

00381

39



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLOGICAS

"EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LAS DESCARGAS DE UNA GRANJA CAMARONÍCOLA SOBRE LA FAUNA DE INVERTEBRADOS ASOCIADA A UN SISTEMA LAGUNAR ADYACENTE"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE: DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGÍA)

P R E S E N T A :

JOSE SALGADO BARRAGÁN

Director de Tesis: DR. MICHEL EDMOND HENDRICKX RENERS

TESIS CON FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

UNIVERSIDAD DE
MEXICO

**A NATALIA Y FRANCISCO
PORQUE SIEMPRE ESTAN CONMIGO**

**A LUCÍA
MI COMPAÑERA Y AMIGA**

**A PAULINA
LA NIÑA DE MIS OJOS**

**A LILYA, HILDA, JESÚS Y FRANCISCO
MIS HERMANOS**

**A JEANNETTE
MI AMIGA**

Envío a la Dirección General de Bibliotecas
UNAM a difundir en formato electrónico e impreso
el contenido de mi trabajo de recepción

NOMBRE: Jose Salgado
Barragán

FECHA: 14-Nov-2002

SIGNA: J.S.B.

THE UNIVERSITY OF CHICAGO
DEPARTMENT OF CHEMISTRY

PHYSICAL CHEMISTRY
LECTURE NOTES

BY
J. H. VAN VLECK

LECTURE NOTES FOR THE COURSE
PHYSICAL CHEMISTRY

1955



AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mis agradecimientos a toda la gente e instituciones sin cuyo apoyo no hubiera sido posible la realización del presente trabajo.

Al Dr. Michel E. Hendrickx, por su amistad, su apoyo total, su confianza y su paciencia para conmigo.

A los miembros del Sínodo: Dra. Ma. Luisa Andrea Raz-Guzmán Macbeth, Dra. Maithe Mascaró Miquelajáuregui, Dr. Michel E. Hendrickx, Dr. Federico Páez-Osuna, Dr. Adolfo Gracia Gasca, Dr. Juan José Luis Carballo Cenizo y el Dr. Armando Ortega Salas por su interés, sus acertadas observaciones y sus múltiples sugerencias para mejorar la calidad de este documento.

A Lucía Tron Mayén, Arturo Nuñez Pastén, Alonso Esparza, Benito Mejía Sarmiento, Marco Antonio Meda Martínez, Marcela Ruiz, Carmen Espinosa Pérez, Julia Ochoa, Rosalba Alonso, Libia H. Pérez Bernal, Martín Soto Jiménez, y al chofer Poncho (Alfonso Rojas) por su gran ayuda en la recolección de muestras y porque gracias a su amistad, los muestreos quincenales, durante dos años, fueron días de campo con experiencias memorables.

Al Sr. Enrique Watson, el Biól. Ramón Espinoza y el Biol. Guillermo Lara por su apoyo en la realización de actividades en la granja "Clementina" y por proveer información sobre sus actividades.

A Lucía Tron Mayén, Marcela Ruiz Guerrero, Nancy Flores Rendón, Juan Manuel Osuna Amaya, Paola López Noriega y Alejandra Casillas por su ayuda en la separación y el procesamiento de las muestras.

Al personal y estudiantes del Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la Unidad Mazatlán, ICML, UNAM, Dr. Federico Páez-Osuna, Quim. Humberto Bojórquez Leyva, Quim. Héctor M. Zazueta-Padilla y Martín Frías Espericueta por haberme brindado su asesoría, espacio y tiempo para la realización de los análisis químicos.

A Germán Ramírez Reséndiz, Manuel Ayón Parente y Carlos Suárez Gutiérrez por su apoyo en los análisis estadísticos, en el manejo de la información y en la edición de este trabajo.

La identificación de varios organismos no hubiera sido posible sin la colaboración de especialistas que, de manera desinteresada, identificaron algunos de los taxa aquí mencionados. Aida Hernández Zanui y Claudia Amaro Castañeda (Tunicados) Arturo Toledano Granados (Moluscos) Ma. Nuria Méndez Ubach y Pablo Hernández Alcántara (Poliquetos) Patricia Gómez López (Esponjas), Paulo Young (Cirripedios) y Julia Ochoa y Ma. Candelaria Valdéz (Macroalgas).

A Ramón Peraza Vizcarra por su asesoría en la evaluación de las corrientes de mareas en el sistema lagunar.

A Ma. Clara Ramírez Jáuregui, responsable de la Biblioteca Ma. Elena Caso Muñoz por su gran ayuda en la búsqueda de información bibliográfica.

Al personal administrativo de la Unidad Mazatlán, ICML, UNAM, por su apoyo, en especial a Margarita Cordero Ruiz por su ayuda en la realización de trámites administrativos y por su amistad.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento otorgado a través del proyecto No. 0625-N9110.

A quienes sin querer haya olvidado mencionar y que en cualquier forma me apoyaron en este trabajo, MUCHAS GRACIAS.

Mathematical Induction

Prove that $1 + 2 + 3 + \dots + n = \frac{n(n+1)}{2}$ for all $n \in \mathbb{N}$.

Base Case: For $n = 1$, the left side is 1 and the right side is $\frac{1(1+1)}{2} = 1$. The base case holds.

Inductive Step: Assume the formula holds for $n = k$, i.e., $1 + 2 + 3 + \dots + k = \frac{k(k+1)}{2}$. We need to show it holds for $n = k+1$.

$$1 + 2 + 3 + \dots + k + (k+1) = \frac{k(k+1)}{2} + (k+1)$$
$$= \frac{k(k+1) + 2(k+1)}{2} = \frac{(k+1)(k+2)}{2}$$

Therefore, the formula holds for $n = k+1$. By the principle of mathematical induction, the formula is true for all $n \in \mathbb{N}$.

Example: Prove that $2^n > n$ for all $n \in \mathbb{N}$.

Base Case: For $n = 1$, $2^1 = 2 > 1$. The base case holds.

Inductive Step: Assume $2^k > k$. We need to show $2^{k+1} > k+1$.

$$2^{k+1} = 2 \cdot 2^k > 2 \cdot k > k+1$$

Therefore, $2^n > n$ for all $n \in \mathbb{N}$.

Example: Prove that $1 + 2 + 3 + \dots + n^2 = \frac{n(n+1)(2n+1)}{6}$ for all $n \in \mathbb{N}$.

Base Case: For $n = 1$, the left side is 1 and the right side is $\frac{1(1+1)(2 \cdot 1 + 1)}{6} = 1$. The base case holds.

Inductive Step: Assume the formula holds for $n = k$. We need to show it holds for $n = k+1$.

$$1 + 2 + 3 + \dots + k^2 + (k+1)^2 = \frac{k(k+1)(2k+1)}{6} + (k+1)^2$$
$$= \frac{k(k+1)(2k+1) + 6(k+1)^2}{6} = \frac{(k+1)(k+2)(2k+3)}{6}$$

Therefore, the formula holds for $n = k+1$. By the principle of mathematical induction, the formula is true for all $n \in \mathbb{N}$.

Example: Prove that $1 + 2 + 3 + \dots + n = \frac{n(n+1)}{2}$ for all $n \in \mathbb{N}$.

Base Case: For $n = 1$, the left side is 1 and the right side is $\frac{1(1+1)}{2} = 1$. The base case holds.

INDICE

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	3
ANTECEDENTES.....	17
OBJETIVOS.....	23
OBJETIVO GENERAL.....	23
OBJETIVOS PARTICULARES.....	23
AREA DE ESTUDIO.....	25
1. EL ESTERO DE URÍAS.....	25
1.1 Localización y régimen hidráulico.....	25
1.2. Sedimento.....	27
1.3. Flora.....	28
1.4. Fauna.....	28
1.5. Actividad humana.....	29
2. LA GRANJA CAMARONÍCOLA.....	29
MATERIALES Y MÉTODOS.....	31
1. PROSPECCIÓN.....	33
1.1. Ubicación de las estaciones de muestreo.....	33
2. ACTIVIDADES EN LA GRANJA CAMARONÍCOLA.....	34
3. MUESTREOS FISICOQUÍMICOS.....	34
3.1. Circulación de agua en los esteros tributarios.....	34
3.2. Variables ambientales.....	37
4. MUESTREOS BIOLÓGICOS.....	46
4.1. Fauna asociada a raíces de mangle.....	46
5. MANEJO DE LOS DATOS.....	48
5.1. Variables ambientales.....	48
5.2. Análisis de las comunidades por métodos univariantes.....	48
5.3. Análisis de las comunidades por métodos multivariantes.....	49
5.4. Relación entre las variables ambientales y la estructura de las comunidades.....	50
RESULTADOS.....	53
1. CALENDARIZACIÓN DE LAS ACTIVIDADES DE LA GRANJA CAMARONÍCOLA.....	53
2. VARIABLES AMBIENTALES.....	56
2.1. Precipitaciones.....	56
2.2. Velocidad de recambio y flujo de agua en los esteros.....	56
2.3. Salinidad.....	58

2.4. Temperatura.....	60
2.5. Oxígeno disuelto.....	60
2.6. Demanda bioquímica de oxígeno.....	62
2.7. Clorofilas.....	65
2.8. Carbono fácilmente oxidable (CFO).....	67
2.9. Las variables ambientales durante las operaciones de la granja. Análisis en tres estaciones.....	68
3. ORGANISMOS ASOCIADOS A LAS RAÍCES DE MANGLE.....	73
3.1. Composición.....	73
3.2. Mollusca.....	75
3.3. Crustacea.....	80
3.4. Polychaeta.....	89
3.5. Otros Phyla.....	90
4. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES.....	92
4.1. Métodos univariantes.....	92
4.2. Métodos multivariantes.....	105
4.3. Análisis utilizando resolución taxonómica menor.....	141
DISCUSIÓN.....	153
1. EFECTO DE LAS VARIABLES.....	153
1.1. Salinidad y temperatura.....	154
1.2. Oxígeno disuelto.....	155
1.3. DBO.....	157
1.4. Clorofilas.....	159
1.5. Carbono fácilmente oxidable.....	160
1.6. Mareas.....	162
2. FAUNA ASOCIADA A LAS RAÍCES DE MANGLE.....	163
2.1. Composición de especies en las comunidades.....	164
3. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES.....	171
3.1. Indicadores de las comunidades.....	172
CONCLUSIONES.....	179
LITERATURA CITADA.....	187

RESUMEN

El crecimiento de la camaronicultura ha traído consigo una serie de beneficios económicos a nivel local o regional. Sin embargo, se ha señalado que esta actividad incide negativamente en una serie de aspectos ambientales y económicos, entre ellos se destaca la hipernutrición por el incremento de nutrientes disueltos en los cuerpos de agua que reciben las descargas de las granjas, lo cual se traduce en un proceso de eutroficación que repercute negativamente sobre el ecosistema acuático. Pese a lo anterior, se conoce poco sobre el impacto de este enriquecimiento sobre los organismos de los sistemas que reciben las descargas de las granjas. Por lo anterior, se planteó evaluar la influencia de las descargas de una granja camaronícola, ubicada en el margen del estero de Urías, Sinaloa, sobre las comunidades de invertebrados de seis estaciones de muestreo situadas en la zona adyacente a la granja y probar además si con la sola identificación de organismos al nivel de familia se puede lograr ese objetivo. Entre Mayo de 1993 y febrero de 1995 se registraron quincenalmente las variaciones en salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, DBO_2 , clorofila *a* y *b*, cambios en el nivel de marea y carbono fácilmente oxidable en sólidos suspendidos y las comunidades de invertebrados asociadas a las raíces adventicias del mangle rojo, *Rhizophora mangle* se analizaron trimestralmente. Al mismo tiempo se registraron las principales actividades en la granja camaronícola y se obtuvieron los datos de la precipitación pluvial en la región. Los distintos análisis muestran que la granja si presenta una mayor influencia continua y localizada básicamente sobre las comunidades asentadas en la estación que recibió el 90% de las descargas de la granja, mientras que durante las épocas de cosechas, ésta influencia se ve reflejada en todas las estaciones, en un gradiente desde la cabeza del sistema lagunar. La riqueza, la diversidad, la dominancia, y la equitatividad mostraron tendencias temporales, asociadas con las variaciones de temperatura y salinidad en las épocas de lluvias y secas mientras que las variaciones espaciales estuvieron relacionadas con las diferencias en DBO_2 , las clorofilas y el oxígeno disuelto en un gradiente desde las zonas de descargas de la granja hasta las estaciones más distantes. Los análisis de correlación de las variables ambientales y las comunidades de invertebrados utilizando la familia como nivel mínimo de resolución taxonómica no arrojaron diferencias importantes contra los análisis al nivel de especie, lo anterior que representa una herramienta útil que permite la realización de estudios de tipo ambiental con un ahorro importante de tiempo en la identificación de los organismos. El presente estudio representa el primer análisis directo del impacto de la camaronicultura sobre las comunidades acuáticas en el país y sirve como base para la realización de estudios más detallados (i.e. de tipo ecofisiológico), así como para el planteamiento de estrategias para el manejo adecuado de las descargas de aguas provenientes de la camaronicultura.

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions. It emphasizes that every entry should be supported by a valid receipt or invoice. This not only helps in tracking expenses but also ensures compliance with tax regulations.

In the second section, the author outlines the process of reconciling bank statements with the company's ledger. This involves comparing the ending balance of the bank statement with the ending balance of the ledger. Any discrepancies should be investigated immediately to identify errors or unauthorized transactions.

The third section focuses on the management of accounts payable and receivable. It suggests implementing a strict payment policy to ensure that all bills are paid on time, thereby avoiding late fees and maintaining good relationships with suppliers. Simultaneously, it advises on how to effectively manage receivables to improve cash flow.

The fourth section discusses the importance of regular audits. Internal audits help in identifying potential areas of fraud or inefficiency within the organization. External audits, on the other hand, provide an objective assessment of the company's financial health and ensure that all financial statements are prepared in accordance with the relevant accounting standards.

Finally, the document concludes by highlighting the role of technology in modern accounting. The use of accounting software can significantly reduce the risk of human error and streamline the entire accounting process. It also allows for real-time monitoring of financial data, enabling better decision-making.

INTRODUCCIÓN

La gran demanda de camarón en los países industrializados como Estados Unidos, Japón y una buena parte de los de Europa ha convertido a este producto en un importante generador de divisas para muchos países en desarrollo que lo capturan, lo cultivan y lo exportan. Por la misma razón, el impulso al cultivo de este crustáceo ha ido en aumento constante durante la última década, al grado de que durante 1998 la camaronicultura ya había contribuido con alrededor de un 27% de la producción mundial de camarón, con un volumen aproximado de 850, 000 toneladas métricas, con un valor en el mercado de poco más de 6 mil millones de dólares y una proyección de 2.1 millones de toneladas métricas para 2005 (FAO, 1999; Páez-Osuna, 2001a).

Aunque el esfuerzo de pesca del camarón se ha incrementado, la captura de este recurso en ambientes naturales no ha tenido un resultado equivalente y se ha mantenido relativamente constante desde los años setentas (Rodríguez de la Cruz, 1981; Magallón Barajas, 1987; Gámez Eternod y de la Lanza, 1992; SEMARNAP, 1997). Lo anterior propició la búsqueda de otras vías para la obtención de este producto, dando como resultado un desarrollo acelerado de la camaronicultura que, hasta hace relativamente poco tiempo, era practicada en Asia solo de manera extensiva o en policultivos (Chua *et al.*, 1989; Forbes, 1990; Miki y Sano, 1990; Honculada-Primavera, 1995).

