- Fauchald, K. y P. A. Jumars. 1979. The diet of worms: A study of polychaeta feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology. Annual Review.* 17: 193-284.
- Field, J. G., K. R. Clarke y R. M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series.* 8: 37-52.
- Flores, T. L. y V. A. Villa. 1991. *Estimación de la productividad primaria en la plataforma de la Península de Yucatán. (Julio, 1984).* Dirección de Investigaciones Oceanográficas. Secretaría de Marina.
- Forni, G. and A. Occhipinti-Ambrogi. 2003. Applicazione del coefficiente biotico (Borja et al., 2000) alla comunità macrobentonica del nord Adriatico. *Annual Meeting of the Italian Society of Marine Biology,* Tunisia: 1-8.
- Gallagher, E. D. y J. F. Grassle. 1997. Virginian province macroinfaunal community structure: PCA-H analyses and an assessment of pollution degradation indices. *Report to the US EPA, Atlantic Ecology Division, Narragansett, Rhode Island:* 124 pp.
- García-Cubas, A., M. Reguero y L. Jácome. 1994. Moluscos arrecifales de Veracruz (guía de campo). *Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México.* 143 pp.
- Gathof, J. M. 1984. Amphinomidae. *En:* Uebelacker, J. M. y P. G. Johnson (eds.) Taxonomic Guide to the Polychaetes of the Northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry A. Vittor and Associates. Inc., Mobile, Alabama. 2-1,3-0.
- Giangrande, A., M. Licciano y P. Pagliara. 2000. The diversity of diets in Syllidae (Annelida: Polychaeta). *Cahiers de Biologie Marine.* 41: 55-65.
- Glémarec, M. y C. Hily. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica.* 2(2): 139-150.
- Grall, J. y M. Glémarec. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 44: 43-53.
- Granados-Barba, A. 2001. Los poliquetos bénticos de la región petrolera del suroeste del Golfo de México: estructura comunitaria e impacto ambiental. *Tesis doctoral,* Facultad de Ciencias, *Universidad Nacional Autónoma de México.* México. 149 pp.
- Granados Barba, A., V. Solís Weiss, M. A. Tovar Hernández y V. Ochoa Rivera. 2003. Distributions and diversity of the Syllidae (Annelida: Polychaeta)

- from the Mexican Gulf of Mexico and Caribbean. *Hydrobiologia*. 496: 337-345.
- Gray, J. S. 1979. Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. Series B. 286: 545-561.
- Gray, J. 1981. The Ecology of Marine Sediments. (An introduction to the structure and function of benthic communities). Cambridge. University Press. New York. 185 pp.
- Gray, J. S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*. 37: 19-32.
- Gray, C. A., N. M. Otway, F. A. Laurenson, A. G. Miskiewicz y R. L. Pethebridge. 1992. Distribution and abundance of marine fish larvae in relation to effluent plumes from sewage outfalls and depth of water. *Marine Biology*. 113: 549-559.
- Hartman, O. 1947. Polychaetous Annelids. *Allan Hancock Pacific Expeditions*. 10(4-5): 391-523.
- Hartmann-Schöder, G. 1980. IX. Die Polychaeten der Amsterdam-Expeditionen nach Westindien. En: Amsterdam expeditions to the West Indian Islands. *Bijdr. Dierk.* 50: p. 387-401.
- Hermoso Salazar, A.M. y L.A. Martínez Guzmán. 1991. Estudio Taxonómico de ocho familias de camarones (Crustacea:Decapoda) en cinco arrecifes del Golfo de México. *Tesis Profesional*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 87 pp.
- Hernández-Alcántara, P. 1985. Variación anual de la macrofauna béntica asociada al mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la laguna de Términos, Campeche, México. *Tesis profesional*. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México. 105 pp.
- Hernández-Alcántara, P. y V. Solís-Weiss. 1991. Ecological Aspects of the Polychaete Populations Associated with the Red Mangrove *Rhizophora mangle* at Laguna de Términos, Southern Part of the Gulf of Mexico. En: Petersen. M. E. y J. B. Kirkegaard (ed.) Systematics, Biology and Morphology of World Polychaeta. *Ophelia supplement*. 5: 451-462.
- Hernández-Arana, H. A. 1995. El concepto de suficiencia taxonómica aplicado a comunidades bénticas tropicales. *Tesis Maestría*. CINVESTAV-IPN-Mérida. México. 204 pp.
- Hernández-Téllez, J., J. M. Sánchez-Juárez y J. Aldeco. 1993. *Masas de agua costera de la Ciudad de Veracruz, Ver. Informe Técnico*. Instituto de Investigaciones Oceanográficas del Golfo y Mar Caribe. D. G. O. N. SECMAR, México. 134pp.



- Hily, C. 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. *Thèse de Doctorat d'Etat*, Univ. Bretagne Occidentale. Vol. 1: 359 pp. Vol. 2: 337 pp.
- Hily, C. y M. Glémarec. 1990. Dynamique Successionnelle des Peuplements de Fonds Meubles au Large de la Bretagne. *Oceanologica Acta*. 13 (1): 107-115.
- Horta-Puga, G. J. 1982. Descripción de algunas especies de poliquetos bentónicos de la Isla Verde, Veracruz. *Tesis profesional*. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 142 pp.
- Hutchings, P. A. 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity and Conservation*. 7: 1133-1145.
- Ibarra-Obando, S.E. y R. Ríos. 1993. Ecosistemas de Fanerógamas Marinas. *In: Biodiversidad Marina y Costera de México*. Salazar-Vallejo y Gonzáles, N.E. (Eds). *Comisión Nacional de Biodiversidad y CIQRO. México*. 65 pp.
- Ibarzabal, D. 1987. Mejoras en el Muestreo de Macrobentos con el Equipo de succión. *Reporte de Investigación. Instituto de Oceanología, Academia de ciencias de Cuba*. (6): 8 pp.
- INEGI 2002. Anuario estadístico, Veracruz-Llave, Tomos I y II Instituto Nacional de Estadística geografía e Informática, Gobierno del Estado de Veracruz. Edición 2002. 1060 pp.
- Jiménez Hernández, M. A. 2006. Diagnóstico Ambiental de la Zona Costera del Puerto de Veracruz y Áreas Adyacentes. *Tesis de Licenciatura*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 123 pp.
- Jones, M. L. 1961. A quantitative evaluation of the benthic fauna off Point Richmond. California. *University of California Publications. Zoology*. 67: 219-320.
- Jones, A. R. 1984. Sedimentary relationship and community structure of benthic crustacean assemblages of reef associated sediments at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 3: 101-111.
- Jones, G. P., P. F. Sale, D. J. Ferrell. 1990. Spatial pattern in the abundance and structure of mollusc populations in the soft sediments of a coral reef lagoon. *Marine Ecology Progress Series*. 62: 109-120.
- Johnson P. G. 1984. Spionidae. *En: Uebelacker, J. M. y P. G. Johnson (eds.) Taxonomic Guide to the Polychaetes of the Northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry A. Vittor and Associates. Inc., Mobile, Alabama. 2-1,3-0.*

- Karakassis, I. 1995. A new method for calculating macrobenthic species richness. *Marine Ecology Progress Series*. 120: 299-303.
- Keen, M. A., 1971. *Sea shells of tropical west America. Marine mollusks from Baja California. Mexico to Peru*. Stanford University Press, California. 1064 pp.
- Klopfer, P. H. 1959. Environmental determinants of faunal diversity. *American Naturalist*. 93 (873): 337-342.
- Knox, G. A. 1977. The role of polychaetes in benthic soft-bottom communities. *En: Reish, D. J. y K. Fauchald (eds.) Essays on the polychaetous annelids on the memory of Dr. Olga Hartman. Allan Hancock Found., L. A.*: 547-604.
- Krebs, C. J. 1985. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper and Row. New York. 800 pp.
- Krebs, C. J. 1994. *Ecology*. The experimental analysis of distribution and abundance. *Harper Collins College Publishers*, New York. 801 pp.
- Krutak, P. R. 1997. Petrography and provenance of siliciclastic sediments, Veracruz-Anton Lizardo reefs, Mexico .
- Lana, P. C., E. C. G. Couta y M. V. O. Almeida. 1997. Polychaetes distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá (SE Brazil). *Bulletin of Marine Science*. 60(2): 433-442.
- Lara M., C. Padilla, C. García y J. J. Espejel. 1992. Coral reefs of Veracruz, Mexico: I. Zonation and Community. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium*, Guam. 1: 535-594.
- Legaria, L. 2002. Informe de las actividades realizadas en el SAV (Islas Sacrificios, Verde y Enmedio) agosto de 2001 a septiembre de 2002. *Reporte Interno Centro de Ecología y Pesquerías*. Universidad Veracruzana. 54 pp.
- Licher F. 1999. Revision der Gattung *Typosyllis* Langerhans, 1879 (Polychaeta: Syllidae). Morphologie, Taxonomie und Phylogenie. *Abh Senckenb Naturforsch Ges*. 551:1-336
- Long, R. E. y P. Chapman. 1985. A sediment quality triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*. 16 (10): 405-415.
- López-Granados, E. M. 1993. Estudio ecológico de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) de las familias: Spionidae, Nephtyidae y Nereididae de la Sonda de Campeche, México. *Tesis Profesional*. E.N.E.P. Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 90 pp.