Muchos autores han señalado que debido al acelerado crecimiento de la camaronicultura, no se ha puesto suficiente atención sobre las repercusiones que tiene sobre el entorno y sobre otras actividades humanas, como la agricultura, la pesca en ambientes aledaños e incluso la ganadería. Entre los daños que se reconocen como consecuencia de la acuicultura se han destacado los siguientes:

a) La eliminación de grandes extensiones de bosques de manglar y de vegetación halófila, con la consecuente perturbación o desaparición del hábitat de varias especies nativas o pasajeras que sostienen una parte muy importante de la pesca costera de la franja tropical y subtropical (Bailey, 1988; Snedaker *et al.*, 1988; Flores-Verdugo, 1989; Gowen *et al.*, 1990; Gámez-Eternod y de la Lanza, 1992; Honculada-Primavera, 1995). En muchas ocasiones la construcción de estanquerías se realiza en marismas o llanuras salobres, con lo que se obtiene la transformación de un ambiente poco productivo a uno de alta productividad con un beneficio en términos ambientales. Desafortunadamente en muchas ocasiones la expansión de estos sistemas se ha hecho a expensas de zonas como manglares y otros habitats costeros (Bailey, 1988).

- b) La alteración del régimen hidrológico, dando como resultado la salinización de terrenos anteriormente aptos para la agricultura (Gámez-Eternod y de la Lanza, 1992),
- c) El azolvamiento de los cuerpos de agua costeros (Snedaker *et al.*, 1988),
- d) Una hipernutricación por el aumento de nutrientes disueltos en el agua, lo que conlleva a la eutroficación del sistema acuático y, que a su vez, resulta en una serie de cambios en el medio como son el enriquecimiento del bentos, el aumento notable de las poblaciones fitoplanctónicas, el incremento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los cambios en las poblaciones bacterianas y la aparición de hipoxia o anoxia en el agua (Bailey, 1988; Fernández-Pato, 1989; Gowen *et al.*, 1990; Folke y Kautsky, 1992; Hopkins *et al.*, 1995).
- e) El empobrecimiento en la composición de la estructura de las comunidades del ecosistema acuático y la aparición de modificaciones en el patrón de flujo de energía con respecto a la cadena trófica original (Gowen *et al.*, 1990), y
- f) La contaminación biológica como consecuencia del uso de especies exóticas con características deseables para el cultivo o para su explotación, y su posterior escape hacia los ecosistemas aledaños provocando perturbaciones ecológicas (de Voe, 1994).

Por lo que concierne al incremento de nutrientes en el medio, la mayoría de los autores coinciden en señalar que la mayor proporción de materia orgánica que se deposita en los sedimentos en el fondo de los complejos acuícolas o en los sistemas cercanos proviene del alimento no consumido ó consiste en heces fecales de los organismos cultivados (Fernández-Pato, 1989; Gowen *et al.*, 1990; Chua, 1992; Gowen y Rosenthal, 1993; Piedrahita, 1994; Simenstad y Fresh, 1995; Bergheim y Asgard, 1996; Páez-Osuna *et al.*, 1997), aunque también el aumento de la carga de materia orgánica puede ser el resultado de un incremento notable de la fotosíntesis y de la productividad primaria (Dolmer *et al.*, 1997).

La incorporación de grandes cantidades de fertilizantes para estimular la producción primaria en el interior de los estanques y de complementos alimenticios que representan entre 3 y 10% del peso de la biomasa al día (dependiendo del tipo de acuicultivo), produce una descarga de aguas hipernutricadas y sedimentos al medio acuático externo que puede rebasar su capacidad de asimilación de nutrientes. Esto desemboca en un incremento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y un abatimiento del oxígeno disuelto, además de cambios en el pH y producción de sustancias tóxicas por parte de bacterias anaerobias (Snedaker *et al.*, 1988; Flores- Verdugo, 1989).

El término eutroficación es usado regularmente para referirse a un proceso relacionado con el incremento de la fertilidad. Al hacer una generalización del término, se puede subestimar o sobreestimar la capacidad de reincorporación de nutrientes por parte de ecosistemas con dinámica distinta, como los humedales, en los que la dinámica de reconversión de la materia orgánica es generalmente muy alta y la productividad es elevada y, por otro lado, el océano, con bajos niveles de productividad y bajas concentraciones de oxígeno que no necesariamente implican la presencia de materia orgánica en exceso.

De acuerdo al diccionario Larousse (1998), podemos referirnos a la “eutroficación” como el proceso de enriquecimiento del agua con materias nutritivas por medios artificiales, generalmente originados por el hombre, mientras que el término “eutrofización” se refiere al proceso de enriquecimiento de las aguas por procesos naturales o artificiales.

De acuerdo con diversos autores, los cuerpos de agua pueden presentar diversos grados de enriquecimiento por nutrientes y se les clasifica, en términos generales como oligotróficos, mesotróficos o eutrófico para indicar que éstos presentan concentraciones de nutrientes bajas, medias o altas y su valor es relativo si se habla de lagos, ríos o ecosistemas costeros (Smith *et al.* 1999). De acuerdo con estos autores las concentraciones de fósforo, nitrógeno y clorofila *a* en estos cuerpos de agua permiten inferir el grado o nivel trófico que presentan, así, un estado trófico calificado como mesotrófico (intermedio) en ríos o lagos puede ser considerado como eutrófico si esas mismas concentraciones de N, P, o clorofila se obtienen de aguas costeras (Tabla 1).

Tabla 1. Estado trófico de lagos, ríos y aguas costeras de acuerdo con sus concentraciones de nitrógeno total, fósforo total y clorofila *a* (Modificado de Smith *et al.* 1999 y Páez-Osuna, 2001b).

	Estado Trófico	TN (mg/m ³)	TP (mg/m ³)	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)
Lagos	Oligotrófico	< 350	< 10	< 3.5
	Mesotrófico	350 - 650	10 - 30	3.5 - 9
	Eutrófico	650 - 1200	30 - 100	9 - 25
	Hipertrófico	> 1200	> 100	> 25
Ríos	Oligotrófico	< 700	< 25	< 10
	Mesotrófico	700 - 1500	25 - 75	10 - 30
	Eutrófico	> 1500	> 75	> 30
Aguas Costeras	Oligotrófico	< 250	< 10	< 1
	Mesotrófico	260-350	10 - 30	1 - 3
	Eutrófico	350-400	30 - 40	3 - 5
	Hipertrófico	> 400	> 40	> 5

Con el concepto de “eutrofización crítica” propuesto por Mee (1988) se señala que ésta ocurre “cuando el flujo neto de nutrientes limitantes incorporados a la biomasa vegetal es tal, que la tasa de producción de nueva materia orgánica excede la tasa neta de suministro de oxígeno (a partir del intercambio local aire/agua y la fotosíntesis requerida para oxidarla)”. Según el propio autor, el término puede restringirse a un fenómeno temporal y que un sistema que ahora presenta eutrofización crítica, puede ser distinto en otro momento.

La eutrofización, no como un estado de un cuerpo de agua, sino como un proceso de incremento en la tasa de suministro de materia orgánica al ecosistema costero y marino, es analizado por Nixon (1995), que indica que la concentración de carbono incorporado al fondo de los sistemas estuarinos y marinos puede ser considerado como un buen indicador de su grado de enriquecimiento o estado trófico, para lo cual propone una serie de valores de concentración de carbono orgánico por unidad de área (Tabla 2).

Otro de los aspectos a considerar en la evaluación de las descargas es el sistema de operación de las granjas camarónicas, el cual está sujeto a una serie de variables, como las épocas del año, las condiciones de suelo en los estanques, el abasto de agua y la calidad de la misma, las posibilidades económicas del acuicultor, la extensión de la granja y, sobre todo, el sistema de cultivo que se implementa. Es de este tipo de sistema que dependerá en mayor medida la concentración de materiales en las descargas al medio circundante.

Tabla 2. Valor trófico de ecosistemas costeros basado en la concentración de carbono orgánico presente en sedimentos (Modificado de Nixon, 1995).

Categoría	Aporte de carbono orgánico g C m ⁻² año ⁻¹
Oligotrófico	< 100
Mesotrófico	100-300
Eutrófico	301-500
Hipertrófico	> 500

A grandes rasgos, los sistemas de cultivo de camarón se dividen en tres tipos básicamente distintos: extensivos, semi-intensivos e intensivos (Chien, 1992; Hirono, 1992). Las características físicas como de operación de estos tres tipos de granjas en el noroeste de México son analizadas de manera general por Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001) (Tabla 3). Cabe señalar que en la actualidad los camaronicultores de la región no recurren a la captura de postlarva silvestre debido a que ésta suele ser incorporada en compañía de fauna nociva para el propio cultivo, puesto que se

trata de especies depredadoras del camarón como las jaibas (*Callinectes* spp) y algunos peces (e.g. *Centropomus* spp, *Cynoscion* spp) o especies competidoras por el alimento como los “puyeques” (*Dormitator latifrons*) o los gobios (*Gobiidae* gen. spec.) (Hendrickx, et. al, 1996).

Los cultivos extensivos se caracterizan por utilizar densidades bajas de organismos. Su alimentación está apoyada fundamentalmente en la productividad natural del sistema y generalmente no hay aportes de fertilizantes o de alimento. Por consiguiente, la cantidad de nutrientes y partículas de sus descargas no difieren claramente de las cantidades observadas en los ecosistemas acuáticos no alterados. Robertson y Phillips (1995) indican que las descargas de N y P de aguas provenientes de las granjas extensivas se estiman en alrededor de 0.348 mg N.L⁻¹ y 0.108 mg P.L⁻¹.

En los cultivos semi-intensivos e intensivos, por otro lado, se mantiene una alta productividad en el estanque mediante aportes de fertilizantes y los organismos son alimentados artificialmente en proporciones que van desde el 3 al 30% del peso estimado de los organismos en el estanque por día. La densidad de cultivo se estima en alrededor de 5 a 70 organismos/m² y el cuidado de estos sistemas es variable. La producción media de las granjas semi-intensivas oscila entre 0.5 y 2 t.ha⁻¹.año⁻¹, mientras que en las intensivas se cosechan entre 5 y 14 t.ha⁻¹.año⁻¹ con producciones extraordinarias de hasta 20 t.ha⁻¹.año⁻¹ (Chua *et al.*, 1989; Robertson y Phillips, 1995).

Las descargas de nutrientes y sólidos suspendidos de las granjas de los tres tipos mencionados son variables. Con base en una serie de consideraciones acerca de la operación, la densidad de siembra y la cantidad y calidad de alimento utilizado en los tres tipos de granjas camarónícolas de nuestro país, a partir del balance de nitrógeno y fósforo de entrada (en el alimento) y salida (en forma de biomasa y liberado al agua de descarga) de los tres tipos de granjas, Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001) calcularon que en las granjas semi-intensivas las cantidades de nitrógeno y fósforo añadidos en el alimento son tres veces más altas que en las de tipo extensivo y en las de tipo intensivo este aporte es entre siete y ocho veces superior. La cantidad de alimento no consumido o no asimilado también depende del tipo de cultivo; los cultivos intensivos son considerados más eficientes en ese aspecto, mientras que los extensivos y semi-intensivos son considerados similares (Tabla 3).

Cabe hacer notar que la conversión alimento – biomasa es mayor en las granjas intensivas, las cantidades de alimento vertidas a estos estanques son mucho más elevadas y el aporte de nitrógeno y fósforo al ambiente también es más alto. Las diferencias en las concentraciones de nitrógeno y el fósforo que son añadidas, removidas en forma de organismos cultivados y liberadas

al medio acuático en los tres tipos de sistemas de cultivo de camarón son bien ilustradas por Páez-Osuna (2001b) (Tabla 4).

Tabla 3. Características generales de infraestructura y operación de estanques de producción camaronícola como los utilizados en México, de acuerdo con el nivel de intensidad o esfuerzo económico y laboral utilizado para tal fin (Modificada de Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001).

Características	Nivel de Intensidad		
	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Infraestructura física			
Tamaño de los estanques (ha)	2 - 150	5 - 20	0.25 - 4
Tamaño de la granja (ha)	2 - >300	5 - 360	3 - 108
Forma de los estanques	Irregular	Rectangular o semi-rectangular	Rectangular
Construido	Tierra	Tierra	Tierra y "liner" *
Elevación	Intermareal	Intermareal	Intermareal y arriba de pleamar
Profundidad (m)	0.4 - 1.0	0.7 - 1.2	1.0 - 2.0
Operación			
Origen de la poslarva	Silvestre	Silvestre y laboratorio	Silvestre y laboratorio
Manejo del agua	Mareas con bombeo opcional	Bombeo	Bombeo
Tasa de recambio (% al día)	< 5%	<5% - 15%	<5% - 20%
Aereación	Intercambio natural	Intercambio natural/ aereadores	Aereadores e intercambio
Labor (personas/ha)	< 0.15	0.10 - 0.25	0.5 - 1.0
Densidad de siembra (pl/m ²)**	1 - 3	5 - 25	25 - 50
Fertilización	Nula o muy limitada	La mayor parte se aplica al inicio del cultivo	La mayor parte se aplica al inicio del cultivo
Alimento	Natural y, a veces, suplementario	Natural y suplementario	Natural y suplementario
Duración del cultivo (meses)	4 - 5	3 - 5	3 - 5
Número de cosechas por año	1 - 2	2 - 2.5	2 - 2.5
Producción (ton/ha/cosecha)	0.1 - 0.5	0.4 - 2.1	2 - 5

* Recubrimiento plastificado

** pl/m² = poslarvas/m²

Tabla 4. Balance de nitrógeno y fósforo a partir del alimento vertido en un estanque camaronícola extensivo, semi-intensivo e intensivo de 1 ha, con un factor de conversión de alimento de 1.5 según Páez-Osuna (2001b).

	Añadido con el alimento (kg/ha)	Removido en la biomasa cosechada (kg) (% del alimento)	Liberado al agua (kg/ha)
Estanque extensivo			
Nitrógeno	25.2	10.2 (40.5%)	15
Fósforo	5.4	1.1 (20.4%)	4.3
Estanque semi-intensivo			
Nitrógeno	75.6	30.6 (40.5%)	45
Fósforo	16.2	3.3 (20.4%)	12.9
Estanque intensivo			
Nitrógeno	168	102.3 (60.9%)	65.7
Fósforo	36	1.1 (30.8%)	24.9

Robertson y Phillips (1995) se refieren a aportes de aproximadamente 550 kg/ha N año⁻¹ con un 23% del total en formas disueltas y el resto (aproximadamente 424 kg) como formas particuladas que se depositan y son removidas al final del período de cultivo en las granjas semi-intensivas. El P total es estimado en 70 kg ha⁻¹ año⁻¹, de los cuales 40 kg corresponden a fósforo disuelto en las aguas de descarga. Los mismos autores mencionan que las granjas intensivas descargan en promedio 1570 kg ha⁻¹ N y 433 kg ha⁻¹ P al año, con una retención mucho menor en el agua y una precipitación al fondo del estanque de alrededor de 87 y 91% respectivamente, pero que finalmente son resuspendidos y enviados al exterior durante las cosechas.

La evaluación de los efectos de un incremento de la materia orgánica sobre los ecosistemas es abordada desde diversos enfoques, tanto bioquímicos como a partir del estudio de las comunidades que las habitan. Por cuanto se refiere al estado trófico de los cuerpos lagunares, Contreras (1991a) propuso una modificación del índice que Carlson (1977) diseñó para analizar el estado trófico en limnología y lo aplicó al estudio de diversas lagunas costeras de México. El índice trófico de Contreras se apoya exclusivamente en las concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica presente en sistemas lagunares y consiste en 10 grados tróficos con un índice que se incrementa en una escala lineal de 0 a 100 en intervalos de 10 y cuyos valores de concentración de clorofila *a* se incrementan potencialmente. El autor indica que en dicha modificación no considera el análisis de la turbidez mediante disco de Secchi debido a que estos ecosistemas presentan elevada turbidez por resuspensión de sedimentos. Del mismo modo, excluyó el análisis de fósforo puesto que éste,

aunque es un elemento limitante del crecimiento vegetal en ambientes dulceacuícolas y terrestres, en ambientes marinos es un elemento que se presenta en exceso (Tabla 5).