- Lot-Helgueras, A. 1971. Estudio sobre fanerógamas marinas en las cercanías de Veracruz, Ver. *Anales del Instituto de Biología*, Universidad Nacional Autónoma de México, (42):1-48.
- Marbà, N. e. a. 1994. Vertical growth of *Thalassia testudinum*: seasonal and interannual variability. *Aquatic Botany* 47: 1-11.
- Mackie, A. S. y O. P. Graham. 1996. *Marine macrofauna: polychaetes, mollusks and crustaceans*. Chapter 21, 263-284. En: G. S. Hall (ed.) *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments*. *Cabs international*, U. K.
- Mazzella, L. y G. F. Russo. 1989. Grazing effect of two *Gibbula* species (Mollusca: Archaeogastropoda) on the epiphytic community of *Posidonia oceanica* leaves. *Aquatic Botany*. 35: 357-373.
- McManus, J. y D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress: variations on the theme by R. M. Warwick. *Marine Biology*. 106: 305-308.
- Méndez-Ubach, M. N. 1994. Perturbaciones Antropogénicas en el Litoral: Comunidad de Poliquetos y Dinámica de Poblaciones de *Capitella capitata* en Fondos Arenosos Frente a Barcelona. *Tesis Doctoral*. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. España. 256 pp.
- Miranda-Vázquez, L. A. 1993. Estudio de las comunidades de poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la Plataforma Continental externa del Sur del Golfo de México. *Tesis Profesional*. Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. 148 pp.
- Moulin, R. J. 1980. Observaciones hidrológicas frente al litoral de Tamaulipas en el Golfo de México. *Secretaría de Marina*. Dirección General de Oceanografía. México. 47 pp.
- Muniz, P., N. Venturini, A. M. S. Pires-Vanin, L. R. Tommasi y A. Borja. 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*. 50(6): 624-637.
- Muxika, I., A. Borja, et al. (2003). The use of a biotic index (AMBI) to identify spatial and temporal impact gradients on benthic communities in an estuarine area. ICES CM 2003/Session J-01, Tallinn (Estonia), 24-28 September, 2003.
- Muxika, I., A. Borja y W. Bonne. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 5(1): 19-31.
- Myers, A. A. y T. Southgate. 1980. Artificial substrates as a means of monitoring rocky shore cryptofauna. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 60: 963-975.

- Ochoa-Rivera, V. 1996. La criptofauna poliquetologica de los principales arrecifes del sur del Golfo de Mexico : Cayo Arcas Triangulos Oeste, Cayo Arenas y Arrecife Alacran. *Tesis profesional*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 101 pp.
- Parsons T. R., M. Takahashi, y B. Hargrave. 1977. Biological Oceanographic Processes. Oxford, England, *Pergamon Press*. 331 pp
- Pasquel, L. 1956. Predestinación del Puerto de Veracruz. *Hoy*. 1,021 Septiembre. 15: 56-57.
- Pearson, T. H. y R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 16: 229-311.
- Pielou, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. John Wiley and Sons. New York.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley and Sons. New York.
- Prescott, W. H. 1886. *History of the Conquest of Mexico, with a Preliminary View of the Ancient Mexican Civilization and the Life of the Conqueror, Hernando Cortés*. New York. John B Alden. Publications. 2 vols. il.
- Quintana y Molina, J. 1991. Resultados del programa de Investigación en Arrecifes Veracruzanos del Laboratorio de Sistemas Bentónicos Litorales. *Hidrobiológica*. 1(1): 73-86.
- Rakocinski, C. F., S. S. Brown, G. R. Gaston, R. W. Heard, W. W. Walker y J. K. Summers. 1997. Macrobenthic responses to natural and contaminant-related gradients in Northern Gulf of Mexico estuaries. *Ecological Applications*. 7(4): 1278-1298.
- Reice, S. R. y M. Wohlenberg, 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: Measures for assessment of ecosystem health. En: D.M. Rosenberg y V. H. Resh (eds), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York. pp. 287-305.
- Reish, D. J. 1957. The relationship of the polychaetous annelids *Capitella capitata* to waste discharge of biological origin. En: *Biological Problems in Water Pollution U.S.* pp. 195-200.
- Reish, D. J. 1986. Benthic invertebrates as indicators of marine pollution: 35 years of study. *IEEE Oceans` 86 Conference Proceedings*. Washington, D. C. September 23-25.
- Rodríguez-Villanueva, L. V. 1993. Los poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la plataforma continental interna del sur del Golfo de México; abundancia, distribución y diversidad. *Tesis Profesional*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 128 pp.

- Rojas-López, R. 2004. Los Anélidos Poliquetos Asociados a Sustratos Blandos de la Bahía de Campeche, Golfo de México. *Tesis Profesional*. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 89 pp.
- Rhoads, D. C. 1974. Organism-Sediment Relations on the Muddy Sea Floor. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*. 12: 263-300.
- Salas, F., Borja, A., Marques, J.C. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterise the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*. 4: 215-225.
- Sánchez Domínguez, C. 1993. Taxocenosis y estructura comunitaria de la comunidad de equinodermos del arrecife de Isla de Enmedio, Ver., (STELLEROIDEA, CRINOIDEA; EQUINOIDEA: EQUINODERMATA. *Tesis profesional*. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 49 pp.
- Sánchez-García, L. 1995. Efecto de los hidrocarburos del petróleo sobre la taxocenosis béntica dominante del Banco de Campeche, México. *Tesis Maestría*. CINVESTAV - IPN - Mérida. México. 178 pp.
- Sánchez-Juárez, A., y J. Aldeco. 1995. Masas de agua en la costa de la ciudad de Veracruz, Veracruz. Julio a diciembre de 1993. Dirección General de Oceanografía Naval, Instituto de Investigación Oceanográfica del Golfo y Mar Caribe, Secretaría de Marina, Departamento de Oceanografía Física y Geológica.
- Sanders, H. L. 1960. Benthic studies in Buzzard Bay III. The structure of the soft-bottom community. *Limnology and Oceanography*. 5: 138-153.
- Sepúlveda-Lozada, A. 2004. Epifitoflora estacional de *Thalassia testudinum* Banks ex König, (Hydrocharitaceae) en la llanura arrecifal de la isla de Sacrificios, Ver. México. *Tesis profesional* Facultad de Biología. Xalapa, Ver., Universidad Veracruzana.
- Soares-Gomes, A., P. C. Paiva y P. Y. Gomes-Sumida. 2002. Bentos de sedimentos não-consolidados. 7: 127-146. En: Crespo-Pereira, R., A. Soares-Gomes (eds.) *Biologia Marinha*. Editora Interciencia. Río de Janeiro .
- Solís-Weiss V, F. Aleffi, N. Bettoso, P. Rossin, G. Orel y S. Fonda-Umani. 2004. Effects of industrial and urban pollution on the benthic macrofauna in the Bay of Muggia (industrial port of Trieste, Italy). *The Science of the total environment*. 328 (1-3):247-63.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed. Blume. Madrid. España. 832 p.

- Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*. 14: 799-801.
- Somerfiel, P.J. y K.R. Clarke. 1997. A comparison of some methods commonly used for the collection of sublittoral sediments and their associated fauna. *Marine Environmental Research*. 43(3): 145-156.
- St John, J., G. P Jones, P. F. Sale. 1989. Distribution and abundance of soft-sediment meiofauna and a predatory goby in a coral reef lagoon. *Coral Reefs*. 8: 51-57.
- Strickland, J. H. D. y T. R. Parsons. 1972. A Manual of Sea Water Analysis. *Fisheries Research Board of Canada bulletin* Vol. 167.
- Syms, C. y G. P. Jones. 2004. Habitat structure, disturbance and the composition of sand-dwelling goby assemblages in a coral reef lagoon. *Marine Ecology Progress Series*. 268: 221-230.
- Taylor, J. D. 1976. Habitats, Abundance and Diets of muricacean gastropods at Aldabra Atoll. *Journal of the Linnean Society of London*. 59: 155-193.
- Taylor, J. L. 1984. Orbinidae. *In*: Uebelacker, J. M. y P. G. Johnson (eds.) Taxonomic Guide to the Polychaetes of the Northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry A. Vittor and Associates. Inc., Mobile, Alabama. 2-1,3-0.
- Thomassin, B. 1978. Soft bottom communities. *En*: Stoddart D. R., R. E. Johannes (eds) Coral reefs: research methods. UNESCO, Paris. p 263-298.
- Treguer, P. y P. Le Corre. 1974. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale.
- Tussenbroek, V. y M. C. Gambi. 2003. To bore or not to bore, that's the question: New Record of Polychaete Borers in *Thalassia testudinum* (Banks ex Koenig) Leaf-sheaths in the Mexican Caribbean. *Gulf of Mexico Science*. 21(1): 21.
- Uebelacker, J. M. 1984. Lumbrineridae. Sabellidae. *En*: Uebelacker, J. M. y P. G. Johnson (eds.) Taxonomic Guide to the Polychaetes of the Northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry A. Vittor and Associates. Inc., Mobile, Alabama. 2-1,3-0.
- Vargas-Hernández, J.M., A. Hernández-Gutiérrez y L. F. Carrera-Parra. 1993. Sistema Arrecifal Veracruzano. *In*: *Biodiversidad Marina y Costera de México*. Salazar-Vallejo y Gonzáles, N.E. (Eds). Comisión Nacional de Biodiversidad y CIORO. México. Pp: 559-575.
- Vázquez de la Cerda, A. 1983. *Corrientes Marinas en las cercanías al Puerto de Veracruz en Febrero de 1980*. Secretaría de Marina. Dirección General de Oceanografía. Ver, Ver.

- Vernberg, F. J. y W. B. Vernberg. 1978. Adaptations to extreme environments. *In: Vernberg, F. J. (ed.) Physiol. Ecol. Est. Org.* The Belle W. Baruch Library in Marine Science No. 3. Columbia. South Carolina: 165-180.
- Vivien, M. L. y M. Pierrot Clausade. 1974. Comparative Study of the feeding behavior of three coral reef. Fishes (Holocentridae), with special reference to the Polychaeta of the reef cryptofauna as prey. *Proceedings of the Second International Symposium of Coral Reefs*. 2: 179-192.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Austral. Journal of Ecology*. 18: 63-90.
- Warwick, R. M., y K. R. Clarke. 1991. A comparison of some methods for analysis changes in benthic community structure. *Journal of Marine Biology*. Ass. U.K. 71: 225-244.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1993. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*. 92: 221-321.
- Warwick, R. M. y K. R. Clarke. 1994. Relearning the ABC: Taxonomic Changes and Abundance/Biomass Relationships in Disturbed Benthic Communities. *Marine Biology*. 118: 739-744.
- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Díaz and y J. B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*. 20: 149-158.
- Yáñez-Arancibia, A. y P. Sánchez-Gil. 1983. Environment behavior of Campeche Sound ecological system, off Terminos Lagoon, Mexico; preliminary results. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 10(1): 117-136.
- Zenetos, A. y C. Bogdanos. 1987. Benthic community structure as a tool in evaluation effects of pollution in Elefsis Bay. *Thalassographica*. 10 (1): 7-21.

<http://www.inegi.gob.mx/inegi/default.asp>

ANEXO I

Tabla 1. Valores de temperatura a lo largo del año en la laguna del Arrecife Sacrificios.

<b>Temperatura (°C)</b>					
<b>Mes</b>	<b>Media</b>	<b>Varianza</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Rango</b>
<b>Febrero</b>	25.09	0.19	24.75	25.74	0.99
<b>Mayo</b>	27.70	0.41	27.00	28.84	1.84
<b>Junio</b>	28.48	0.19	27.72	29.18	1.46
<b>Julio</b>	29.26	0.93	28.36	31.18	2.82
<b>Agosto</b>	30.60	0.27	29.92	31.76	1.84
<b>Septiembre</b>	31.21	2.93	29.52	34.17	4.65
<b>Octubre</b>	31.13	6.98	28.60	37.80	9.20

Tabla 2. Oxígeno disuelto medido entre el 2001 y el 2004.

<b>Oxígeno disuelto (mg/L)</b>					
<b>Mes</b>	<b>Media</b>	<b>Varianza</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Rango</b>
<b>Febrero</b>	9.03	0.41	8.41	9.77	1.36
<b>Mayo</b>	6.26	1.99	4.25	8.42	4.17
<b>Junio</b>	6.07	0.96	3.92	7.46	3.55
<b>Julio</b>	8.02	0.49	6.78	9.63	2.85
<b>Agosto</b>	6.26	1.49	4.00	7.50	3.50
<b>Septiembre</b>	8.26	5.63	4.73	12.35	7.62
<b>Octubre</b>	1.56	0.35	0.90	3.25	2.35

Tabla 3. Datos granulométricos de las estaciones de muestreo.

ESTACIONES	TAMAÑO DE GRANO (MZ)	ASIMETRÍA (SK)	CURTOSIS (KG)	TEXTURA	CLASIFICACIÓN
A1	.28	-.08	1.11	Arena gruesa	Moderadamente clasificado
A2	.26	-.01	.99	Arena gruesa	Mal clasificado
B1	.55	-.12	.93	Arena gruesa	Mal clasificado
B2	.52	-.27	1.03	Arena gruesa	Mal clasificado
C1	.40	-.06	1.07	Arena gruesa	Moderadamente clasificado
C2	1.22	-.04	1.07	Arena mediana	Moderadamente clasificado
C3	.89	-0.00	1.00	Arena gruesa	Bien clasificado
D1	.42	-.02	.96	Arena	Moderadamente



				gruesa	clasificado
D2	.50	.03	1.01	Arena gruesa	Moderadamente clasificado
D3	.68	0.02	1.00	Arena gruesa	Mal clasificado
E1	-0.05	-.10	1.13	Arena muy gruesa	Moderadamente bien clasificado
E2	0.16	0.19	1.17	Arena gruesa	Mal clasificado
E3	.20	-0.01	1.08	Arena gruesa	Moderadamente clasificado

Tabla 4. ANDEVA de los parámetros ambientales comparando los transectos muestreados. Valores significativos \*.

Transectos	SS	gl	MS	F	p
<b>Temperatura</b>	8.53	4	2.13	0.527	0.716853
<b>Oxígeno disuelto</b>	6.566	4	1.641	0.3984	0.807418
<b>pH</b>	0.085	4	0.021	1.7	0.191981
<b>Tamaño de grano</b>	0.993373	4	0.248343	2.94013	0.075879
<b>*Profundidad</b>	<b>26.62564</b>	<b>4</b>	<b>6.65641</b>	<b>15.44291</b>	<b>0.000278</b>

Tabla 5. Prueba Post Hoc de Tukey HSD para la profundidad (Valores significativos \*).

Transecto	A	B	C	D	E
A		0.999994	0.063870	0.001270*	0.945180
B	0.999994		0.070978	0.001383*	0.926050
C	0.063870	0.070978		0.117333	0.020762*
D	0.001270*	0.001383*	0.117333		0.000574*
E	0.945180	0.926050	0.020762*	0.000574*	

## ANEXO II

Tabla 1. Valores de los nutrientes medidos en  $\mu\text{m}/\text{l}$ .

Estación	N-NH <sub>4</sub>	P-PO <sub>4</sub>	Si-SiO <sub>4</sub>	N-NO <sub>2</sub>	N-NO <sub>3</sub>
A1	1.69	0.47	9.02	0.06	0.03
A2	1.63	0.47	10.95	0.14	0.84
A3	2.10	0.46	11.07	0.15	0.38
C1	2.84	1.35	6.73	0.11	0.86
C2	0.98	0.24	7.09	0.07	0.53
C3	1.24	0.21	30.61	0.13	0.93
D1	1.55	0.23	3.26	0.08	0.27

D2	1.98	1.42	4.71	0.11	0.44
D3	1.65	1.65	3.55	0.06	0.36
E1	1.58	0.05	4.02	0.10	0.76
E2	1.60	0.40	2.84	0.07	0.29
E3	1.98	0.49	3.14	0.10	0.42
Máximo	2.84	1.65	30.61	0.15	0.93
Mínimo	0.98	0.05	2.84	0.06	0.03
Varianza	0.21580031	0.2872	59.258252	0.00096061	0.07813561
Media	1.73	0.62	8.08	0.10	0.51

Tabla 2. ANDEVA de los nutrientes comparando los transectos muestreados. Valores significativos \*

	SS	gl	MS	F	p
NH4	9.6318E-05	3	3.2106E-05	0.43213696	0.73579733
PO4*	0.00889684	3	0.00296561	7.31248379	<b>0.01112271*</b>
SIO4	9.7602E-05	3	3.2534E-05	1.05497728	0.42011813
NO2*	0.59184714	3	0.19728238	22.9034674	<b>0.00027868*</b>
NO3*	0.07973162	3	0.02657721	7.21665839	<b>0.01154504*</b>

Tabla 3. Prueba Post Hoc de Tukey HSD para los fosfatos (Valores significativos \*).

	A	B	C	D
A		0.9712972	<b>0.01281989*</b>	0.21745736
B	0.9712972		0.02278928*	0.3759842
C	<b>0.01281989*</b>	0.02278928*		0.24558483
D	0.21745736	0.3759842	0.24558483	

Tabla 4. Prueba Post Hoc de Tukey HSD para los nitratos (Valores significativos \*).

	A	B	C	D
A		0.05966033	0.41557323	0.59990297
B	0.05966033		0.5073266	0.01053571*
C	0.41557323	0.5073266		0.07579506
D	0.59990297	<b>0.01053571*</b>	0.07579506	

Tabla 5. Prueba Post Hoc de Tukey HSD para los nitritos (Valores significativos \*).

	A	B	C	D
A		0.02983972*	0.00166868*	0.48650719
B	<b>0.02983972*</b>		0.15684434	0.00441846*
C	<b>0.00166868*</b>	0.15684434		0.00051637*
D	0.48650719	0.00441846*	<b>0.00051637*</b>	

### ANEXO III

Tabla 1. ANDEVA para la densidad a nivel taxonómico de familia comparando ambientes (Arena, pasto marino y arena cerca del coral)

	gl	MS	F	Nivel p
Densidad	2	79.5476151	0.05942351	0.94267416

Tabla 2. Prueba post-hoc de Tukey HSD para la densidad, donde no hay diferencias significativas entre los ambientes analizados.