No obstante su aparente utilidad práctica, el índice propuesto por Contreras ha sido cuestionado debido a que no todos los sistemas costeros presentan una carga fitoplanctónica que refleje su estado trófico. Las lagunas costeras de regiones con suelos kársticos, como en la península de Yucatán, cuyo principal aporte de agua dulce es subterráneo, tienen aportes de materia orgánica a partir del subsuelo que se reflejan en afloramientos importantes de macroalgas cuya biomasa, junto con la biomasa fitoplanctónica, son equivalentes o superiores a la biomasa fitoplanctónica observada en lagunas del Pacífico y del golfo de México (Herrera-Silveira, 1994). En respuesta a esto, Contreras (com. pers.) indica que, efectivamente, el proceso de la productividad en lagunas y otras áreas costeras es complejo y que difícilmente puede reflejarse con un simple índice, por ello su propuesta se realizó con el fin de hacer una contribución que pudiera ser utilizada con fines comparativos en ambientes semejantes, como es el caso de algunas lagunas de Oaxaca, Chiapas y Tamaulipas analizadas por el autor (Contreras, 1991a).

Tabla 5. Índice trófico y nomenclatura propuesta para ecosistemas costeros tropicales (tomado de Contreras 1991a).

Categorías	Intervalo de la concentración de clorofila (mg m ⁻³)	IT índice trófico
Ultraoligotrófico	0 a 0.122	0 a 9
α oligotrófico	0.123 a 0.340	10 a 19
β oligotrófico	0.350 a 0.940	20 a 29
γ oligotrófico	0.950 a 2.60	30 a 39
α mesotrófico	2.70 a 7.20	40 a 49
β mesotrófico	7.30 a 20.0	50 a 59
α eutrófico	21 a 55	60 a 69
β eutrófico	56 a 155	70 a 79
γ eutrófico	156 a 425	80 a 89
distrófico	> 426	> 90

Entre los componentes más conspicuos de la mayoría de los ecosistemas lagunares tropicales destacan los manglares, considerados como una de las principales fuentes de detritos a las lagunas costeras. De acuerdo con Flores Verdugo (1989) y Flores-Verdugo *et al.* (1993), las especies de manglar presentes en México son: *Rhizophora mangle* L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn., *Avicennia germinans* L. y *Conocarpus erectus* L. que contribuyen con una gran cantidad

de materia orgánica en forma de detritus y hojarasca al ambiente terrestre y acuático. Baste mencionar que en manglares de una laguna costera del noroeste de México se registró una producción de detritos y hojarasca del orden de $11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, cuya mayor parte es exportada a la laguna y posteriormente al mar, mientras que la vegetación sumergida aporta en promedio $5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Flores-Verdugo, et al., 1987; 1995).

El aporte de materia orgánica del ecosistema de manglar no solo es considerado como un aporte de detritos a los ecosistemas adyacentes. La biomasa vegetal también es consumida por organismos herbívoros, detritívoros y filtradores, por lo que este ambiente actúa como fuente de alimento, además de hábitat de una larga lista de especies de vertebrados e invertebrados, como recurso forestal explotable y como vivero de postlarvas y juveniles de especies de importancia ecológica y comercial como los cangrejos grapsóideos (e.g. *Aratus pisonii*, *Sesarma* spp.), los camarones peneidos (*Litopenaeus* spp.), las jaibas (*Callinectes* spp.) y los peces (e.g. *Lutjanus* spp., *Centropomus* spp., *Mugil* spp.) (Yáñez-Arancibia, 1978a; 1978b; Macintosh, 1988; Robertson y Daniel, 1989; Smith III et al., 1991; Flores-Verdugo et al., 1995)

Robertson y Phillips (1995) indicaron que la productividad media de los bosques de manglar en el mundo incluye la producción de hojarasca estimada en $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, la acumulación de madera ($20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), y la producción de raíces estimada como equivalente a la suma de los dos rubros anteriores, es decir $28 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. Tal biomasa equivale a $219 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ y $20 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$.

Otro componente importante en el flujo de energía del bosque de manglar son los cangrejos y otros organismos excavadores que incorporan la hojarasca y otros detritos a la cadena trófica. Robertson y Daniel (1989) indicaron que los sesármidos de Australia llegan a remover entre 71 y 79 % de la hojarasca de *Cerriops tagal* y *Bruguiera exaristata* mientras que en los bosques de *Avicennia marina* los cangrejos de la familia Ocypodidae consumen alrededor de un 33 % de la hojarasca. Por otro lado, la fauna carcinológica de los ecosistemas de manglar juega un papel muy importante en la formación de la topografía del suelo, puesto que al construir sus madrigueras incrementan el drenaje del suelo, lo cual facilita la oxidación al incrementar el potencial de óxido-reducción y disminuye las concentraciones de amonio y sulfitos, también promueve la descomposición de la hojarasca al enterrarla y, en última instancia, mejora el potencial productivo del manglar (Robertson y Daniel, 1989; Smith III et al., 1991).

Del mismo modo, Soto-Jimenez y Páez-Osuna (2001) señalaron que la presencia de sedimentos finos entre las raíces adventicias de *R. mangle* de el Estero de Urías favorece la captación de materia orgánica y metales pesados.

La capacidad que presentan las bacterias del suelo de manglar para el tratamiento de las aguas residuales ha sido estimada por Tam y Wong (1994), quienes señalaron que las bacterias presentes en el sedimento tienen una capacidad de absorción de elementos muy efectiva, calculada hasta en un 99% del fósforo y metales pesados en solución, y alrededor de 45% del nitrógeno presente en los compuestos orgánicos.

Considerando al bosque de manglar como un ecosistema captador de fósforo y nitrógeno, Robertson y Phillips (1995) estimaron la superficie de manglar necesaria para reciclar las descargas de fósforo y de nitrógeno generadas por la acuicultura a partir de las siguientes premisas: 1) se asume que las granjas camaronícolas comprenderían la única fuente de descargas orgánicas, 2) todo el nitrógeno y el fósforo se encuentran disponibles para su asimilación, 3) las plantas son el depósito final de estos elementos y los valores de nitrógeno y fósforo producidos en una hectárea de bosque de manglar en un año son 219 y 20 kg, respectivamente. A partir de estos supuestos se hace un balance simple en el que se estima que para reincorporar las descargas de la granja se requieren entre 2 y 3 ha de manglar por cada hectárea de cultivo semi-intensivo y alrededor de 22 ha de manglar por hectárea de granja intensiva (Tabla 6).

Tabla 6. Hectáreas de bosque de manglar necesarias para reincorporar al ambiente las cantidades de N y P presentes en las aguas de descarga de una hectárea de estanquería camaronícola de granjas intensivas y semi-intensivas, de acuerdo con Robertson y Phillips (1995).

Elementos en el efluente	Tipo de granja	
	Semi - intensiva	Intensiva
Nitrógeno	2.4 : 1	7.2: 1
Fósforo	2.8: 1	21.7:1

El balance aquí presentado es impreciso por varias razones. Por un lado, no todo el N y el P están en formas disponibles, ya que una buena parte de estos elementos son integrados al suelo (especialmente el P). Por otro lado, la gran capacidad de retención de N por los suelos hace que este cálculo sea sobrestimado. Deberá también estimarse el tiempo de residencia de las descargas en el bosque, la extensión de éste y el régimen y amplitud de mareas que presenta. No obstante lo anterior, este análisis sirve como parámetro para ser comparado regionalmente, haciéndose énfasis en las distintas modalidades de manejo de las granjas. En efecto, de acuerdo con Gamez-Eternod y de la Lanza (1992), en nuestro país la gran mayoría de las granjas son de tipo semi-intensivo y sus producciones varían de región en región. Por otro lado, la capacidad de descomposición de las bacterias del suelo depende del potencial de óxido-reducción del bosque de manglar.

El enriquecimiento por nutrientes o hipernutrición de los cuerpos de agua conlleva a un mayor consumo de oxígeno y la consiguiente aparición de un elemento de presión sobre la fauna asociada a estos sistemas. Los cambios en la macrofauna asociada a los ecosistemas que reciben aguas enriquecidas con materia orgánica pueden ser evaluados desde distintos niveles. Las alteraciones en el ambiente por lo regular inciden de una u otra forma sobre los organismos que lo habitan, de tal modo que éstos presentan respuestas de resistencia a los cambios, poseen una serie de mecanismos que les permiten compensar las deficiencias causadas por dichos cambios o bien, sencillamente, mueren. Cuando la resistencia o la capacidad compensatoria es rebasada, los organismos presentan cierto nivel de estrés y se vuelven menos competitivos (Dillon y Linch, 1981).

La tolerancia de los organismos puede ser rebasada rápidamente por la presencia de tensores que producen cambios drásticos en el medio. Los períodos prolongados de hipoxia o la presencia de sustancias tóxicas, producto de la descomposición anaerobia, y la respuesta a dichos cambios pueden producir una variación en la respuesta metabólica hacia un estrés agudo o la muerte de los organismos. Cuando las condiciones ambientales se deterioran lentamente o el tensor se presenta en niveles subletales pero de manera insidiosa, la respuesta de los organismos suele darse a niveles suborgánicos y se presenta un estrés crónico o subletal, que no necesariamente lleva a una muerte directa de los organismos puede provocar otras alteraciones que pueden inducir a una muerte de tipo "ecológico" (e. g. esterilidad, modificaciones en el ciclo biológico, indefensión ante depredadores o competidores, susceptibilidad a enfermedades, etc.) (Adams, 1990).

A nivel de comunidades acuáticas, la respuesta de éstas a la presencia de una fuente de contaminación está dada por la tolerancia de las especies. Los indicadores de las comunidades (e.g. biomasa, abundancia, riqueza y diversidad) son modificados de acuerdo con la presión que ejercen los cambios que ocurren en el ambiente y de acuerdo con la capacidad individual de los organismos para soportar una presión o atenuar su efecto.

En el caso de la acuicultura, las aguas de descarga suelen contener alimento no consumido, heces fecales, metabolitos (e.g. urea, amonio, CO₂), fertilizantes, pesticidas y otras sustancias que se incorporan al medio circundante, ya sea a la columna de agua o al sedimento y producen cambios importantes en su naturaleza física y/o química (Phillips *et al.*, 1993; Bergheim y Asgard, 1996). El efecto más evidente es un incremento notable en la descomposición bacteriana de la materia orgánica y el abatimiento del oxígeno disuelto. La presencia de bacterias anaerobias conduce a la producción de H₂S y metano y a la formación de sedimentos reducidos y anóxicos. En presencia de esas condiciones la estructura de las comunidades naturales generalmente se ve modificada a favor

de las especies más tolerantes en detrimento de las más sensibles (Brown *et al.*, 1987; Schoettler y Grieshaber, 1988; Frid y Mercer, 1989).

Con el cambio en el medio, los cambios en la biomasa o la abundancia de las comunidades también son variables y tienen una relación con la distancia al foco de contaminación o con la concentración de los contaminantes. En un gradiente, a partir de un foco de contaminación, es posible encontrar una zona de máxima perturbación, anoxia y suelo altamente reducido, con ausencia de macrofauna. Posteriormente, en la porción aledaña a la zona anóxica, la abundancia y la biomasa de la comunidad pueden tener un fuerte incremento por la presencia de especies tolerantes o resistentes, que se benefician con disminución o desaparición de especies sensibles. Más allá de esa zona, la estructura de las comunidades va modificándose gradualmente, aumenta su diversidad y se estabiliza su biomasa y abundancia (Hynes, 1974; Brown *et al.*, 1987; Cederwall y Elmgren, 1990).

Por último, es importante señalar que la presencia de tensores en el ambiente (e.g. lluvias, alta salinidad, temperatura, carga orgánica, etc.) no necesariamente puede ser considerada como dañina para los ecosistemas. Estos pueden cumplir un papel relevante en la dinámica de colonización, sucesión y evolución de las comunidades al funcionar como elementos de la selección natural en beneficio o detrimento de una o varias de las especies que las integran (Sousa, 1984). Es por lo anterior que la estructura de las comunidades presentes en un determinado ambiente es considerada como el resultado de la acción de estos procesos.

Entre las distintas formas de evaluar el efecto de una actividad potencialmente perturbadora del medio circundante, como lo es la camaronicultura, se puede destacar el estudio de la calidad de agua y el balance de masas o el balance entre el contenido de nutrientes y otros elementos del agua utilizada para el cultivo contra el contenido de esos mismos elementos en el agua de descarga (Páez-Osuna *et al.*, 1998b) y el uso de indicadores para medir el estrés que puede afectar la estructura o función de los organismos, las poblaciones o la estructura de las comunidades presentes en los medios circundantes (Magurran, 1988; Adams, 1990).

A pesar de la utilidad potencial de los análisis de la estructura de las comunidades de invertebrados como indicadores de distintos grados de perturbación ambiental, es una realidad que el conocimiento de la identidad taxonómica de las especies que componen esos grupos requiere de un alto grado de especialización por parte del investigador, lo cual en muchos casos no ocurre. En México los especialistas en taxonomía de invertebrados son escasos y se limitan, en su mayor parte, a taxa con una importancia ecológica o económica conocida, mientras que el resto de los taxa son poco estudiados y prácticamente ignorados, particularmente a nivel de especie. Por lo anterior, un

análisis de la perturbación en un sistema acuático, mediante métodos multivariados de clasificación y ordenación de las comunidades presentes, utilizando un nivel de resolución taxonómica menor (i. e. género, familia u orden), y que fuera consistente con los análisis realizados a un nivel taxonómico más fino, resultaría de gran utilidad, puesto que a partir de esta clase de análisis se tendría un ahorro sustancial en el tiempo requerido para la identificación de las especies, los costos serían menores y se requeriría un menor nivel de especialización taxonómica del personal dedicado a estas tareas (Chapman, 1998).

ANTECEDENTES

La acuicultura se ha desarrollado desde hace cientos de años en diversas regiones del mundo, particularmente en el continente asiático. Chua *et al.* (1989) indican que la acuicultura costera data de hace más de 500 años y se practicaba a pequeña escala y de manera ineficiente en el sureste asiático, y solamente se ha desarrollado notablemente en las últimas tres décadas con una serie de costos sobre el medio y la ecología, mientras que Forbes (1990), por su parte, señalaba que existen registros de que esta actividad nació en China hace aproximadamente 2500 años y se ha desarrollado notablemente hasta alcanzar en la actualidad más del 40% de las pesquerías de ese país.

No obstante la antigüedad de la acuicultura, su práctica a escalas mayores y con técnicas más modernas es relativamente joven y no cuenta con mucho más de tres décadas. Su evolución y estado reciente están ampliamente documentados en países como China (Forbes, 1990; Qingyin *et al.*, 1995), Filipinas (Guerrero, 1996), Sudáfrica (Cook, 1995), India (Shetty y Satyanarayana-Rao, 1996), Japón (Doumenge, 1989; Wada, 1993), Taiwan (Chen, 1995), Noruega (Torrissen, 1995), Estados Unidos (Uchida, 1972; Stickney, 1996a; 1996b; 1996c), Israel (Kissil, 1996), Ecuador (Álvarez-Gálvez, 1984; Benetti *et al.*, 1994), en países del Caribe (Lacroix *et al.*, 1994) y en los países de Indochina (Chua *et al.*, 1989). Por otro lado, los análisis sobre diversos aspectos de la acuicultura en México son variados, y pueden destacarse la compilación de de la Lanza y Arredondo (1990) y el análisis de Gámez-Eternod y de la Lanza (1992), entre otros.