	{1}	{2}	{3}
	28.45148	36.10671	36.24253
1 {1}		0.95323247	0.9515987
2 {2}	0.95323247		0.99998641
3 {3}	0.9515987	0.99998641	

### ANEXO IV

Lista sistemática de las especies registradas en la laguna arrecifal de Isla Sacrificios. Para los anélidos poliquetos se utilizó el arreglo filogenético de Rouse y Fauchald (1997), modificado por Rouse (2000). Para los crustáceos se siguió el arreglo de Martin y Davis (2001). El arreglo sistemático utilizado para los moluscos gasterópodos es el basado en Thiele (1935) y adoptado por Moore *et al.*, (1960) y por Keen (1971); para los bivalvos se utilizó la clasificación de Newel (1965) y Keen (1971). Para los equinodermos las clases se arreglan de acuerdo con Smith (1984), los ordenes y familias se designaron con el arreglo de Miller y Pawson (1984) para los holoturoideos y Spencer y Wright (1966) para los ofiuroideos. Los géneros y especies marcadas con \* ya han sido registradas previamente en el PNSAV. + Especie potencialmente nueva registrada por Uebelacker y Johnson (1984). ++ Especie potencialmente nueva para la zona de estudio.

**Phylum: Annelida Lamarck, 1802**

**Clase: Polychaeta Grube, 1850**

**SCOLECIDA**

**Familia Capitellidae Grube 1862**

Género: *Capitella* Blainville, 1828

Especie: *Capitella* spp.\*

Género: *Dasybranchus* Grube, 1850

Especie: *Dasybranchus lumbricoides* Grube, 1878

Género: *Decamastus* Hartman, 1963

Especie: *Decamastus gracilis* Hartman, 1963

*Decamastus cf. gracilis* Hartman, 1963

Género: *Mediomastus* Hartman, 1944

Especie: *Mediomastus californiensis* Hartman, 1944

Género: *Notomastus* Sars, 1850

Especie: *Notomastus lobatus* Hartman, 1947

Familia Maldanidae Malmgren, 1867

Género: *Axiothella* Verrill, 1900

Especie: *Axiothella* sp. 1++

Género: *Euclymene* Verrill, 1900

Especie: *Euclymene* sp. B+ Wolf, 1984

Familia Ophelidae Malmgren, 1867

Género: *Armandia* Filippi, 1861

Especie: *Armandia maculata* (Webster, 1884)\*

Familia Orbiniidae Hartman, 1942

Género: *Naineris* Blainville, 1828

Especie: *Naineris bicornis* Hartman, 1951

*Naineris grubei* (Gravier, 1909)

Género: *Proscoplos* Day, 1954

Especie: *Proscoplos* sp. 1++

*Proscoplos* sp. A+ Wolf, 1984

Género: *Scoloplos* Blainville, 1828

Especie: *Scoloplos (Leodamas) rubra* (Webster, 1879)

Familia Paraonidae Cerruti, 1909

Género: *Aricidea* Webster, 1879

Especie: *Aricidea (Acmira) finitima* Strelzov, 1973

Palpata

Aciculata

Eunicida

Familia Dorvilleidae Chamberlin, 1919

Género: *Protodorvillea* Pettibone, 1961

Especie: *Protodorvillea kefersteini* (McIntosh, 1869)\*

Género: *Schistomeringos* Jumars, 1954

Especie: *Schistomeringos pectinata* Perkins, 1979

Familia Eunicidae Savigny, 1820

Género: *Nematonereis* Schmarda, 1861

Especie: *Nematonereis hebes* Verrill, 1900

Familia Lumbrineridae Malmgren, 1867

Género: *Lumbrineris* Blainville, 1828\*

Especie: *Lumbrineris* sp. 2++

Género: *Scoletoma*

Especie: *Scoletoma verrilli* (Perkins, 1979)

**Familia Oeonidae Kinberg, 1865**

Género: *Drilonereis* Claparède, 1870

Especie: *Drilonereis longa* Webster, 1879

**Familia Onuphidae Kinberg, 1865**

Género: *Moorenuphis* Fauchald, 1982

Especie: *Mooreonuphis dangrigae* (Fauchald, 1980)

*Mooreonuphis stigmatis* (Treadwell, 1922)

**Amphinomida**

**Familia Amphinomidae Savigny, 1818**

Género: *Chloeia* Savigny, 1818

Especie: *Chloeia viridis* Schmarda, 1861\*

Género: *Paramphinome* Sars, 1869

Especie: *Paramphinome jeffreysii* (McIntosh, 1868)

*Paramphinome* sp. B+ Gathof, 1984

**Phyllodocida**

**Familia Glyceridae Grube, 1850**

Género: *Glycera* Savigny, 1818

Especie: *Glycera brevicirris* Grube, 1870

**Familia Hesionidae Sars, 1862**

Género: *Podarkeopsis*

Especie: *Podarkeopsis levifuscina* Perkins, 1984

**Familia Nereididae Johnston, 1865**

Género: *Nereis* Linnaeus, 1758

Especie: *Nereis falsa* Quatrefages, 1865

**Familia Sigalionidae Malmgren, 1867**

Género: *Sthenelais* Kinberg, 1855

Especie: *Sthenelais* sp. A+ Wolf, 1984

**Familia Syllidae Grube, 1850**

Género: *Exogone* Örsted, 1845

Especie: *Exogone (Exogone) brevi antennata* Hartmann-Schröder, 1959

*Exogone (Exogone) dispar* (Webster, 1879)

*Exogone (Exogone) lourei* Berkeley y Berkeley, 1938

*Exogone (Exogone)* sp. 1++

Género: *Myrianida* (Westheide, 1974)

Especie: *Myrianida multidentaculata* (Westheide, 1974)

Género: *Odontosyllis* Claparède, 1863

Especie: *Odontosyllis enopla* Verrill, 1900\*

Género: *Pionosyllis* Malmgren, 1867

- Especie: *Pionosyllis spinisetosa* (San Martín, 1990)  
Género: *Salvatoria* McIntosh, 1885  
Especie: *Salvatoria rugulosa* (Verrill, 1900)  
*Salvatoria mediodentata* (Westheide, 1974)  
Género: *Sphaerosyllis* Claparède, 1963  
Especie: *Sphaerosyllis piriferopsis* Perkins, 1981\*  
Género: *Syllides* Oersted, 1845  
Especie: *Syllides cf. caribica* Licher, 1996  
Género: *Syllis* Lamarck, 1818\*  
Especie: *Syllis armillaris* (O. F. Müller, 1771)  
*Syllis botosaneanui* Hartmann-Schröder, 1973  
*Syllis cf. botosaneanui* Hartmann-Schröder, 1973  
*Syllis corallicola* Verrill, 1900  
*Syllis corallicoloides* Augener, 1922  
*Syllis garciai* (Campoy, 1982)  
*Syllis maryae* (San Martín, 1992)  
*Syllis prolifera* Krohn, 1852  
*Syllis vivipara* Krohn, 1869

#### CANALIPALPATA

#### SABELLIDA

- Familia Sabellidae Malmgren, 1867  
Género: *Fabricinuda* Fitzhugh, 1990  
Especie: *Fabricinuda trilobata* (Fitzhugh, 1983)  
Género: *Potamilla* Malmgren, 1865\*  
Especie: *Potamilla torelli* Malmgren, 1865  
Género: *Sabella* Linnaeus, 1767  
Especie: *Sabella* sp. 1++

#### Spionida

#### Familia Chaetopteridae

- Género: *Phyllochaetopterus*  
Especie: *Phyllochaetopterus* sp. 1++

#### Familia Magelonidae

- Género: *Magelona* Müller, 1858  
Especie: *Magelona* sp. C+ Uebelacker y Jones, 1984  
*Magelona* sp. F+ Uebelacker y Jones, 1984

#### Familia Spionidae (Grube, 1850)

- Género: *Aonides* Claparède, 1864  
Especie: *Aonides mayaguezensis* Foster, 1969  
Género: *Dipolydora*  
Especie: *Dipolydora socialis* (Schmarda, 1861)  
Género: *Prionospio* Malmgren, 1867

Especie: *Prionospio (Minuspio) cirrifera* (Wirén, 1883)  
*Prionospio (Minuspio) multibranchiata* (Berkeley, 1927)  
*Prionospio (Minuspio) cf. multibranchiata* (Berkeley, 1927)  
*Prionospio (Prionospio) cristata* (Foster, 1971)\*  
*Prionospio (Prionospio) spp.*

Género: *Spio* Fabricius, 1785

Especie: *Spio pettiboneae* Foster, 1971

Género: *Spiophanes* Grube, 1860

Especie: *Spiophanes spp.*

#### Terebellida

Familia Ampharetidae Malmgren, 1867

Género: *Isolda* O. F. Müller, 1858

Especie: *Isolda pulchella* O. F. Müller, 1858

#### Familia Cirratulidae

Género: *Caulleriella* Chamberlin, 1919

Especie: *Caulleriella alata* (Southern, 1914)

*Caulleriella cf. alata* (Southern, 1914)

*Caulleriella sp. A+* Wolf, 1984

*Caulleriella sp. B+* Wolf, 1984\*

*Caulleriella zetlandica* (McIntosh, 1911)

Género: *Chaetozone* Malmgren, 1867

Especie: *Chaetozone sp.D+* Wolf, 1984

#### Familia Trichobranchidae

Género: *Terebellides* Sars, 1835

Especie: *Terebellides klemani* Kinberg, 1867

Phylum: Arthropoda Siebold, 1845

Subphylum: Crustacea Brünnich, 1772

Clase: Malacostraca Latreille, 1802

Subclase: Hoplocarida Calman, 1904

Orden: Stomatopoda Latreille, 1817

Suborden: Unipeltata Latreille, 1825

Superfamilia: Gonodactyoidea Giesbrecht, 1910

Familia: Gonodactylidae Giesbrecht, 1910

Género: *Neogonodactylus* Manning, 1995

Especie: *Neogonodactylus bredini* (Manning, 1969)

Subclase: Eumalacostraca Grobben, 1892

Superorden: Peracarida Calman, 1904

Orden: Amphipoda Latreille, 1816

Suborden: Gammaridea Latreille, 1803

**Familia: Ampeliscidae Costa, 1857**

Género: *Ampelisca* Krøyer, 1842

Especie: *Ampelisca verrilli* Mills, 1967

**Familia: Ampithoidea Stebbing, 1899**

Género: *Amphithoe* Leach, 1814

Especie: *Amphithoe longimana*\* Smith, 1873

*Amphithoe valida* Smith, 1873

Género: *Microdeutopus*

Especie: *Microdeutopus* spp.

**Familia: Aoridae Walker, 1908**

Género: *Grandidierella* Coutière, 1904

Especie: *Grandidierella bonnieroides* Stephensen, 1948

**Familia: Isaeidae Dana, 1855**

Género: *Gammaropsis* Lilljeborg, 1855

Especie: *Gammaropsis* sp.

**Familia: Melitidae Bousfield, 1977**

Género: *Elasmopus* Costa, 1853

Especie: *Elasmopus* sp.

**Familia: Oedicerotidae Lilljeborg, 1865**

Género: *Monoculodes* Stimpson 1853

Especie: *Monoculodes* sp.

Género: *Sychelidium* Sars, 1892

Especie: *Sychelidium americanum* Bousfield, 1973

**Familia: Lysianassidae Dana, 1849**

Género: *Lyssianassa* Milne-Edwards, 1830

Especie: *Lyssianassa* sp.

Género: *Lyssianopsis* Holmes, 1903

Especie: *Lyssianopsis alba* Holmes, 1903

**Familia: Phoxocephalidae Sars, 1891**

Género: *Harpinia* Barnard & Drummond 1978

Especie: *Harpinia propinqua* Sars, 1895

Género: *Lembos* Bate, 1856

Especie: *Lembos* spp.

Género: *Paraphoxus* Sars, 1895

Especie: *Paraphoxus spinosus* Holmes, 1905

Género: *Rhepoxynius* Barnard 1979

Especie: *Rhepoxynius epsitonus* Shoemaker, 1938

Género: *Trichophoxus* K. H. Barnard, 1930



Especie: *Trichophoxus epistomus* Scheider y Harrington, 1981

Orden: Tanaidacea Dana, 1849

Suborden: Tanaidomorpha Sieg, 1980

Superfamilia: Paratanaoidea Lang, 1949

Familia: Leptochelidae Lang, 1973

Género: *Hargeria* Lang, 1973

Especie: *Hargeria rapax* (Menzies y Glynn, 1968)

Superorden: Eucarida Calman, 1904

Orden: Decapoda Latreille, 1802

Suborden: Pleocyemata Burkenroad, 1963

Infraorden: Brachyura Latreille, 1802

Sección: Eubrachyura de Saint Laurent, 1980

Subsección: Heterotremata Guinot, 1977

Superfamilia: Portunoidea Rafinesque, 1815

Familia: Portunidae Rafinesque, 1815

Género: *Portunus* Weber, 1795

Especie: *Portunus gibbesii* (Stimpson, 1859)

*Portunus ordwayi* (Stimpson, 1860)\*

Superfamilia: Xanthoidea MacLeay, 1838

Familia: Xanthidae MacLeay, 1838

Género: *Cataleptodius* A. Milne Edwards, 1863

Especie: *Cataleptodius floridanus* (Gibbes, 1850)

Subsección: Thoracotremata Guinot, 1977

Superfamilia: Pinnotheroidea de Haan, 1833

Familia: Pinnotheridae de Haan, 1833

Género: *Pinnixa* White, 1846\*

Especie: *Pinnixa floridana* Rathbun, 1918

*Pinnixa sayana* Stimpson, 1860

Phylum: Mollusca Cuvier, 1797

Subphylum: Conchifera Gegenbaur, 1878

Clase: Gastrópoda Cuvier, 1797

Subclase: Opisthobranchia Milne Edwards, 1848

Orden: Pyramidellida Gray, 1840

Superfamilia: Bullacea Rafinesque, 1815

Familia: Bullidae Rafinesque, 1815

Género: *Bulla* Linnaeus, 1758

Especie: *Bulla striata* Bruguière, 1792\*

Subclase: Prosobranchia Milne-Edwards, 1848

Orden: Archaeogastropoda Thiele, 1925  
Superfamilia: Fissurellacea Fleming, 1822  
Familia: Fissurellidae Fleming, 1822  
Subfamilia: Diodorinae Odhner, 1932  
Género: *Diodora* Gray, 1821  
Especie: *Diodora cayenensis* (Lamarck, 1822)\*  
*Diodora aspera*

Superfamilia: Naticacea Gray, 1840  
Familia: Naticidae Gray, 1840  
Subfamilia: Polinicinae Gray, 1847  
Género: *Polinices* Montfort, 1810  
Especie: *Polinices lacteus* (Goulding, 1834)\*

Superfamilia: Cancellariacea Gray, 1853  
Familia: Cancellariidae Forbes y Hanley, 1853  
Género: *Cancellaria*  
Especie: *Cancellaria* sp.

Superfamilia: Pyramidellacea Gray, 1840  
Familia: Pyramidellidae Gray, 1840  
Subfamilia: Turbonillinae Simroth, 1907  
Género: *Turbonilla* Risso, 1826  
Especie: *Turbonilla* sp.\*

Superfamilia: Neritacea Rafinesque, 1815  
Familia: Neritidae Rafinesque, 1815  
Subfamilia: Smaragdiinae H. B. Baker, 1923  
Género: *Smaragdia* Issel, 1869  
Especie: *Smaragdia viridis* (Linnaeus, 1785)\*

Orden: Mesogastropoda Thiele, 1925  
Superfamilia: Turritellacea Clarke, 1851  
Familia: Modulidae Fischer, 1884  
Género: *Modulus* Gray, 1842  
Especie: *Modulus modulus* (Linnaeus, 1758)\*

Superfamilia: Cerithiacea Fleming, 1822  
Familia: Cerithiidae Fleming, 1822  
Subfamilia: Cerithiinae Fleming, 1822  
Género: *Cerithium* Brugière, 1789  
Especie: *Cerithium litteratum* (Born, 1778)\*

Subfamilia: Cerithiopsinae H. Y A. Adams, 1854  
Género: *Alaba* H. y A. Adams, 1953

Especie: *Alaba incerta* (d'Orbigny, 1842)\*

Clase: Bivalva Linné, 1758

Superfamilia: Nuculanacea Gray, 1824

Familia: Nuculanidae Meek, 1864

Género: *Nuculana* Link, 1807

Especie: *Nuculana concentrica*

Phylum o Superclase: Echinodermata Klein, 1734

Clase: Ophiuroidea Gray, 1840

Orden: Ophiurida Müller y Troschel, 1840

Familia: Ophiuridae Müller y Troschel, 1840

Género: *Ophilepis* Müller

y Troschel, 1840

Especie: *Ophiolepis impressa* Lütken, 1859

Familia: Ophiactidae Matsumoto, 1915

Género: *Ophiactis* Lütken, 1856

Especie: *Ophiactis savigny* (Müller y Troschel, 1842)

Especie: *Ophiactis* sp.

Familia: Amphiuroidae Ljungman, 1867

Género: *Amphipholis* Ljungman, 1866

Especie: *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1828)

*Amphipholis* spp.

Género: *Amphiura* Forbes, 1842

Especie: *Amphiura* spp.

Familia: Ophiotrichidae Ljungman, 1866

Género: *Ophiotrix* Müller y Troschel, 1840

Especie: *Ophiotrix oerstedii* Lütken, 1856

Clase: Holothuroidea Blainville, 1834

Orden: Dendrochirotida Grube, 1840

Familia: Cucumariidae Ludwig, 1894

Género: *Pseudothyone* Panning, 1949

Especie: *Pseudothyone belli* (Ludwig, 1887)

Orden: Apodia Brandt, 1835

Familia: Synaptidae Östergren, 1898

Género: *Epitomapta*

Especie: *Epitomapta roseola* (Verrill, 1873)

ANEXO V

Tablas 1 a 12. Coeficiente Simple de Dominancia para cada una de las estaciones de muestreo. Especies en orden de dominancia.