A partir de la proyección de la acuicultura como una actividad rentable, la investigación sobre los distintos aspectos de esta actividad se ha incrementado notablemente. Los aspectos más estudiados de la acuicultura abarcan desde las distintas técnicas de cultivo hasta la ingeniería, la economía, los distintos aspectos y modalidades de la alimentación, la fisiología, la patología, la farmacología, las especies cultivables, la contaminación, etc. Por otro lado, las revistas de distribución mundial y regional, especializadas en el tema, también son numerosas. Entre ellas se pueden mencionar a *Aquaculture*, *Aquaculture Research*, *Aquaculture International*, *World Aquaculture* y *Aquaculture Engineering*.

Aunque el interés sobre las repercusiones que la acuicultura tiene sobre el ambiente y otras actividades económicas no parece haber surgido al mismo tiempo que el interés por otros aspectos técnicos de la misma, en la actualidad los trabajos sobre los efectos negativos de esta actividad sobre el entorno son abundantes y variados. La mayor parte de los primeros estudios sobre el impacto de la acuicultura se referían al efecto que producen los excedentes de alimento y las heces fecales de las especies cultivadas sobre la infauna presente en el lecho marino, particularmente

aquella que se presenta debajo o en los alrededores de los sistemas de cultivo que utilizan jaulas flotantes para la engorda de organismos en ambientes marinos semi cerrados. En ellos se hacen evaluaciones del gradiente de impacto desde una zona altamente contaminada, con bajo oxígeno disuelto, producción de H₂S y metano y formación de sedimentos reducidos y anóxicos, desde los sistemas de cultivo hasta las zonas de menor perturbación o nulo impacto. Entre estos trabajos se pueden citar a Brown *et al.* (1987), Chua *et al.* (1989), Frid y Mercer (1989), Gowen *et al.* (1989), Lumb (1989), Ritz *et al.* (1989), Ackefors y Enell (1990), Ye *et al.*, (1991), Silvert (1992), Rutt *et al.* (1993) y Kestemont (1995).

Entre los cambios ocasionados por la acuicultura sobre los ecosistemas aledaños, se menciona la construcción de estanquería en zonas de bosque de manglar o terrenos dedicados a la agricultura (Snedaker *et al.*, 1988; Phillips *et al.*, 1993; Honculada Primavera, 1995), el incremento de la biomasa fitoplanctónica y/o bacteriana en los cuerpos de agua (Gowen, *et al.*, 1990; Gowen, 1991; Ignatides *et al.*, 1992; Gowen y Rosenthal, 1993; Shireman y Cichra, 1994), la aparición de mareas rojas y el incremento de la abundancia de macroalgas (Chua *et al.*, 1989; Gowen y Rosenthal, 1993), la aparición de microalgas nocivas en los estanques de cultivo (Cortés-Altamirano y Agráz-Hernández, 1994; Cortés-Altamirano y Licea, 1999; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2001), la presencia y persistencia de antibióticos en los sedimentos (Jacobsen y Berglind, 1988), el incremento de la DBO y el abatimiento de la concentración de oxígeno disuelto en la zona intersticial y en la columna de agua, así como descomposición anaeróbica de productos tóxicos del metabolismo (e.g. amonio, metano y ácido sulfhídrico), los cambios en la química del sedimento (Gowen *et al.*, 1990; Gowen, 1991; Gowen y Rosenthal, 1993; Phillips *et al.*, 1993).

Por lo que se refiere los cambios que ocurren en los sedimentos presentes bajo los cultivos, así como su fauna asociada son abordados en diversos trabajos que, en ocasiones, parecen contradictorios entre si. Dahlbäck y Gunnarsson (1981) y Villarreal (1995) señalan que los cultivos de bivalvos en jaulas influyen sobre las características fisicoquímicas del substrato (e.g. fomentando una mayor sedimentación de sólidos suspendidos y una mayor cantidad de materia orgánica disuelta, un pH más básico y una mayor cantidad de sulfatos en el medio) o en las comunidades asociadas a dichos substratos, mientras que por otra parte, se indica que bajo esta clase de cultivos ocurre una eliminación de excesos de P y N que resultan beneficiosos para el ambiente (Kuenzler, 1961; Kaspar *et al.*, 1985). En otros casos, se menciona que la composición de la infauna bajo estos cultivos no presenta diferencias significativas con la presente en sitios control (Kaiser *et al.*, 1996) o que estas diferencias si se presentan, pero que ocurren solamente en el área del fondo, bajo los cultivos, sin extenderse más allá de los mismos (Villarreal, 1995).

Los cambios químicos y físicos que ocurren en el agua que se utiliza para los cultivos realizados en la franja costera han sido analizados mediante un balance de masas en el que se analiza cualitativa y cuantitativamente el agua que ingresa y el agua de descarga de granjas con sistemas de cultivo de distintos tipos (i.e. extensivo a intensivo) (Páez-Osuna *et al.*, 1977; Boto, 1992; Robertson y Phillips, 1995). Boto (1992) y Robertson y Phillips (1995) propusieron que para aminorar el desbalance que ocurre entre las aguas de ingreso a los acuicultivos y las aguas enriquecidas de las descargas se utilice el bosque de manglar a manera de una trampa biológica natural, capaz de retener excedentes de N y P y reintegrarlos al medio en forma de biomasa. Breen (1990), por su parte, sugirió que la construcción de marismas artificiales funciona de manera similar al bosque de manglar en la reincorporación de los excedentes de N y P provenientes de las granjas hacia el medio natural.

Rajendran y Kathiresan (1996) indicaron que las descargas de los acuicultivos tienen un efecto negativo sobre el crecimiento de las raíces de *Rhizophora* y *Ceriops*, pero no afectan a las especies en *Avicennia*. Por otra parte, no se conocen trabajos que hagan énfasis sobre los efectos de este tipo de descargas sobre la macrofauna asociada al manglar.

Boyd y Clay (1998) realizaron un análisis general sobre el efecto de la camaronicultura sobre algunos aspectos ambientales y sociales. En su estudio, presentan un panorama general sobre el estado actual de la producción camaronícola, los métodos utilizados, los problemas ocasionados por enfermedades y pesticidas, el daño en bosques de manglar, el efecto de las descargas de agentes químicos (p. ej. fertilizantes y antibióticos) y la presencia de excedentes alimenticios en las aguas de recambio, pero a la vez, señalaron que el impacto de esta actividad sobre la biodiversidad costera es muy difícil de evaluar.

Entre los trabajos relacionados con la fauna asociada a las raíces de mangle, existe una gran cantidad de estudios referentes a las relaciones entre los organismos y el ecosistema de manglar. Por enumerar algunos se puede citar a Rützler (1969) que destacó la importancia de las raíces de mangle como substrato duro para el asentamiento de macrofauna sésil. Kristensen *et al.* (1988) indicaron que las comunidades bentónicas en los bosques de manglar son un elemento importante para la producción y descomposición de materia orgánica. Jiang y Li (1995) describieron la ecología de las especies de moluscos asociadas al manglar del río Jiulong, China. Jones (1984) y Macintosh (1988) analizaron la carcinofauna asociada al manglar en el mundo y su ecología y Smith III *et al.* (1991) demostraron la importancia de este en el consumo y descomposición de hojarasca además de que la construcción de galerías mejora el ingreso de agua y aire al subsuelo del manglar incrementa la descomposición aeróbica y mejora su productividad y capacidad reproductiva.

Perry (1988) estudió el efecto ecológico de la actividad perforadora de *Sphaeroma peruvianum* (Isopoda: Sphaeromatidae) y el recubrimiento por balanos (*Balanus* spp.) sobre las raíces adventicias de *R. mangle* de Costa Rica. Sutherland (1980), Álvarez (1988) y Díaz *et al.* (1992) estudiaron la dinámica de las comunidades epibénticas de los manglares de varias lagunas de Venezuela, Goodbody (1961) y Orihuela *et al.* (1991) analizaron el impacto de los cambios bruscos de salinidad sobre la fauna lagunar de Jamaica y Venezuela. Reyes y Campos (1992) estudiaron la diversidad asociada al manglar en una bahía de Colombia. Ellison y Farnsworth (1992) y Ellison *et al.* (1996) demostraron la importancia de la macrofauna asociada a las raíces de mangle sobre el crecimiento de éstas. Bingham (1992) destacó la importancia de la circulación del agua en la distribución y abundancia de invertebrados asociados al manglar de la Florida, E. U. Por cuanto a la fauna asociada a los manglares de México, se pueden destacar los trabajos de Stuardo y Martínez (1975), Estévez y Stuardo (1977), García-Cubas y Reguero (1987), Inclán (1989), Hendrickx *et al.* (1996), Salgado-Barragán y Hendrickx (1996; 2001) Ruelas-Inzunza y Páez Osuna (1998; 2000), García-Guerrero (1999) y Hendrickx y Meda-Martínez (2001).

Por último, existe un numero importante de trabajos que analizan las transformaciones globales en el medio terrestre y acuático causadas por la acuicultura, así como sus repercusiones en el entorno económico y social. En estos trabajos se persenta una serie de propuestas para aminorar o contrarrestar los efectos directos y secundarios de esta actividad. Entre ellos se pueden destacar los trabajos de Bailey (1988), Snedaker *et al.* (1988), Fernández-Pato (1989), Chua *et al.* (1989), Chua (1992), Flores-Verdugo (1989), Gowen *et al.* (1990), Gowen (1991), Folke y Kautsky (1992), Gámez-Eternod y de la Lanza (1992), Phillips *et al.* (1993), Gowen y Rosenthal (1993), Piedrahita (1994), de Voe (1994), Hopkins *et al.* (1995), Boyd y Clay (1998) y Páez-Osuna (2001a).

En el estado de Sinaloa, el estero de Urías ha sido objeto de diversos estudios relacionados con sus aspectos físico-químicos y su relación con las distintas actividades humanas (Osuna-López *et al.*, 1986; Villalba-Loera, 1986; Páez-Osuna *et al.*, 1988; Heredia-Ochoa *et al.*, 1989; Montañón-Ley y Páez-Osuna, 1990; Páez-Osuna *et al.*, 1991a). Otros trabajos han sido relacionados con la botánica del sistema, particularmente las variaciones en fitoplancton en todo el sistema y en las aguas de los estanques de una granja camaronícola (Alvarez-León, 1977; Gilmartin y Relevante, 1978; Cortés Altamirano y Pastén Miranda, 1982a, 1982b, 1984, 1985; Caballasi, 1985, Robles-Jarero, 1985, Alvarez y Cortés-Altamirano, 1990; Cortés-Altamirano *et al.*, 1995) y sobre los cambios que ocurren en las comunidades macroalgales a lo largo del sistema durante una época de lluvias y una época seca (Ochoa-Isaguirre *et al.*, 2002), sin embargo, son pocos los trabajos que se refieren a la fauna presente en el sistema Urías. Álvarez-León (1977) analizó la flora y la fauna de

invertebrados en todo el sistema, Hubbard-Zamudio (1982) y Salgado-Barragán y Hendrickx (1996, parte) y García-Guerrero (1999) estudiaron la fauna de invertebrados bentónicos, especialmente la asociada a sustratos duros. Sobre la macrofauna asociada a un cultivo de camarón en la zona se tiene el estudio sobre el consumo de fitoplancton y el factor de condición del mejillón *Mytella strigata* (Franco-Nava, 1998) y para la fauna asociada a sustratos duros en el interior de los estanques de cultivo se puede citar a Hendrickx y Meda-Martínez (2001).

En el caso específico de los distintos aspectos relacionados con las granjas camaronícolas que rodean al estero de Urías, sin contar los aspectos técnicos de los cultivos, el número de estudios publicados se reduce prácticamente a aquellos que se han realizado por parte del personal del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Unidad Mazatlán. Las comunidades fitoplanctónicas y zooplanctónicas presentes en el interior de los estanques de cultivo han sido estudiadas por Cortés-Altamirano y Agráz-Hernández (1994), Núñez-Pastén *et al.* (1995), Cortés-Altamirano *et al.* (1996) y Núñez-Pastén *et al.* (1995). La química del agua y el balance de masas al interior de una granja, durante varios ciclos de cultivo de camarón se han analizado por Páez-Osuna *et al.* (1997) y Guerrero-Galván, *et al.* (1998). La química del agua de cultivo, la materia orgánica disuelta y los metales pesados en agua y sedimentos tanto del sistema lagunar como del interior de una granja, así como en los organismos asociados al manglar, han sido expuestos por Robles-Valencia (1986), Osuna-López *et al.* (1986; 1990), Marmolejo y Páez-Osuna (1990), Páez-Osuna y Marmolejo (1990), Páez-Osuna *et al.* (1991b; 1993) y Szefer *et al.* (1998). Páez-Osuna y Tron Mayén (1995; 1996) analizaron el contenido de metales pesados en camarones de la granja y camarones silvestres. Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (1998; 2000) y Páez-Osuna *et al.* (1999) analizaron el contenido de metales pesados en las especies de balanos presentes en el sistema lagunar y por lo que toca a la fauna presente en la granja se puede citar a Hendrickx *et al.* (1996) y Meda-Martínez (1996) que incluyen un listado de peces, crustáceos y moluscos que ingresan a la granja durante las operaciones de llenado de la estanquería y que, de algún modo, compiten, depredan o interactúan con el camarón cultivado.

OBJETIVOS

Para entender la importancia que tiene una fuente de enriquecimiento por nutrientes (como la camaronicultura) sobre los invertebrados de los sistemas estuarino-lagunares, es necesario reconocer las características de dichas comunidades y, a partir de eso, determinar los niveles de transformación que presentan como respuesta a ese enriquecimiento. Para conocer lo anterior, se plantearon los siguientes objetivos:

Objetivo General

Evaluar el impacto de las descargas de una granja camaronícola sobre los invertebrados asociados a las raíces adventicias de *Rhizophora mangle* con base en un estudio bianual de la estructura de sus comunidades en la parte alta del sistema lagunar estero de Urías, Sinaloa.

Objetivos particulares

Evaluar la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, las concentraciones de clorofila *a* y *b* y de materia orgánica biodisponible en el agua de la parte alta del Estero de Urías durante dos años

Reconocer la estructura de las comunidades de invertebrados asociadas a raíces adventicias de *R. mangle* en el área de estudio mediante el análisis de la biomasa, la riqueza de especies y la diversidad, y evaluar sus cambios durante dos ciclos anuales y cuatro ciclos de cultivo de la granja.

Reconocer las relaciones entre los cambios espacio-temporales de las variables en el agua y la estructura de las comunidades asociadas a las raíces adventicias de mangle mediante métodos de análisis univariados y multivariados.

Evaluar la abundancia y el crecimiento de las especies dominantes en las raíces de mangle y evaluar su utilidad como posibles indicadoras de impacto por contaminación orgánica.

Conocer el efecto de las descargas de la granja camaronícola mediante la comparación de las variables y los indicadores de las comunidades de tres estaciones en las que se reconoce un distinto nivel de presencia de dichas descargas.

Evaluar la utilidad de los análisis de las comunidades de invertebrados asociados a raíces de mangle, utilizando como nivel máximo de resolución taxonómica la familia o el orden para estudios en ambientes como el área de estudio.

QUESTION 1

1.1.1. The first part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations. The second part asks you to identify the population and the sample in each situation.

1.1.2. The third part asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.1.3. The fourth part asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.1.4. The fifth part asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2

1.2.1. The first part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.2. The second part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.3. The third part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.4. The fourth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.5. The fifth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.6. The sixth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.7. The seventh part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.8. The eighth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.9. The ninth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.10. The tenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.11. The eleventh part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.12. The twelfth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.13. The thirteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.14. The fourteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.15. The fifteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.16. The sixteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.17. The seventeenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.18. The eighteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

1.2.19. The nineteenth part of the question asks you to identify the type of sampling method used in each of the following situations.

AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la parte alta del sistema lagunar denominado estero de Urías. Comprende la porción de agua que rodea la granja camaronícola "Clementina" S.C.L., -ahora llamada granja acuícola "San Jorge"- y el estero tributario del mismo sistema denominado Caimán (Fig. 1).

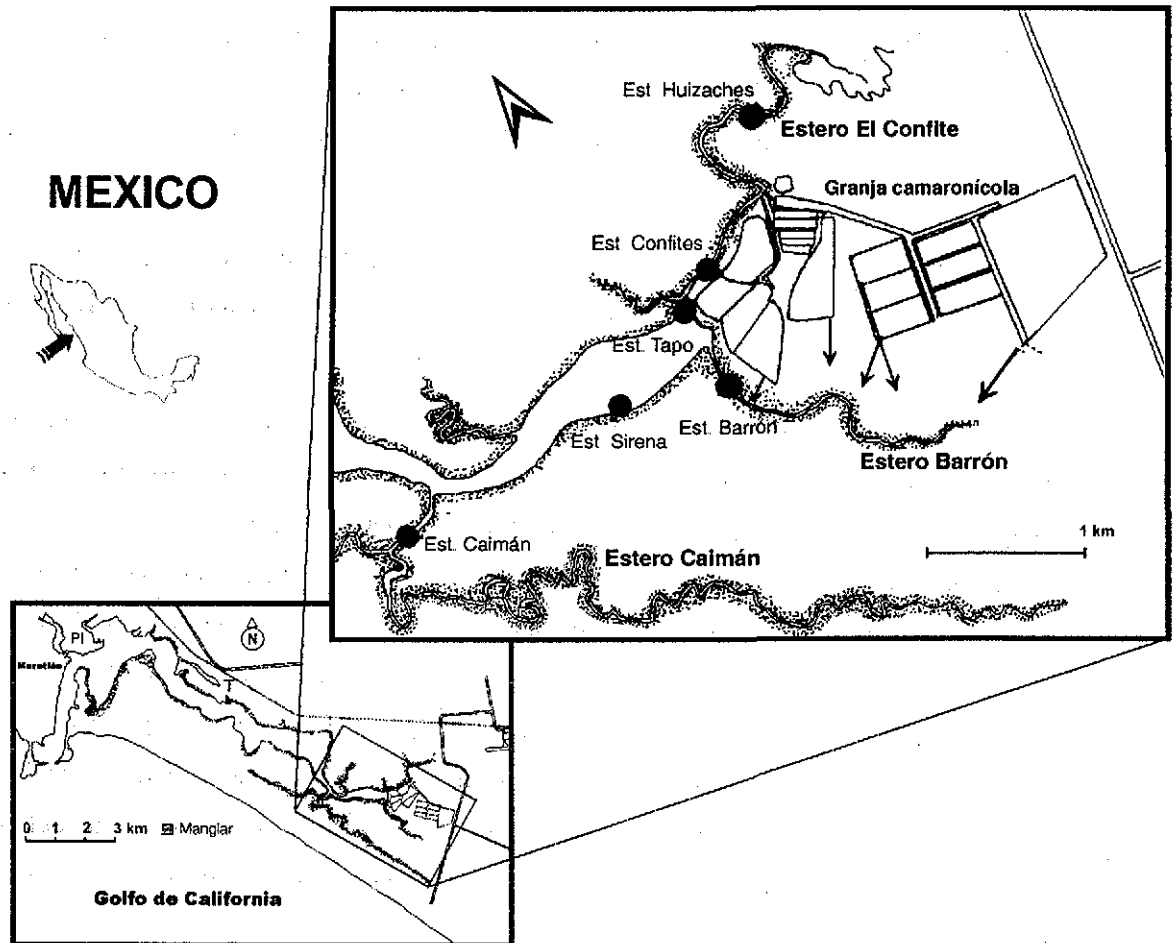


Figura 1. Área de estudio. Las flechas indican la dirección de las descargas de las aguas de recambio y cosecha de los estanques de la granja camaronícola semi-intensiva.

1. El estero de Urías

1.1 Localización y régimen hidráulico

El estero es un cuerpo lagunar aledaño a la ciudad de Mazatlán, que mide aproximadamente 17 km de longitud con una superficie aproximada de 18 km². Se ubica en la planicie costera del sur

del estado de Sinaloa, entre las coordenadas 23° 10' 36" y 23° 13' 00" N y 106° 20' 00" y 106° 25' 35" W (Fig. 1).

El clima de la región es tropical a subtropical de tipo húmedo-cálido, con temperatura media anual de 25 °C, lluvias principalmente en verano con precipitación media de 850 mm. El patrón de circulación de los vientos es de tipo monzónico durante el verano, cuando la porción continental presenta mayor temperatura y mayor presión atmosférica, mientras que el mar es relativamente más fresco con presión más baja. En la región se presenta un patrón generalizado de vientos predominantes del NW y en menor medida del W durante la mayor parte del año. En verano los vientos provienen del SW y son menos intensos y menos frecuentes (Álvarez-León, 1980; Sánchez-Santillán y de la Lanza, 1994).

De acuerdo con Lankford (1977), el sistema lagunar de Urías corresponde a una laguna costera de tipo III A, poco profunda, de barrera con plataforma interna con ejes de orientación paralelos a la costa y una edad aproximada de 5000 años.

A diferencia de la mayoría de los sistemas estuarinos que presentan una conexión con el océano abierto y en los cuales el agua de mar es diluida con agua dulce proveniente de una cuenca hidrográfica desde el continente (Pritchard, 1967), el sistema lagunar de Urías no tiene un aporte permanente de agua dulce y presenta un gradiente de salinidad positivo hacia el interior durante la mayor parte del año. Debido a esa característica, este sistema puede ser considerado como un antiestuario, (también estuario negativo) ó una laguna hipersalina (McLusky, 1971). Los aportes de agua dulce al sistema se presentan únicamente en la época de lluvias, a partir del drenaje de la cuenca que la rodea y que desciende a la laguna a través de escurrimientos hacia los esteros Pichichines, El Confite, Barrón, y El Caimán, o a eventuales desbordamientos del río Presidio. Durante ese breve período los aportes de agua exceden la evaporación y el sistema pierde su condición de antiestuario o estuario negativo.

De acuerdo con Villalba-Loera (1986), la salinidad media en todo el sistema fluctúa de 27‰ en épocas lluviosas a 37‰ durante los períodos de secas, con una media de 34.8‰ al año. En términos generales, el cuerpo lagunar presenta muy poca variación salina entre la superficie y el fondo, con diferencias de alrededor de 0.3‰. y un gradiente de salinidad negativo hacia la boca de entre 1 y 3‰ cada 10 km durante los meses secos y un gradiente positivo, en el mismo sentido, de entre 3 y 6‰ en 10 km durante los meses de lluvias.

El cuerpo principal del sistema lagunar se divide en tres zonas no bien delimitadas llamadas El Astillero, Urías y La Sirena. Esta última porción se ramifica en cuatro pequeños esteros tributarios, nominados Pichichines, Caimán-Zacate, Barrón y El Confite (Fig. 1). La profundidad

del sistema es variable. En la zona de navegación del Astillero se mantiene una profundidad de alrededor de 12 m mediante obras de dragado continuo, y hacia el interior la profundidad va disminuyendo. En la zona conocida como el antepuerto la profundidad es menor y oscila entre tres y seis metros (Montaño-Ley y Páez-Osuna, 1990). En la porción interior del sistema, denominada estero La Sirena, la profundidad media es mucho menor y es común encontrar grandes áreas descubiertas durante la bajamar. En sus márgenes, sin embargo, permanecen canales útiles para la navegación de embarcaciones pequeñas. Por lo que respecta a los esteros tributarios, en éstos se tienen profundidades medias de entre tres y cuatro metros.

La amplitud máxima de marea es de 116 cm y ésta, al desplazarse al interior se ve retrasada por la fricción con las zonas someras de los canales de navegación. El desfase entre los tiempos de pleamar y bajamar desde la boca del sistema a la porción interior del sistema es de aproximadamente 60 minutos (Villalba-Loera, 1986).

Considerando el área portuaria y la porción interior o cabeza lagunar, así como la profundidad media en ambas zonas, el volumen de agua del sistema está estimado en $60.7 \times 10^6 \text{ m}^3$ y tiene un carácter exportador de materiales del orden de 25 a 128 toneladas de sólidos suspendidos. Los movimientos de agua y su intercambio con el interior de deben básicamente al efecto de las mareas. De éstas la más fuerte es la de sicigia, que se incrementa durante las épocas de lluvias, de manera que transporta sedimentos y otros materiales hacia la zona costera (Páez-Osuna *et al.*, 1990).

1.2. Sedimento

En la sección de El Astillero predomina el substrato de arena media a arena fina, con áreas rocosas y gravas en sus márgenes. En los esteros interiores predominan los fondos de arena media a arena fina con lodos, con algunas zonas donde predominan los lodos Hubbard-Zamudio, 1983). En los canales de navegación es común encontrar arena media a fina y hacia las zonas marginales cercanas al manglar, limo y arcilla con detritos y gravas carbonatadas de origen biogénico. En los esteros de Urías y La Sirena predominan los fondos limo arcillosos con restos de moluscos. Los esteros que rodean a la granja se caracterizan por tener substratos que van desde "fango", "fango"-arena hasta arena (Álvarez-León, 1977). Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001) dividieron el sistema lagunar en seis secciones a lo largo de su recorrido y las denominaron "Entrada del Puerto", "Canal de Navegación", "Esteros Infiernillo", "Zona Industrial", "Cabeza" y "Parte Alta" y señalan que en el Estero Infiernillo, en la Parte Alta y una estación ubicada en la Zona Industrial predominan las arcillas limosas con niveles relativamente elevados de carbono orgánico, mientras que en el resto

del sistema lagunar predominan las arenas con proporciones variables de limos y arcillas y menores cantidades de carbono orgánico.

1.3. Flora

La mayor parte del estero de Urías está bordeado por mangle de las especies *R. mangle*, *A. germinans*, *C. erectus* y *L. racemosa*. En la porción de El Astillero existen pocos manchones con mangle y halófitas (*Batis maritima* y *Salicornia* sp) y poco más allá del margen es frecuente observar vegetación típica de la región, como mesquites, huizaches, acacias, cactáceas y pastos (Álvarez-León, 1977). Hacia el margen occidental se localiza la península de La Piedra con grandes extensiones de cultivo, entre los que se destacan los cocoteros, cítricos y mango.

Conforme se avanza hacia el interior del sistema lagunar, se incrementa la densidad de manglar hasta cubrir completamente todo el margen. La disposición transversal de las especies es variable, y de éstas la especie de borde es generalmente *R. mangle*, aunque es común observar a *A. germinans* hacia el interior del bosque de manglar.

Las microalgas fitoplanctónicas dominantes en el sistema lagunar Urías son las diatomeas (Bacillariophyceae), seguidas por fitoflageladas y dinoflageladas (Pastén-Miranda, 1983; Caballasi, 1985). Por otro lado, Cortés-Altamirano y Pastén-Miranda (1982a; 1982b; 1984; 1985) indicaron que la cantidad de fitoplancton en el sistema es más elevada durante el verano, particularmente en julio, aunque también se presentan valores elevados durante las estaciones de primavera y otoño. Por cuanto a las microalgas, en el Estero de Urías se encuentran al menos 44 especies de macroalgas de las divisiones Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta, 22 ellas de aparición estacional (especialmente durante la época seca) y el resto está presente durante todo el año, varias de estas especies son consideradas como indicadoras de algunas de las grandes zonas del sistema (Ochoa-Izaguirre et al., 2002).

1.4. Fauna

La fauna del Estero de Urías ha sido poco estudiada. La mayor parte de la literatura acerca de la fauna acuática de la región se refiere a peces e invertebrados presentes en la zona costera del sur de Sinaloa (Véase: van der Heiden y Hendrickx, 1979; Hendrickx y Sánchez-Osuna, 1983; Hendrickx et al., 1983; Hendrickx et al., 1984; Hendrickx, 1993; Salgado-Barragán y Hendrickx, 2001).

Por cuanto al estero de Urías se refiere, Álvarez-León (1980) presentó una reseña de los trabajos para la región y, a su vez, identificó 36 especies de invertebrados y vertebrados

planctónicos. Posteriormente, Hubbard-Zamudio (1983) registró 31 especies de crustáceos decápodos y 17 moluscos. Hendrickx y van der Heiden (1983) presentaron el primer registro de *Cloridopsis dubia* (Stomatopoda) y Hendrickx *et al.* (1983) señalaron la presencia de tres camarones alfeidos en este sistema. Más recientemente, Hendrickx *et al.* (1996) presentaron una lista de 24 especies de peces y dos especies de jaibas en los estanques de la granja camaronícola "Clementina" S.C.L. y Salgado-Barragán y Hendrickx (1996) incluyeron al braquiuro *Panopeus mirafloresensis* como presente en el sistema Urías.

1.5. Actividad humana

El sistema lagunar de Urías recibe descargas de materia orgánica en toda su extensión. El estero tributario denominado El Infiernillo se caracteriza por una alta carga orgánica en su porción interna debido a que recibe aguas de drenajes provenientes de la ciudad de Mazatlán del orden de 82 080 000 l día⁻¹ (Páez-Osuna *et al.*, 1997). En las zonas de El Astillero y de Urías, ingresa una cantidad variable de materia orgánica y de sustancias químicas producto de las descargas urbanas e industriales provenientes de las colonias aledañas y del parque industrial "Alfredo V. Bonfil", donde existe una serie de industrias procesadoras de pescado y atún, maquiladoras y una fábrica de cerveza, además de un rastro, que utilizan la laguna como la vía de descarga para sus aguas y productos de desecho. Por otro lado, la central termoeléctrica "José Aceves Pozos" arroja alrededor de 1650 l/s (99 m³/h) de aguas con temperaturas entre 2 y 6 °C por arriba de las temperaturas máximas del sistema lagunar, aunque éstas son vertidas a un canal paralelo a la laguna con el fin de enfriarlas antes de que lleguen al sistema.

2. La granja camaronícola

Hacia la porción más interior del sistema lagunar se ubica una granja de producción camaronícola denominada "Clementina S.C.L." (actualmente denominada Granja Acuícola "San Jorge"). Ésta se localiza a aproximadamente 17 km del puerto de Mazatlán y está rodeada parcialmente por los esteros La Sirena, Barrón y El Confite (Fig. 1).

Durante la realización de este estudio la granja contaba con 11 estanques activos, con una superficie individual de 4 a 8.4 ha y una profundidad variable, entre 0.8 y 1.2 m cada uno. Contaba además con seis estanques de precría y uno de tipo extensivo de 43 ha en etapa de prueba. El conjunto de estanques sumaba 1 195 000 m² de espejo de agua y un volumen aproximado de 1.2 x 10⁶ m³.

A la fecha, la extensión de espejo de agua de la granja se ha ampliado con la construcción de cinco grandes estanques que, en conjunto, ocupan 120 ha. Se instalaron cuatro nuevos estanques de precría que suman un total de 4.8 ha, por lo que se estima que actualmente la granja tiene una extensión de 244.3 ha.

La granja esta situada a mayor altura que el sistema lagunar y el régimen de mareas no alcanza el nivel suficiente como para permitir un intercambio directo del agua de los estanques con los esteros. El agua con que se abastece la granja proviene de un punto de bombeo localizado en el estero El Confite, denominado "canal de llamada". La distribución de agua a la estanquería se realiza por medio de un sistema de canales denominados en conjunto "canal reservorio". Los estanques que colindan con el sistema lagunar tienen salidas independientes, con un recorrido corto y desagüe directo a los esteros Barrón, El Confite y La Sirena. El agua de desecho de los recambios o las cosechas de los estanques que no colindan directamente con el sistema de esteros es dirigida hacia un canal de desagüe que vierte hacia una llanura abierta de la cual escurre en su mayor parte hacia el estero Barrón (Fig. 1). El recambio del agua en la granja se da en razón de 1.5 a 3% del volumen estimado para cada estanque al día.