Estación A1			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Frabricinuda trilobata</i>	13.42	13.42
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	11.783	25.203
3	<i>Spio pettiboneae</i>	10.147	35.349
4	<i>Lysianopsis alba</i>	10.147	45.496
5	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	8.837	54.333
6	<i>Mediomastus californiensis</i>	6.873	61.206
7	<i>Sabella</i> sp. 1	5.564	66.771
8	<i>Ophiactis savignyi</i>	2.291	69.062
9	<i>Caulleriella zetlandica</i>	2.291	71.353
10	<i>Pseudothyone belli</i>	2.291	73.644
11	<i>Caulleriella</i> sp. B	1.964	75.608
12	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	1.964	77.572
13	<i>Caulleriella</i> cf. <i>alata</i>	1.964	79.536
14	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	1.637	81.172
15	<i>Dipolydora socialis</i>	1.637	82.809
16	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	1.637	84.445
17	<i>Magelona</i> sp. C	1.309	85.754
18	<i>Amphipholis squamata</i>	1.309	87.064
19	<i>Caulleriella alata</i>	1.309	88.373
20	<i>Naineris bicornis</i>	1.309	89.682

Estación A2			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Frabricinuda trilobata</i>	16.735	16.735
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	15.102	31.837
3	<i>Spio pettiboneae</i>	10.204	42.041
4	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	10.204	52.245
5	<i>Mediomastus californiensis</i>	8.163	60.408
6	<i>Sabella</i> sp. 1	6.939	67.347
7	<i>Pseudothyone belli</i>	2.857	70.204
8	<i>Ophiactis savignyi</i>	2.857	73.061
9	<i>Lysianopsis alba</i>	2.449	75.51
10	<i>Cerithium atratum</i>	2.449	77.959
11	<i>Diodora cayenensis</i>	2.449	80.408
12	<i>Bulla striata</i>	2.449	82.857
13	<i>Dipolydora socialis</i>	2.041	84.898
14	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	2.041	86.939
15	<i>Amphipholis squamata</i>	1.633	88.571
16	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	1.224	89.796

17	<i>Naineris bicornis</i>	1.224	91.02
18	<i>Prionospio (P.) cristata</i>	0.816	91.837
19	<i>Smaragdia viridis</i>	0.816	92.653
20	<i>Epitomapta roseola</i>	0.816	93.469

Estación A3			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Lysianopsis alba</i>	22.689	22.689
2	<i>Mediomastus californiensis</i>	20.168	42.857
3	<i>Syllis vivipara</i>	17.647	60.504
4	<i>Syllis botosaneanui</i>	10.084	70.588
5	<i>Bulla striata</i>	5.042	75.63
6	<i>Phyllochetopecterus sp. 1</i>	4.202	79.832
7	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	3.361	83.193
8	<i>Spio pettiboneae</i>	3.361	86.555
9	<i>Gammaropsis sp.</i>	2.521	89.076
10	<i>Paramphinome sp. B</i>	1.681	90.756
11	<i>Odontosyllis enopla</i>	0.84	91.597
12	<i>Ophiactis sp.</i>	0.84	92.437
13	<i>Branchiosyllis exilis</i>	0.84	93.277
14	<i>Glycera brevicirris</i>	0.84	94.118
15	<i>Chloeia viridis</i>	0.84	94.958
16	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	0.84	95.798
17	<i>Exogone (Exogone) sp.1</i>	0.84	96.639
18	<i>Nematoneis hebes</i>	0.84	97.479
19	<i>Syllis prolifera</i>	0.84	98.319
20	<i>Notomastus lobatus</i>	0.84	99.16

Estación C1			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Spio pettiboneae</i>	26.678	26.678
2	<i>Axiothella sp 1</i>	16.007	42.684
3	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	10.671	53.355
4	<i>Aonides mayaguezensis</i>	5.336	58.691
5	<i>Frabricinuda trilobata</i>	3.557	62.248
6	<i>Hargeria rapax</i>	3.557	65.805
7	<i>Mediomastus californiensis</i>	3.557	69.362
8	<i>Cataleptodius floridanus</i>	3.557	72.919
9	<i>Nematoneis hebes</i>	3.557	76.476
10	<i>Scoloplos (L.) rubra</i>	3.557	80.033
11	<i>Cochliolepis sp.</i>	3.557	83.59
12	<i>Terebellides klemani</i>	3.557	87.147
13	<i>Exogone breviantennata</i>	1.779	88.925

14	<i>Neogonodactylus bredini</i>	1.779	90.704
15	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	1.779	92.482
16	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	1.779	94.261
17	<i>Isolda pulchella</i>	1.779	96.039
18	<i>Euclymene</i> sp. B	1.779	97.818
19	<i>Glycera brevicirris</i>	1.779	99.596
20	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	0.404	100

Estación C2			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Microdeutopus</i> sp.	53.2	53.2
2	<i>Spio pettiboneae</i>	11.503	64.703
3	<i>Rhepoxynius epsitonus</i>	10.784	75.487
4	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	7.259	82.746
5	<i>Mediomastus californiensis</i>	2.157	84.903
6	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	2.157	87.059
7	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	1.438	88.497
8	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	1.438	89.935
9	<i>Hargeria rapax</i>	1.438	91.373
10	<i>Paraphoxus spinosus</i>	1.438	92.811
11	<i>Patella</i> sp.	0.719	93.53
12	<i>Myrianida multidentata</i>	0.719	94.249
13	<i>Podarkeopsis levifuscina</i>	0.719	94.968
14	<i>Prionospio</i> (M.) cf. <i>multibranchiata</i>	0.719	95.686
15	<i>Nuculana concentrica</i>	0.719	96.405
16	<i>Gammaeropsis</i> sp.	0.719	97.124
17	<i>Salvatoria mediodentata</i>	0.719	97.843
18	<i>Lysianopsis alba</i>	0.719	98.562
19	<i>Syllis corallicoloides</i>	0.719	99.281
20	<i>Syllis vivipara</i>	0.719	100

Estación C3			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Ampithoe longimana</i>	25.407	25.407
2	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	13.72	39.126
3	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	10.569	49.695
4	<i>Syllis botosaneanui</i>	7.622	57.317
5	<i>Schistomeringos pectinata</i>	6.606	63.923
6	<i>Frabricinuda trilobata</i>	5.589	69.512
7	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	5.081	74.593
8	<i>Mediomastus californiensis</i>	3.557	78.15
9	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	3.049	81.199

10	<i>Spio pettiboneae</i>	2.033	83.232
11	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	2.033	85.264
12	<i>Lumbrineris</i> sp. 2	1.524	86.789
13	<i>Hargeria rapax</i>	1.524	88.313
14	<i>Rhepoxynius epsitonus</i>	1.524	89.837
15	<i>Bulla striata</i>	1.016	90.854
16	<i>Lembos</i> sp.	1.016	91.87
17	<i>Naineris grubei</i>	1.016	92.886
18	<i>Modulus disculus</i>	1.016	93.902
19	<i>Prionospio</i> (M.) <i>multibranchiata</i>	1.016	94.919
20	<i>Diodora aspera</i>	0.508	95.427

Estación D1			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	27.817	27.817
2	<i>Schistomeringos pectinata</i>	22.09	49.907
3	<i>Syllis botosaneanui</i>	17.181	67.088
4	<i>Lysianopsis alba</i>	13.909	80.997
5	<i>Mediomastus californiensis</i>	2.454	83.451
6	<i>Hargeria rapax</i>	1.636	85.088
7	<i>Prionospio</i> (P.) <i>crystata</i>	1.636	86.724
8	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	1.636	88.36
9	<i>Exogone dispar</i>	1.636	89.997
10	<i>Scoletoma verrilli</i>	1.636	91.633
11	<i>Exogone lourei</i>	1.636	93.269
12	<i>Pinnixa sayana</i>	0.818	94.087
13	<i>Portunus ordwayi</i>	0.818	94.905
14	<i>Amphiura</i> sp.	0.818	95.724
15	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	0.818	96.542
16	<i>Nematoneis hebes</i>	0.818	97.36
17	<i>Glycera brevicirris</i>	0.818	98.178
18	<i>Spio pettiboneae</i>	0.818	98.996
19	<i>Pinnixa floridana</i>	0.818	99.814
20	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	0.186	100

Estación D2			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	36.795	36.795
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	17.652	54.447
3	<i>Schistomeringos pectinata</i>	9.696	64.143
4	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	7.956	72.099
5	<i>Mediomastus californiensis</i>	4.972	77.071

6	<i>Bulla striata</i>	3.481	80.552
7	<i>Syllis vivipara</i>	3.232	83.784
8	<i>Ampithoe longimana</i>	2.983	86.767
9	<i>Lysianopsis alba</i>	2.983	89.75
10	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	2.486	92.237
11	<i>Exogone dispar</i>	1.243	93.48
12	<i>Potamilla torelli</i>	0.994	94.474
13	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	0.746	95.22
14	<i>Frabricinuda trilobata</i>	0.497	95.717
15	<i>Proscoloplos</i> sp. A	0.497	96.214
16	<i>Salvatoria mediodentata</i>	0.497	96.712
17	<i>Phyllochetopecterus</i> sp. 1	0.249	96.96
18	<i>Hargeria rapax</i>	0.249	97.209
19	<i>Cataleptodius floridanus</i>	0.249	97.457
20	<i>Prionospio</i> (M.) <i>cirrifera</i>	0.249	97.706

Estación D3			
	Especie	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Ampithoe longimana</i>	25.407	25.407
2	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	13.72	39.126
3	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	10.569	49.695
4	<i>Syllis botosaneanui</i>	7.622	57.317
5	<i>Schistomeringos pectinata</i>	6.606	63.923
6	<i>Frabricinuda trilobata</i>	5.589	69.512
7	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	5.081	74.593
8	<i>Mediomastus californiensis</i>	3.557	78.15
9	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	3.049	81.199
10	<i>Spio pettiboneae</i>	2.033	83.232
11	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	2.033	85.264
12	<i>Lumbrineris</i> sp. 2	1.524	86.789
13	<i>Hargeria rapax</i>	1.524	88.313
14	<i>Rhepoxynius epsitonus</i>	1.524	89.837
15	<i>Bulla striata</i>	1.016	90.854
16	<i>Lembos</i> sp.	1.016	91.87
17	<i>Naineris grubei</i>	1.016	92.886
18	<i>Modulus disculus</i>	1.016	93.902
19	<i>Prionospio</i> (M.) <i>multibranchiata</i>	1.016	94.919
20	<i>Diodora aspera</i>	0.508	95.427