Por lo regular, la granja opera con dos ciclos de cultivo durante el año. La siembra de los estanques se hace de manera escalonada, de acuerdo con la capacidad laboral del personal y la programación que hace el técnico responsable. En general, el primer ciclo de cultivo (o ciclo de verano) tiene una duración de entre tres y cuatro meses; comienza entre febrero y principios de marzo y concluye entre los meses de junio y julio. El segundo ciclo (o ciclo de invierno) tiene una duración de entre cinco y seis meses; inicia tres o cuatro semanas después de la cosecha de verano y concluye en enero o febrero. El ciclo de verano es más corto debido a que durante éste las temperaturas son mayores que en el ciclo de invierno (Tabla 4), lo cual permite un crecimiento más rápido del camarón.

MATERIALES Y MÉTODOS

La ubicación de las estaciones de muestreo no se hizo al azar. De acuerdo con el objetivo principal de la tesis, se buscó el identificar las zonas de impacto de la granja ubicando cuatro estaciones en los esteros que rodean a la granja, una estación más en un estero alejado de la granja y una estación más en un punto intermedio entre la estación más alejada y la granja. Dado que en la porción interior del estero de Urias existen muchas zonas poco profundas e inaccesibles durante la marea baja, se consideró que las estaciones de muestreo se ubicaran en zonas accesibles durante todo el año.

El seleccionar la fauna asociada a raíces de mangle como objeto de estudio obedeció a varias razones; entre ellas se destaca la importancia ecológica de las especies suspensívoras o filtradoras como reguladoras de las cantidades de fitoplancton en el sistema (Officer *et al*, 1982). Se consideró también que la mayoría de los organismos no sésiles de estas comunidades tienen un papel importante en la asimilación del detrito proveniente del propio mangle y otros vegetales del ecosistema, además de que, por tratarse de unidades ecológicas discretas, la recolección de raíces y su estudio puede ser más integral que en un ambiente continuo.

La estrategia de muestreos y análisis se presenta mediante un diagrama de flujo (Fig. 2). El agua que abastece a la granja posee una serie de características físicas y químicas propias del sistema lagunar y es bombeada a partir de una sección del mismo. Una vez dentro de los estanques, el agua es fertilizada con superfosfato triple y urea para incrementar su productividad. Posteriormente se introducen las postlarvas de camarón para la engorda y se le añade alimento balanceado a razón del 5% de la biomasa de los organismos para fomentar su crecimiento. Como resultado de esto, los efluentes de la granja generalmente son vertidos al sistema lagunar enriquecidos principalmente en clorofila, sólidos suspendidos y materia orgánica derivada de el alimento no consumido y las heces fecales de los camarones. En el sistema lagunar se hizo un seguimiento periódico de las variables ambientales y de la fauna asociada a las raíces de mangle para obtener información sobre las propiedades fisicoquímicas del agua en el área de estudio, una estimación de su estado trófico mediante el análisis de las concentraciones de clorofilas, el análisis de las concentraciones de carbono orgánico o materia orgánica biodisponible en sedimentos y sólidos suspendidos y el estudio de la macrofauna asociada a las raíces de mangle. Posteriormente se evalúa el impacto de los efluentes de la granja sobre la macrofauna mediante una serie de análisis univariantes y multivariantes, que permiten establecer la relación que existe entre la estructura de los macroinvertebrados presentes en las raíces de mangle y las variables ambientales estudiadas.

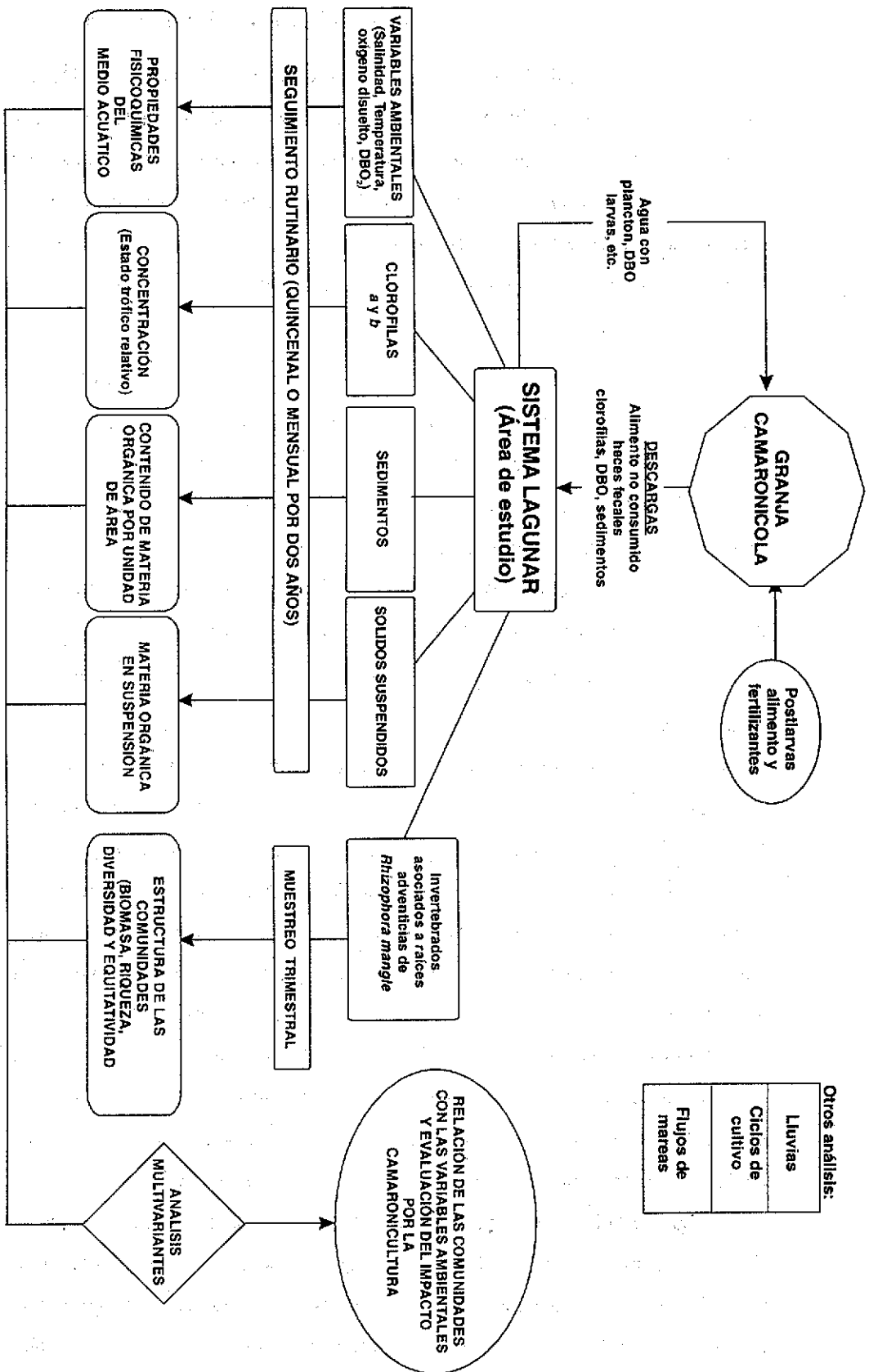


Figura 2. Diagrama de flujo que muestra las distintas fases del estudio de impacto de la actividad camaronícola sobre la fauna asociada a raíces de mangle en el área de estudio

Las variables ambientales analizadas en las seis estaciones de muestreo, fueron la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), las concentraciones de clorofila *a* y *b* y el carbono orgánico en sólidos suspendidos y sedimentos.

Para el análisis faunístico se tomaron muestras de la macrofauna asociada a las raíces de mangle de cada una de las estaciones de muestreo. De manera paralela se estudió el régimen de mareas en los tres principales esteros tributarios del área. Se obtuvieron los valores de precipitación pluvial en la zona y se incorporó la información sobre las actividades realizadas en la granja durante el período de estudio.

1. Prospección

Con el propósito de conocer el área de estudio, conocer las zonas de descarga de la granja camaronícola y ubicar las estaciones de colecta del estudio, al inicio del estudio se realizaron dos visitas de prospección a la granja camaronícola y al sistema lagunar aledaño. La primera visita se realizó el 21-I-93. Se recorrió el sistema lagunar para ubicar las estaciones de muestreo. En la segunda visita (15 de febrero de 1993) se recorrieron las instalaciones de la granja y se localizaron los puntos de descarga de los estanques.

1.1. Ubicación de las estaciones de muestreo

Tomando como punto de referencia la ubicación de la granja camaronícola y su orientación con respecto a los esteros tributarios del estero La Sirena, se estableció una red de seis estaciones de muestreo. Cuatro de las estaciones se ubicaron alrededor de la granja: dos en el estero El Confite (estaciones “Confites” y “Huizaches”), una en el estero Barrón (estación “Barrón”) y uno en el estero La Sirena, frente a la boca del estero El Confite y frente a la zona de desagüe del estanque dos (estación “Tapo”). Las dos estaciones de referencia, con poca o ninguna influencia por parte de la granja, se ubicaron en la primera parte del sistema de esteros Caimán-Zacate (estación 1) con una distancia a la granja de aproximadamente tres kilómetros y en un punto intermedio, en el margen sur del estero La Sirena (estación “Sirena”) (Fig 1).

Todos los puntos de muestreo se ubicaron en el canal de navegación ubicado frente a la zona de manglar. En la mayor parte del estero La Sirena la profundidad es escasa, aunque tiene una serie de canales periféricos navegables durante todo el año. La profundidad de estos canales tiene de 1.5 a 4 m, dependiendo del nivel de la marea.

2. Actividades en la granja camaronícola

Con el propósito de establecer una posible relación causa-efecto entre los cambios de los variables ambientales del sistema lagunar y las actividades de la granja camaronícola durante los dos años de estudio, se solicitó a los técnicos encargados de la granja la información concerniente a las fechas de llenado de los estanques, fertilizaciones, siembras y cosechas, a los fertilizantes utilizados y sus cantidades, las densidades de siembra, las fecha de inicio de los recambios de agua, los porcentajes de recambio, las cantidades de alimento utilizadas y la cantidad de camarón cosechada por hectárea al término de cada ciclo de cultivo (Tabla 7).

3. Muestreos fisicoquímicos

3.1. Circulación de agua en los esteros tributarios

Para evaluar la velocidad de las corrientes y el volumen de agua desplazado en los esteros tributarios donde se ubicaron las estaciones de muestreo, se realizaron mediciones de la velocidad de las corrientes en la boca de los esteros Caimán, El Confite y Barrón, durante un ciclo de nueve y once horas en ciclos de marea de cuadratura y de marea de sicigia, respectivamente, los días 5 y 11 de septiembre de 1996. La magnitud y la dirección de las corrientes se determinaron utilizando un correntímetro marca Braystoke (BFM.0012A/LCD). La toma de medidas de corrientes en el canal se realizó a intervalos de 50 cm de profundidad. Las variaciones en los niveles de agua se determinaron a partir de la altura observada desde un punto designado arbitrariamente en la estación Tapo. Se consideró como el nivel cero del ciclo de mareas el promedio del total de mediciones en los dos días de estudio.

Se midió el ancho y la profundidad de los esteros en los sitios de medición de corrientes. La marca de mareas utilizada durante la medición de corrientes se encontró a 90 cm del nivel de agua. Los valores obtenidos sirvieron de base para obtener, en sección transversal, la medida del área de la boca de cada estero y tener un valor estimado del transporte de agua por segundo durante las dos fechas de registro.

Los valores de anchura y profundidad de los esteros en los puntos de registro fueron esquematizados en una gráfica invertida para obtener una imagen del perfil batimétrico de cada estero en esa sección (Fig. 3). Posteriormente se calculó el área bajo la curva y con los valores de cambio de mareas se obtuvo la ecuación que permite estimar las variaciones en la profundidad durante los dos ciclos estudiados.

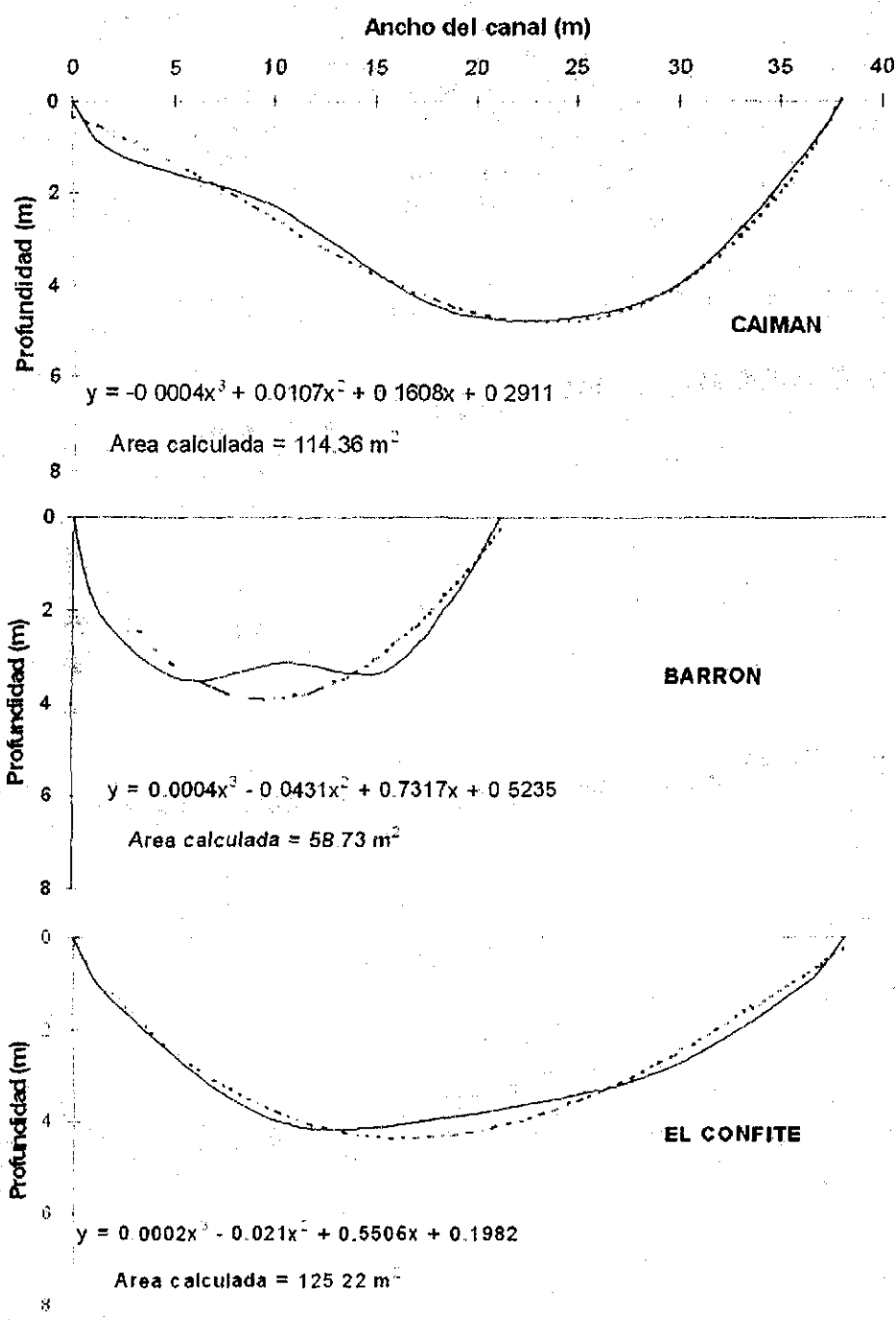


Figura 3. Perfil batimétrico (en línea continúa) y área estimada (línea punteada) en la boca de los esteros Caimán, Barrón y El Confite.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

RECIBIDO EN
BIBLIOTECA DE LA
UNIVERSIDAD DE LA
SIERRA LEON

Tabla 7. Actividades en la granja camaronícola "Clementina, S.C.L." durante el período de estudio y dividido en quincenas. Los números que aparecen en las celdas se refieren a las fechas y cantidades de producto invertido u obtenido en cada estanque. En las celdas blancas con puntos se señala el tiempo de reposo o preparación de un estanque. En verde se indica la quincena en que se sembraron las postlarvas y los números indican el día del mes en que ocurrió el evento y la densidad de siembra en organismos por metro cuadrado. En las celdas blancas se señala el tiempo de maduración del agua en que no se recambió ni se agregó alimento. En amarillo se indica el tiempo de engorda del camarón, en azul la cantidad total de alimento utilizado en ese ciclo y en rosa se indica el día de cosecha y la producción de camarón en kilogramos por hectárea.

quincena	Estanque 1	Estanque 2	Estanque 3	Estanque 4	Estanque 5	Estanque 3-A	Estanque 4-A	Estanque 5-A	Estanque 8	Estanque 9	Estanque 10	Estanque 12
2a - Abr												
1a - May	12570	10437	11306	10771	11227.7	11788	12698	10144	6150	8086	9108	
2a - May												
1a - Jun												
2a - Jun												
1a - Jul												
9	200-160	450-180	250-100	250-100	300-100			220-80	100-40	100-40	100-40	
1a - Ago	4/21	4/22	2/20	2/25	1/25			3/24	4/20	4/22	5/21	
2a - Ago												
1a - Sep												
2a - Sep												
1a - Oct	20914	18710	25496	21706	33089	18 cancelado						
2a - Oct						?	?	16820	16315	17530	14390	
1a - Nov						13/15-3	1/15-1					
2a - Nov												
1a - Dic												
2a - Dic												?
1a - Ene												877
2a - Ene												
1a - Feb						10028	9769					
2a - Feb												
1a - Mar	?											22865
2a - Mar	16/5				?							
1a - Abr					1/5							
2a - Abr												
1a - May	350											
2a - May												
9												
1a - Jun					783							
2a - Jun												
1a - Jul												
2a - Jul												
1a - Ago												
2a - Ago					250-0	750-0			400-0	400-0		2100
1a - Sep	750-0	650	450-0	500-0	12/18	14/17	750-0	1150-0	14/17	14/17	?	1000
2a - Sep	19/20	19/20	16/18	16/23			20/18-1	21/19			22/7	
1a - Oct												
2a - Oct												
1a - Nov												
2a - Nov												
1a - Dic												64450
2a - Dic					22575	22575	13731	4906	13899	11466	13590	
1a - Ene	14255		15576	14335								
2a - Ene		15180										
1a - Feb												
2a - Feb												
9												
1a - Mar				7061		750-43		700-43				
2a - Mar						27/12	450-15	27/12-5				
9												
1a - Abr							32/7		?	?	?	?
2a - Abr	?	?	?	?	?				27/12	27/12	27/13-1	26/6
1a - May						2765						
2a - May							3745	710				

 Fertilización Urea-PO4
  Siembra día/dens
  Cosecha día/kg/ha
  Recambio y engorda
  Alimento suministrado (kg)
  tiempo de preparación

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Para cada una de las estaciones se buscó el polinomio de grado 4 por el método de mínimos cuadrados que mejor se aproximaba al perfil transversal de los esteros, esto con la finalidad de calcular mediante ecuaciones integrales el área de dichos perfiles en función de las variaciones en el nivel de la marea. De esta manera se ajustaron los valores del área bajo la curva que representan la sección transversal del estero en el punto de estudio y que, multiplicados por la velocidad de corriente calculada, permitieron estimar el volumen de agua por segundo en flujo y reflujo a intervalos de una hora durante los dos días del estudio (Tabla 8).

Para medir la velocidad de las corrientes de mareas se cuantificó el número de pulsos (giros) de la hélice del correntímetro en 50 segundos; posteriormente este valor fue ajustado al número de revoluciones por segundo (r.p.s.). Se obtuvo la media de los valores y se calculó la velocidad de la corriente de acuerdo con las siguientes fórmulas:

Velocidad de rotación (n) (r.p.s.)		Velocidad de flujo (V)
Mín.	Máx	(Ecuaciones)
0.07	0.32	1: $0.013 + 0.2512 n$
0.32	11.28	2: $0.008 + 0.2667 n$

La primera de las ecuaciones se considera útil a velocidades de flujo entre 0.031 y 0.094 m/s y la segunda entre 0.094 y 3.016 m/s. De acuerdo con las especificaciones del aparato, se estima que la segunda ecuación puede utilizarse con velocidades de rotación de hasta 19 revoluciones por segundo, lo cual daría una velocidad de flujo de 5 m/s sin pérdida considerable de la precisión. Por el contrario, a valores menores de 0.07 r.p.s. la imprecisión de la primera ecuación llega a niveles superiores al 15 %.

En los casos en que las mediciones en mareas de cuadratura se tuvieron registros muy bajos de flujos de agua (inferiores a 0.07 r.p.s.), se calculó la velocidad de la corriente mediante la fórmula antes mencionada considerando que esta era la medida más aproximada, pese al riesgo de no tener suficiente precisión en los cálculos.

3.2. Variables ambientales

Para conocer las variaciones en los factores ambientales en los seis puntos de muestreo, se diseñó un plan de muestreo que permitiera tener un seguimiento continuo de éstos en concordancia con las actividades desarrolladas al interior de la granja camaronícola. Se buscó que los registros se realizaran durante las mareas muertas, o aguas relativamente estáticas, es decir durante los períodos

Tabla 8. Area estimada de los esteros con base en la altura de la marea, velocidad de la corriente y volumen de agua desplazada en marea de sicigia y marea de cuadratura en los esteros Caimán, El Confite y Barrón durante septiembre 5 y 11 de 1996.

Sep-05					CAIMAN				Sep-11				
hora	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	
08:00					0.75	95.57	0.35	33.45					
09:00					0.71	90.48	0.09	8.14					
10:00	0.98	126.08	0.02	2.52	0.75	95.57	-0.36	-34.40					
11:00	1	128.83	-0.02	-2.58	1	128.83	-0.4	-51.53					
12:00	1.02	131.60	0.06	7.90	1.2	157.22	-0.33	-51.88					
13:00	0.95	121.98	-0.04	-4.88	1.5	202.59	-0.22	-44.57					
14:00	0.9	115.23	-0.04	-4.61	1.75	242.69	-0.18	-43.68					
15:00	0.95	121.98	0.01	1.22	1.77	245.93	-0.06	-14.76					
16:00	0.88	112.56	0.09	10.13	1.62	221.55	0.09	19.94					
17:00	0.87	111.22	-0.06	-6.67	1.5	202.59	0.14	28.36					
18:00	0.92	117.91	-0.05	-5.90	1.2	157.22	0.22	34.59					
19:00	0.92	117.91	-0.07	-8.25	1	128.83	0.39	50.24					
				Balance					Balance				

Sep-05					EL CONFITE				Sep-11				
hora	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	
08:00					0.75	105.77	0.15	15.87					
09:00					0.71	103.91	0.11	11.43					
10:00	0.98	116.18	0.03	3.49	0.75	105.77	-0.04	-4.23					
11:00	1	117.08	-0.03	-3.51	1	117.08	-0.15	-17.56					
12:00	1.02	117.97	0.04	4.72	1.2	126.02	-0.14	-17.64					
13:00	0.95	114.83	0.05	5.74	1.5	139.15	-0.14	-19.48					
14:00	0.9	112.80	0.05	5.63	1.75	149.93	-0.09	-13.49					
15:00	0.95	114.83	0.05	5.74	1.77	150.76	-0.09	-13.57					
16:00	0.88	111.67	-0.04	-4.47	1.62	144.35	0.17	24.54					
17:00	0.87	111.21	0.07	7.78	1.5	139.15	0.1	13.91					
18:00	0.92	113.47	0.04	4.54	1.2	126.02	0.13	16.38					
19:00	0.92	113.47	-0.07	-7.94	1	117.08	0.14	16.39					
				Balance					Balance				

Sep-05					BARRON				Sep-11				
hora	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	altura de la marea	area total (m ²)	velocidad m/s	vol. desplazado (m ³ /s)	
08:00					0.75	56.30	0.1	5.63					
09:00					0.71	55.78	0.06	3.95					
10:00	0.98	59.22	0.04	2.37	0.75	56.30	-0.16	-9.01					
11:00	1	59.47	-0.03	-1.78	1	59.47	-0.21	-12.49					
12:00	1.02	59.72	0.02	1.19	1.2	61.95	-0.19	-11.77					
13:00	0.95	58.84	0.03	1.77	1.5	65.55	-0.06	-3.93					
14:00	0.9	58.85	-0.02	-1.18	1.75	68.47	-0.07	-4.79					
15:00	0.95	58.84	0.04	2.35	1.77	68.69	-0.04	-2.75					
16:00	0.88	57.98	0.02	1.16	1.62	66.96	0.06	4.02					
17:00	0.87	57.93	-0.03	-1.74	1.5	65.55	0.06	3.93					
18:00	0.92	58.47	-0.03	-1.75	1.2	61.95	0.07	4.34					
19:00	0.92	58.47	-0.05	-2.92	1	59.47	0.15	8.92					
				Balance					Balance				

de cuarto creciente y menguante del mes lunar, para evitar que un registro fuera en realidad el de una masa de agua que proviene de otro sitio.

Entre abril de 1993 y mayo de 1995 se realizaron análisis quincenales de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, nivel de mareas, concentración de clorofila *a* y *b* en el agua y demanda bioquímica de oxígeno (DBO); se realizaron también análisis mensuales de materia orgánica en sólidos suspendidos recolectados con trampas de sedimento y por último, se tomaron muestras trimestrales de los sedimentos cercanos al manglar en los puntos de muestreos.

Las muestras de agua para la determinación de la salinidad, el oxígeno disuelto, la DBO y la concentración de clorofilas se obtuvieron utilizando una botella tipo van Dorn con capacidad de tres litros. Las alícuotas fueron tomadas con una manguera sujeta a la botella para evitar la formación de burbujas en las muestras durante el vaciado. La toma de muestras de agua se realizó a una profundidad de un metro en cada estación. En los pocos casos en los que se observó una profundidad menor a 1.5 m, la botella se sumergió a la mitad de la columna de agua. Las muestras se almacenaron en un recipiente con hielo y se transportaron para su análisis en el laboratorio procurando que permanecieran en la obscuridad.

3.2.1. Precipitación pluvial

Los datos de precipitación pluvial de la región fueron obtenidos a partir de la información proporcionada por la oficina de Servicios a la Navegación en el Espacio Aéreo Mexicano (SENEAM), delegación Mazatlán, en el aeropuerto internacional de Mazatlán, ubicado a aproximadamente dos kilómetros de la zona de muestreo. La información fue proporcionada en registros diarios de precipitación y de temperatura ambiental durante el período comprendido entre mayo de 1993 y junio de 1995. Con el fin de uniformizar los valores con las fechas de muestreos, los datos de la precipitación diaria fueron acumulados por mes y graficados (Fig. 4; Tabla 9).

3.2.2. Mareas

Durante los muestreos quincenales se midió el nivel de la marea en las estaciones Caimán, Sirena, Barrón, Confite y Confite-2. Para tal fin se seleccionó un punto de referencia fijo en el manglar y sobre el nivel del agua. Este punto se marcó de manera permanente y se registró la altura del agua a partir del mismo. Este valor relativo sirvió como punto de referencia para estimar los movimientos de agua en los tres esteros tributarios donde se ubicaron cuatro de las seis estaciones de muestreos. La amplitud de la marea se estimó como la diferencia, expresada en centímetros, entre la altura máxima y la altura mínima del agua registradas durante los dos años de muestreos.

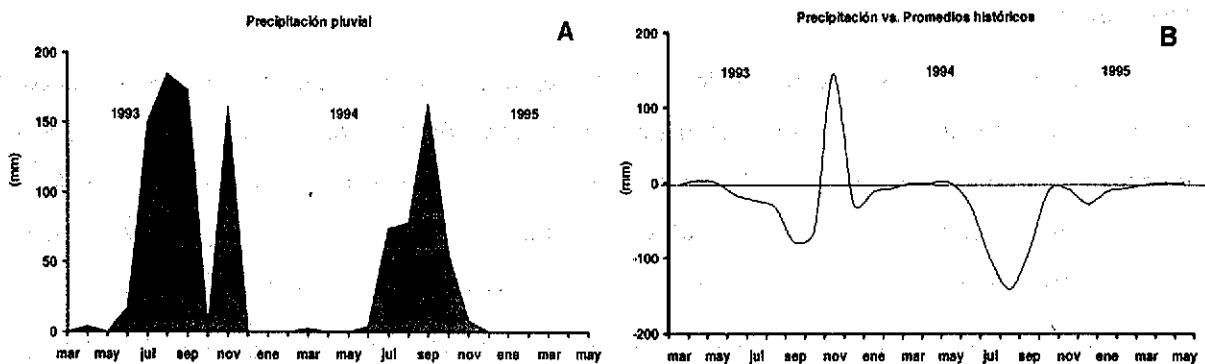


Figura 4. A) Precipitación pluvial registrada durante el período de estudio y B) precipitación pluvial registrada durante este estudio (línea continua) comparada con el promedio histórico registrado para el área de Mazatlán, Sinaloa en los cincuenta años anteriores (valor cero, marcado como una línea intermitente). Fuente INEGI, 1994.

3.2.3. Salinidad

La salinidad del agua se determinó con el uso de un refractómetro marca "A.O." durante el primer año de estudio. En el segundo año se usó un refractómetro marca Goldberg, modelo 10423. Ambos aparatos contaron con temperatura compensada y un margen de error de ± 0.5 . La escala utilizada para describir los valores de salinidad fue la "Escala Práctica de Salinidad", definida por el sistema internacional de unidades (UNESCO, 1985) como el valor puro, sin dimensiones ni unidades.

3.2.4. Temperatura

La temperatura de la columna de agua se midió a una profundidad aproximada de un metro con un termómetro de cubeta, de tipo capilar de vidrio, con mercurio libre, marca Brannan, con capacidad de registrar temperaturas entre -35 y $+50$ °C, con un margen de error de ± 0.5 °C.

3.2.5. Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto en el agua se determinó mediante el método de Winkler modificado (método yodométrico), de acuerdo con Carpenter (1965) y APHA (1989). Las muestras para la determinación de oxígeno fueron fijadas en el campo y tituladas en el laboratorio. Al inicio de los muestreos se utilizaron botellas de vidrio color ámbar con tapón esmerilado de alrededor de 60 ml de capacidad. A partir de julio de 1993 estas botellas fueron reemplazadas por botellas DBO transparentes con capacidad cercana a 300 ml. En ambos casos se verificó el volumen exacto de cada botella para ajustar los cálculos correspondientes.

Tabla 9. Precipitación pluvial expresada en mm, registrados en el área de estudio, valores medios para la ciudad de Mazatlán y la diferencia entre ambos valores.

AÑO	mes	precipitación(mm)	promedio histórico	diferencia	
1993	mar	0	2.6	-2.6	
	abr	4	0.6	3.4	
	may	0	0.8	-0.8	
	jun	16.2	32.8	-16.6	
	jul	149.3	173.4	-24.1	
	ago	185.2	218.6	-33.4	
	sep	173.1	253.2	-80.1	
	oct	1.3	65.4	-64.1	
	nov	161.2	16	145.2	
	dic	0	28.7	-28.7	
	1994	ene	0	12.5	-12.5
		feb	0	7.5	-7.5
mar		2.5	2.6	-0.1	
abr		0	0.6	-0.6	
may		0	0.8	-0.8	
jun		3.5	32.8	-29.3	
jul		73.7	173.4	-99.7	
ago		77.5	218.6	-141.1	
sep		162.7	253.2	-90.5	
oct		54.5	65.4	-10.9	
nov		7.5	16	-8.5	
dic		0	28.7	-28.7	
1995	ene	0	12.5	-12.5	
	feb	0	7.5	-7.5	
	mar	0	2.6	-2.6	
	abr	0	0.6	-0.6	
	may	0	0.8	-0.8	

Los valores de concentración fueron comparados contra el valor de saturación de oxígeno disuelto en el agua, con base en la salinidad y la temperatura. Se utilizó la tabla de solubilidad del oxígeno en agua de mar de Parsons *et al.* (1984) y se determinó el porcentaje de saturación para cada muestra. Por último, se calculó la "utilización aparente de oxígeno" (*AOU*, por sus siglas en inglés), calculada como la diferencia entre el valor de saturación de oxígeno disuelto menos la concentración de oxígeno disuelto medida ($AOU = [OD]_s - [OD]_m$).