Estación E1			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	51.495	51.495
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	13.673	65.168
3	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	7.991	73.158
4	<i>Schistomeringos pectinata</i>	7.813	80.971
5	<i>Caulleriella zetlandica</i>	6.037	87.009
6	<i>Syllis vivipara</i>	3.551	90.56
7	<i>Mediomastus californiensis</i>	2.131	92.691
8	<i>Sphaerosyllis piriferopsis</i>	1.776	94.467
9	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	1.598	96.065
10	<i>Caulleriella</i> sp. B	0.71	96.775
11	<i>Podarkeopsis levifuscina</i>	0.533	97.308
12	<i>Decamastus gracilis</i>	0.533	97.84
13	<i>Axiothella</i> sp 1	0.355	98.196
14	<i>Syllis garciai</i>	0.355	98.551
15	<i>Spio pettiboneae</i>	0.355	98.906
16	<i>Hargeria rapax</i>	0.178	99.083
17	<i>Decamastus</i> cf. <i>gracilis</i>	0.178	99.261
18	<i>Portunus gibbesii</i>	0.178	99.439
19	<i>Glycera brevicirris</i>	0.178	99.616
20	<i>Salvatoria mediodentata</i>	0.178	99.794

Estación E2			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Syllis botosaneanui</i>	43.21	43.21
2	<i>Spio pettiboneae</i>	20.988	64.198
3	<i>Mediomastus californiensis</i>	11.111	75.309
4	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	11.111	86.42
5	<i>Aricidea (Acmira) finitima</i>	1.852	88.272
6	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	1.852	90.123
7	<i>Drilonereis longa</i>	1.235	91.358
8	<i>Syllis</i> cf <i>botosaneanui</i>	1.235	92.593
9	<i>Syllis vivipara</i>	1.235	93.827
10	<i>Prionospio (M.) multibranchiata</i>	0.617	94.444
11	<i>Lysianopsis alba</i>	0.617	95.062
12	<i>Schistomeringos pectinata</i>	0.617	95.679
13	<i>Smaragdia viridis</i>	0.617	96.296
14	<i>Sphaerosyllis piriferopsis</i>	0.617	96.914
15	<i>Bulla striata</i>	0.617	97.531
16	<i>Sthenelais</i> sp. A	0.617	98.148
17	<i>Modulus disculus</i>	0.617	98.765

18	<i>Nereis falsa</i>	0.617	99.383
19	<i>Alaba incerta</i>	0.617	100
20	<i>Caulleriella</i> sp. A	0	100

Estación E3			
	Especies	CSD	Densidad acumulada %
1	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	31.453	31.453
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	25.928	57.381
3	<i>Schistomeringos pectinata</i>	15.302	72.683
4	<i>Caulleriella zetlandica</i>	5.101	77.783
5	<i>Caulleriella</i> cf. <i>alata</i>	3.4	81.184
6	<i>Exogone lourei</i>	2.975	84.159
7	<i>Caulleriella</i> sp. B	2.975	87.134
8	<i>Proscoloplos</i> sp. 1	2.55	89.685
9	<i>Hargeria rapax</i>	2.125	91.81
10	<i>Mediomastus californiensis</i>	1.7	93.51
11	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	0.964	94.474
12	<i>Rhepoxynius epsitomus</i>	0.85	95.325
13	<i>Portunus ordwayi</i>	0.85	96.175
14	<i>Harpinia propinqua</i>	0.85	97.025
15	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	0.425	97.45
16	<i>Lyssianassa</i> sp.	0.425	97.875
17	<i>Pinnixa sayana</i>	0.425	98.3
18	<i>Scoletoma verrilli</i>	0.425	98.725
19	<i>Spiophanes</i> spp.	0.425	99.15
20	<i>Synchelidium americanum</i>	0.425	99.575

Tabla 13. Dominancias calculadas con el IVB a nivel de especie y el porcentaje que representa la densidad de cada especie en todas las estaciones con respecto a la densidad total de la zona de estudio.

	Especies	IVB	%
1	<i>Mediomastus californiensis</i>	188	5.62
2	<i>Syllis botosaneanui</i>	180	7.226
3	<i>Proscoplos</i> sp. 1	151	3.814
4	<i>Spio pettiboneae</i>	151	6.062
5	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	140	7.547
6	<i>Frabricinuda trilobata</i>	97	0.803
7	<i>Schistomeringos pectinata</i>	95	6.062
8	<i>Lysianopsis alba</i>	90	3.894
9	<i>Syllis vivipara</i>	81	3.613
10	<i>Hargeria rapax</i>	64	1.887
11	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	59	1.847
12	<i>Bulla striata</i>	50	3.252
13	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	48	0.803
14	<i>Sabella</i> sp. 1	47	2.369
15	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	47	1.927
16	<i>Caulleriella zetlandica</i>	46	2.007
17	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	38	1.887
18	<i>Caulleriella</i> sp. B	36	2.569
19	<i>Rhepoxynius epsitonus</i>	36	1.445
20	<i>Modulus modulus</i>	35	1.445
21	<i>Cerithium litteratum</i>	29	1.525
22	<i>Exogone lourei</i>	27	1.004
23	<i>Pseudothyone belli</i>	26	0.482
24	<i>Axiothella</i> sp. 1	26	1.084
25	<i>Polinices lacteus</i>	26	1.405
26	<i>Nematonereis hebes</i>	26	0.923
27	<i>Caulleriella</i> cf. <i>alata</i>	25	1.164
28	<i>Glycera brevicirris</i>	25	1.044
29	<i>Ophiactis savignyi</i>	24	0.963
30	<i>Sphaerosyllis piriferopsis</i>	23	0.883
31	<i>Scoletoma verrilli</i>	22	0.843
32	<i>Exogone dispar</i>	21	0.281
33	<i>Ampithoe longimana</i>	20	1.044
34	<i>Microdeutopus</i> sp.	20	0.562
35	<i>Salvatoria mediodentata</i>	20	0.361
36	<i>Gammaeropsis</i> sp.	18	0.522
37	<i>Podarkeopsis levifuscina</i>	17	0.361
38	<i>Aonides mayaguezensis</i>	17	0.12
39	<i>Portunus ordwayi</i>	16	0.08
40	<i>Aricidea (Acmira) finitima</i>	15	0.803
41	<i>Phyllochetopecteris</i> sp. 1	15	0.361
42	<i>Drilonereis longa</i>	14	0.401
43	<i>Chaetozone</i> sp. D	14	0.642
44	<i>Dipolydora socialis</i>	14	0.361
	<i>Prionospio (M.)</i>		
45	<i>multibranchiata</i>	13	0.562
46	<i>Prionospio (P.) cristata</i>	12	0.321
47	<i>Caulleriella alata</i>	12	1.044
48	<i>Cataleptodius floridanus</i>	12	0.482
49	<i>Syllis</i> cf. <i>botosaneanui</i>	12	0.602
50	<i>Ampithoe longimana</i>	12	0.682
51	<i>Paraphoxus spinosus</i>	11	0.281
52	<i>Paramphinome</i> sp. B	11	1.044
53	<i>Decamastus gracilis</i>	10	0.562
54	<i>Terebellides klemani</i>	10	0.281
55	<i>Amphipholis squamata</i>	9	0.482
56	<i>Potamilla torelli</i>	9	0.201
57	<i>Diodora cayenensis</i>	9	0.723
58	<i>Naineris bicornis</i>	9	1.004
59	<i>Scoloplos (L.) rubra</i>	9	0.602
60	<i>Cancellaria</i> sp.	9	0.241
61	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	8	0.04
62	<i>Turbonilla</i> sp.	8	0.281
63	<i>Dasybranchus lumbricoides</i>	8	0.482
64	<i>Lumbrineris</i> sp. 2	7	0.241
65	<i>Pinnixa sayana</i>	7	0.04
66	<i>Harpinia propinqua</i>	7	0.201
67	<i>Nuculana concentrica</i>	7	0.161
68	<i>Smaragdia viridis</i>	6	0.482
69	<i>Syllis garciai</i>	6	0.08
70	<i>Odontosyllis enopla</i>	6	0.04
71	<i>Proscoplos</i> sp. A	5	0.442
72	<i>Sthenelais</i> sp. A	5	0.682
73	<i>Exogone (Exogone)</i> sp.1	5	0.321
74	<i>Exogone breviantennata</i>	5	0.08
	<i>Prionospio (M.)</i> cf.		
75	<i>multibranchiata</i>	4	0.04
76	<i>Ophiactis</i> sp.	4	0.442
77	<i>Nereis falsa</i>	4	0.401
78	<i>Neogonodactylus bredini</i>	4	0.361
79	<i>Amphiura</i> sp.	3	0.361
80	<i>Naineris grubei</i>	3	0.08
81	<i>Chloeia viridis</i>	3	0.321
82	<i>Syllis corallicoloides</i>	3	0.161
83	<i>Euclymene</i> sp. B	3	0.12
84	<i>Portunus gibbesii</i>	2	0.12
85	<i>Synchelidium americanum</i>	2	0.08
86	<i>Alaba incerta</i>	2	0.04

87	<i>Patella</i> sp.	2	0.08	93	<i>Salvatoria rugulosa</i>	1	0.08
88	<i>Branchiosyllis exilis</i>	2	0.241	94	<i>Syllis prolifera</i>	1	0.04
89	<i>Pinnixa floridana</i>	2	0.201	95	<i>Magelona</i> sp. C	1	0.161
90	<i>Lembos</i> sp.	2	0.161	96	<i>Spiophanes</i> spp.	1	0.12
91	<i>Isolda pulchella</i>	2	0.201	97	<i>Myrianida multidentata</i>	1	0.08
92	<i>Epitomapta roseola</i>	1	0.12				

Tabla 14. Densidad, riqueza específica, equidad, diversidad y diversidad máxima de cada estación del arrecife Sacrificios.

Estación	Densidad	Riqueza específica	Equidad J'	H'	Hmáx
A1	26.664	41	0.808	4.328	5.358
A2	27.796	35	0.791	4.057	5.129
A3	9.001	21	0.759	3.336	4.392
C1	4.253	20	0.839	3.627	4.322
C2	15.781	20	0.594	2.567	4.322
C3	6.807	13	0.854	3.159	3.700
D1	13.867	20	0.697	3.012	4.322
D2	91.268	30	0.645	3.166	4.907
D3	74.426	29	0.779	3.784	4.858
E1	91.276	22	0.564	2.515	4.459
E2	22.974	19	0.612	2.601	4.248
E3	66.730	21	0.674	2.958	4.392

ANEXO VII

Tabla 1. Grupos ecológicos para la especies de la laguna arrecifal de Isla Sacrificios.

	<b>Especies</b>	<b>Grupo ecológico</b>
1	<i>Alaba incerta</i>	no asignado
2	<i>Ampelisca verrilli</i>	I
3	<i>Amphipholis</i> sp.	I
4	<i>Amphipholis squamata</i>	I
5	<i>Amphiura</i> sp.	II
6	<i>Ampithoe longimana</i>	I
8	<i>Ampithoe valida</i>	I
9	<i>Aonides mayaguezensis</i>	III
10	<i>Aricidea (Acmira) finitima</i>	I
11	<i>Armandia maculata</i>	I
12	<i>Axiothella</i> sp. 1	I
13	<i>Branchiosyllis exilis</i>	II
14	<i>Bulla striata</i>	II
15	<i>Cancellaria</i> sp.	no asignado
16	<i>Capitella</i> sp.	V
17	<i>Cataleptodius floridanus</i>	no asignado
18	<i>Caulleriella alata</i>	IV
19	<i>Caulleriella cf. alata</i>	IV
20	<i>Caulleriella</i> sp. A	IV
21	<i>Caulleriella</i> sp. B	IV
22	<i>Caulleriella zetlandica</i>	IV
23	<i>Cerithium atratum</i>	II
24	<i>Chaetozone</i> sp. D	IV
25	<i>Chloeia viridis</i>	IV
26	<i>Cochliolepis</i> sp.	II
27	<i>Collisella</i> sp.	no asignado
28	<i>Dasybranchus lumbricoides</i>	III
29	<i>Decamastus cf. gracilis</i>	III
30	<i>Decamastus gracilis</i>	III
31	<i>Diodora aspera</i>	I
32	<i>Diodora cayenensis</i>	I
33	<i>Dipolydora socialis</i>	IV
34	<i>Drilonereis longa</i>	II
35	<i>Elasmopus</i> sp.	III
36	<i>Epitomapta roseola</i>	II
37	<i>Euclymene</i> sp. B	II
38	<i>Exogone (Exogone) sp.1</i>	II
39	<i>Exogone brevi antennata</i>	II
40	<i>Exogone dispar</i>	II
41	<i>Exogone lourei</i>	II
42	<i>Frabricinuda trilobata</i>	II
43	<i>Gammaeropsis</i> sp.	I
44	<i>Glycera brevicirris</i>	II
45	<i>Grandidierella bonnieroides</i>	I
46	<i>Hargeria rapax</i>	II
47	<i>Harpinia propinqua</i>	I
48	<i>Isolda pulchella</i>	no asignado
49	<i>Lembos</i> sp.	I
50	<i>Lumbrineris</i> sp. 1	II
51	<i>Lysianopsis alba</i>	no asignado
52	<i>Lyssianassa</i> sp.	I
53	<i>Magelona</i> sp. C	I
54	<i>Magelona</i> sp. F	I
55	<i>Mediomastus californiensis</i>	III
56	<i>Microdeutopus</i> sp.	I
57	<i>Modulus disculus</i>	no asignado
58	<i>Monoculodes</i> sp.	I
59	<i>Mooreonuphis dangrigae</i>	II
60	<i>Mooreonuphis stigmatis</i>	II
61	<i>Myrianida multidentata</i>	II
62	<i>Naineris bicornis</i>	I
63	<i>Naineris grubei</i>	I
64	<i>Nematonereis hebes</i>	II
65	<i>Neogonodactylus bredini</i>	no asignado
66	<i>Nereis falsa</i>	III
67	<i>Notomastus lobatus</i>	III
68	<i>Nuculana concentrica</i>	I
69	<i>Odontosyllis enopla</i>	II
70	<i>Ophiactis savignyi</i>	II
71	<i>Ophiactis</i> sp.	II
72	<i>Ophiolepis impressa</i>	II
73	<i>Ophiotrix orstedii</i>	I
74	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	III
75	<i>Paramphinome</i> sp. B	III
76	<i>Paraphoxus spinosus</i>	no asignado
77	<i>Patella</i> sp.	I
78	<i>Phyllochetopecterus</i> sp. 1	I
79	<i>Pinnixa floridana</i>	I

80	<i>Pinnixa sayana</i>	I
81	<i>Pionosyllis spinisetosa</i>	II
82	<i>Podarkeopsis levifuscina</i>	II
83	<i>Portunus gibbesii</i>	I
84	<i>Portunus ordwayi</i>	I
85	<i>Potamilla torelli</i>	II
86	<i>Prionospio (M.) cf. multibranchiata</i>	III
87	<i>Prionospio (M.) cirrifera</i>	III
88	<i>Prionospio (M.) multibranchiata</i>	III
89	<i>Prionospio (P.) cristata</i>	IV
90	<i>Proscoplos</i> sp. 1	I
91	<i>Proscoplos</i> sp. A	I
92	<i>Protodorvillea kefersteini</i>	II
93	<i>Pseudothyone belli</i>	I
94	<i>Rhepoxynius epsitonus</i>	no asignado
95	<i>Sabella</i> sp. 1	I
96	<i>Salvatoria mediodentata</i>	II
97	<i>Salvatoria rugulosa</i>	II
98	<i>Schistomeringos pectinata</i>	II
99	<i>Scoletoma verrilli</i>	III
100	<i>Scoloplos (L.) rubra</i>	I
101	<i>Smaragdia viridis</i>	no asignado
102	<i>Sphaerosyllis piriferopsis</i>	II
103	<i>Spio pettiboneae</i>	III
104	<i>Spiophanes</i> spp.	III
105	<i>Sthenelais</i> sp. A	II
106	<i>Syllides cf. caribica</i>	II
107	<i>Syllis armillaris</i>	II
108	<i>Syllis botosaneanui</i>	II
109	<i>Syllis cf. botosaneanui</i>	II
110	<i>Syllis corallicola</i>	II
111	<i>Syllis corallicoloides</i>	II
112	<i>Syllis garciai</i>	II
113	<i>Syllis maryae</i>	II
114	<i>Syllis prolifera</i>	II
115	<i>Syllis vivipara</i>	II
116	<i>Synchelidium americanum</i>	II
117	<i>Terebellides klemani</i>	I
118	<i>Trichophoxus epistomus</i>	no asignado
119	<i>Turbonilla</i> sp.	I

ANEXO VIII

Tabla 1. Resultados del cálculo del AMBI

Estaciones	% Grupos Ecológicos					Mean AMBI	Índice Biótico	Clasificación de Perturbación	No Asignadas
	I	II	III	IV	V				
A1	22.5	45.3	21.7	10.5	0	1.803	2	Ligeramente perturbado	0.3
A2	27.9	49.6	19.7	2.9	0	1.463	2	Ligeramente perturbado	0.4
A3	7.5	61.7	29.2	1.7	0	1.875	2	Ligeramente perturbado	0
C1	30.5	30.1	39.5	0	0	1.635	2	Ligeramente perturbado	5.3
C2	64.1	19.4	16.5	0	0	0.787	1	No perturbado	0
C3	21.3	38.3	31.9	8.5	0	1.915	2	Ligeramente perturbado	2.1
D1	4.3	61.4	32.7	1.6	0	1.976	2	Ligeramente perturbado	0
D2	9.8	46	43.9	0	0.3	2.023	2	Ligeramente perturbado	3.2
D3	54.8	38.1	7.1	0	0	0.785	1	No perturbado	0
E1	8.6	30	54.7	6.7	0	2.395	2	Ligeramente perturbado	0
E2	5	50.3	44.7	0	0	2.096	2	Ligeramente perturbado	0.6
E3	6.5	48	34	11.5	0	2.257	2	Ligeramente perturbado	0