3.2.6. Demanda bioquímica de oxígeno

El método para evaluar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) consistió en medir el consumo de oxígeno en muestras de agua mantenidas en obscuridad y a temperatura constante (entre 20 y 25 °C) por intervalos de 48 o 120 horas (Leynaud, 1979). En ausencia de sustancias químicas reductoras como sulfitos o sales ferrosas, la demanda de oxígeno es provocada por la

descomposición de la materia orgánica presente en el agua. Cuando ésta se incorpora al agua, es inmediatamente atacada por bacterias que, mediante el consumo del oxígeno presente en el medio la descomponen y la transforman en sustancias más simples y relativamente inocuas como nitratos, fosfatos, agua, etc. (Hynes, 1974; Leynaud, 1979).

Las muestras de agua para esta prueba fueron obtenidas a partir de la botella van Dorn y fueron depositadas en envases de plástico con capacidad de un litro. Para su transporte al laboratorio se mantuvieron en hielo y en la obscuridad para disminuir la actividad bacteriana. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron puestas a temperatura ambiente (aproximadamente 25 °C) y se sometieron a aireación para saturarlas de oxígeno. Posteriormente se tomaron tres muestras para ser analizadas por el método de Winkler modificado, descrito anteriormente, al inicio del análisis y al final de la etapa de incubación de 48 y/o 120 horas en condiciones de obscuridad y temperatura constantes.

Al igual que en el caso del oxígeno disuelto, al inicio de los muestreos se utilizaron botellas color ámbar con tapón esmerilado y aproximadamente 60 ml de capacidad, mismas que fueron sustituidas posteriormente por botellas con capacidad aproximada de 300 ml.

Bajo el supuesto de que la DBO de los esteros que reciben las aguas de la granja camaronícola es semejante a la observada al interior de ésta durante los cultivos, se consideró que la cantidad de materia orgánica disuelta en el agua consumiría la totalidad del oxígeno presente en menos de cinco días, por lo que durante los primeros cinco meses del estudio (mayo a septiembre de 1993) se analizó la DBO en períodos de incubación de 48 horas (DBO_2). Posteriormente, entre el 9 de septiembre de 1993 y el 3 de febrero de 1994, se amplió el período de incubación a 120 horas (DBO_5), debido a que en los períodos de incubación cortos los valores de consumo observados eran bajos y difíciles de interpretar.

Para evitar que un eventual incremento de la DBO consumiera todo el oxígeno disuelto en las muestras antes de cumplirse las 120 horas de incubación, a partir del 17 de febrero de 1994 se optó por evaluar el consumo en períodos de 48 (DBO_2) y 120 horas (DBO_5).

Debido a que en el período comprendido entre el 9 de septiembre de 1993 y el 3 de febrero de 1994 solamente se realizaron incubaciones de la demanda bioquímica de oxígeno en 120 horas, se realizó una serie de ecuaciones de regresión entre los valores de DBO_2 y DBO_5 de las seis estaciones obtenidos a partir del 17 de febrero de 1994 y hasta el final de los muestreos. Con el valor obtenido en cada una las ecuaciones se calculó el valor de DBO_2 a partir del valor correspondiente de DBO_5 .

3.2.7. Clorofilas

La determinación y el cálculo de la concentración de clorofilas *a* y *b* se realizaron de acuerdo con la técnica de Holm-Hansen y Riemann (1978), que recomiendan el uso de filtros de fibra de vidrio para retener las células y cloroplastos y de metanol como solvente para la extracción de los fotopigmentos, por considerarlo más eficiente que la acetona para este propósito. En cada estación de muestreo se tomaron muestras de un litro de agua, se conservaron en hielo y en la oscuridad hasta su traslado al laboratorio. El agua fue filtrada con ayuda de una bomba de vacío y con filtros de fibra de vidrio de 4.7 cm, marca Whatman tipo GF/C. Se filtraron entre 300 y 1000 ml de agua, posteriormente se registró la cantidad de agua utilizada y el filtro fue almacenado individualmente en un frasco color ámbar de 20 ml de capacidad a los cuales se les agregó metanol absoluto como solvente. Para la obtención del concentrado de clorofila, se maceró el filtro de fibra de vidrio junto con el metanol contenido en el frasco color ambar. Posteriormente el macerado se centrifugó a 2000 r.p.m. durante 10 minutos y la concentración de clorofila en el sobrenadante se analizó mediante fluorimetría, con ayuda de un espectrofotómetro (Perkin Elmer, Coleman 111) a longitudes de onda de 630, 645 y 663 • m (E_{663} , E_{645} y E_{630}) contra un blanco de metanol puro (SCOR-UNESCO, 1966).

La concentración de los dos tipos de clorofila se determinó mediante la fórmula:

$$\text{mg de pigmento} / \text{m}^3 = C * \frac{v_1}{h * v_2}$$

donde v_1 es el volumen de metanol presente en la solución centrifugada descontando el volumen desplazado por el filtro (0.25 ml), h es la distancia recorrida por el haz de luz y es equivalente a la anchura de la celda de cuarzo en que se deposita la solución a leer (1 cm), v_2 es el volumen de agua filtrado y C es el valor de concentración de clorofila.

La concentración (C) de clorofila se obtiene a partir de las siguientes ecuaciones:

$$C (\text{clorofila } a) = 11.64 E_{663} - 2.16 E_{645} + 0.10 E_{630}.$$

$$C (\text{clorofila } b) = 20.97 E_{645} - 3.94 E_{663} - 3.66 E_{630}.$$

3.2.8. Carbono Fácilmente Oxidable (CFO) en sólidos suspendidos y sedimentos

3.2.8.1. CFO en Sólidos suspendidos

Con el propósito de evaluar la cantidad de sólidos suspendidos y valorar la cantidad de carbono fácilmente oxidable (o disponible) en éstos, se colocó una serie de trampas para sedimentos consistentes en botellas de plástico de 183 mm de altura y boca de 57.5 mm de diámetro. Estas botellas estaban sujetas mediante una red amarrada en su parte inferior y que a su vez sujetaba a cuatro boyas dispuestas de manera simétrica a los lados para mantener la trampa en posición vertical. Las trampas se mantuvieron a unos 40 cm del fondo utilizando un lastre amarrado a la red. Las trampas fueron colocadas aproximadamente a cinco metros de la zona de raíces de mangle y para su localización se utilizó un cordel que unía a la roca que servía como ancla a una raíz de mangle previamente marcada. El cordel se mantuvo sumergido con un lastre de plomos para evitar su localización por los pescadores.

Cada mes se sustituyó una trampa de cada estación por una nueva. Las trampas recuperadas fueron cerradas con una tapa y llevadas al laboratorio donde se procedió a eliminar el exceso de agua mediante sifoneo y/o decantado. El material depositado se recuperó y secó a una temperatura de 60° C. En los casos en que apareció hojarasca u organismos en el interior de la botella, éstos se retiraron antes de proceder al secado de la muestra.

Una vez secadas, las muestras fueron pesadas y molidas con un mortero de porcelana o con ayuda de un molino casero marca "Krupps". El material resultante fue tamizado con una malla de 64 µm para evitar la presencia de elementos voluminosos que pueden alterar los valores de determinación de carbono fácilmente oxidable. Una vez tamizado, el material se conservó en bolsas de hule marcadas y selladas para evitar su contaminación por humedad o bacterias.

3.2.8.2. CFO en Sedimentos

Cada tres meses se tomó una muestra de los sedimentos de la zona aledaña a las raíces de mangle de cada estación, utilizando un nucleador cilíndrico de polipropileno con diámetro interno de 60 mm. Las muestras se tomaron hasta los dos primeros centímetros de profundidad. Una vez en el laboratorio se les separaron los fragmentos de conchas, las hojas y las ramas y se secaron a 60° C. Posteriormente fueron molidas y preservadas del mismo modo que las muestras de sólidos suspendidos hasta el momento de realizar el análisis químico.

La materia orgánica en los suelos o en suspensión está compuesta por formas próximas al carbono elemental, residuos de plantas o de animales o microorganismos alterados, resistentes y de descomposición rápida (Jackson, 1964). Estas formas significan una fuente directa o potencial de nutrientes para los organismos autótrofos, por lo que su determinación permite evaluar la riqueza

energética del sistema y su estudio se realiza para determinar la cantidad de materia orgánica incorporada ya sea por productividad del sistema o por las descargas de origen antropogénico.

Para la determinación de la cantidad de carbono “fácilmente oxidable” (CFO) en los sólidos suspendidos o en sedimentos se utilizó el método de Walkey – Black (Loring y Rantala, 1977), ya que, de acuerdo con Páez-Osuna *et al.* (1984), el método de obtención de carbono orgánico por titulación es más eficiente que la técnica de pérdidas por ignición debido a que los sedimentos ricos en partículas finas como limos y arcillas pueden retener agua que es eliminada al calcinar la muestra y su valor puede interpretarse como una pérdida de carbono orgánico en forma de CO_2 . Esta técnica consiste en obtener una porción con peso conocido de una muestra seca y tamizada y someterla a oxidación con una mezcla de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) y de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4); la concentración de CFO en la muestra se determina mediante una titulación inversa con sulfato de amonio ferroso ($\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 0.5 N. En la titulación invertida, la solución ferrosa reduce el dicromato que no se ha usado en el proceso de oxidación de la materia orgánica. Para prevenir la oxidación de los elementos inorgánicos con la mezcla de digestión se agrega a ésta 2.5 g de sulfato de plata por cada litro de H_2SO_4 . Al agregar la mezcla de dicromato de potasio y ácido sulfúrico al sedimento se produce una reacción exotérmica que ayuda a la digestión de la materia orgánica. No obstante lo anterior, El-Rayis (1985) recomienda que para asegurar la reacción de oxidación en muestras con concentraciones de carbono orgánico mayores a 2% la muestra debe ser calentada a aproximadamente 140 °C, durante unos 30 minutos y posteriormente se le agrega ácido fosfórico.

3.2.9 Las variables ambientales durante las operaciones de la granja

Con el propósito de comparar las fluctuaciones de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, DBO_2 y clorofilas en los sitios de colecta y en el interior de la granja, se compararon los resultados obtenidos para las mismas variables por el personal del Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la Unidad Mazatlán, ICML, UNAM durante el ciclo de cultivo de invierno 1993-1994 y presentados por Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001). Para reconocer mejor el impacto asociado a las actividades de la granja se compararon solamente tres de las estaciones: La que recibía la mayor parte de las descargas de la granja (Barrón), la que se ubicó equidistante a Barrón con respecto a la granja pero sin recibir directamente sus descargas (Confites) y la considerada como de referencia, en la que se supuso que existe una menor influencia de las descargas (Caimán).

4. Muestreos Biológicos

4.1. Fauna asociada a raíces de mangle

Para conocer la composición faunística y las características poblacionales de las comunidades asociadas a las raíces adventicias de mangle en las estaciones de muestreo, se inició la recolección de muestras en el campo a partir del 3 de mayo de 1993. La obtención de muestras se realizó cada tres meses. Las unidades de muestreo consistieron en un par de raíces de mangle recolectada en cada estación. La calendarización de la recolección de unidades de muestreo en las estaciones se presenta en la tabla 10.

Tabla 10. Fechas de recolección de raíces de mangle en las seis estaciones de muestreo. CA = Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confitos y HU = Huizaches.

FECHA	ESTACIONES					
	CA	SI	BA	TA	CO	HU
23-MAY-93		X	X	X	X	X
19-JUL-93	X	X	X	X	X	X
18-NOV-93	X	X	X			
02-DIC-93			X	X	X	
24-FEB-94	X	X	X	X	X	X
25-MAY-94	X	X	X	X	X	X
31-AGO-94	X	X	X	X	X	X
30-NOV-94	X	X	X	X	X	X
24-FEB-95	X	X	X	X	X	X

Debido a la diversidad de formas, crecimiento y edad de las raíces mangle, la recolección de éstas no se hizo de manera aleatoria, sino selectiva, en la que, después de una revisión preliminar, se escogieron dos raíces entre aquellas de aproximadamente la misma longitud o características similares a la mayoría. No se recolectaron raíces fijadas al fondo para evitar la presencia de organismos (e. g. poliquetos o moluscos) que viven en sedimento; del mismo modo se evitó la recolección de raíces jóvenes (de menor longitud y por lo general desnudas), en regeneración o rotas, es decir se buscó que cada raíz recolectada no fuera claramente distinta a la mayoría de las raíces presentes en la estación de muestreo. Las raíces con poca o ninguna fauna adherida fueron descartadas como elegibles, siempre y cuando la generalidad de las raíces del sitio de colecta no presentara esas mismas características. Cada raíz fue cortada por la parte superior, a unos 5 cm por encima de los primeros organismos sésiles adheridos.

Una vez recolectadas, las raíces fueron cortadas en varios segmentos, cuidando de no dañar los organismos adheridos y colocadas en bolsas de plástico previamente etiquetadas. Posteriormente se conservaron en un congelador a una temperatura entre -10 y -15° C hasta su análisis. Para su

revisión, las raíces fueron descongeladas, fotografiadas y pesadas con todos sus componentes. Posteriormente los organismos fueron separados y agrupados de acuerdo con el grupo taxonómico al que pertenecían. El total de organismos de cada especie se contó y se pesó. El lodo adherido a las raíces se separó y se obtuvo su peso relativo (húmedo) para posteriormente lavarlo y tamizarlo con un tamiz de 1 mm de abertura de malla y así obtener la macrofauna asociada. Por último, se pesó la madera de la raíz.

Se calculó el área expuesta de las raíces midiendo el diámetro y la longitud de el o los brazos que la componían. Para obtener el diámetro de cada segmento de la raíz se realizaron entre dos y cinco mediciones del mismo y se obtuvo el valor medio. Se calculó la superficie expuesta de cada segmento de la raíz (S_i) como el equivalente a la superficie lateral e un cilindro, mediante la fórmula:

$$S_i = \sum_i \bar{\varnothing} h$$

Donde: $\bar{\varnothing}$ es el diámetro medio y h es la longitud del segmento de raíz obtenido. Finalmente se calculó el área total de la raíz (S_r) como la suma del área de cada segmento.

$$S_r = \sum_i S_i$$

Los crustáceos decápodos se identificaron de acuerdo con los trabajos de Haig (1960), Gore y Abele (1973), Hendrickx (1984), Abele y Kim (1989); los cirripedios con las obras de Henry y McLaughlin (1975), Newman y Ross (1976) y Laguna (1987) y los moluscos se identificaron con la monografía de Keen (1971). Para la identificación de las ascidias se utilizó la monografía de van Name (1945). Los briozoarios se identificaron con las compilaciones de Osburn (1950;1953), los poliquetos con las obras de Rioja (1945), Hartman (1968), ten Hove y Weerdenburg (1978) y Salazar-Vallejo (1985). Además de la búsqueda de las especies en la literatura, se recurrió a la ayuda de especialistas para la identificación o confirmación en la identificación de los especímenes de los diferentes taxa.

Se trató de que todos los organismos fueran identificados a especie. Con el propósito de conocer las variaciones entre las poblaciones de las especies más conspicuas, los cangrejos fueron sexados y los moluscos dominantes fueron medidos. Cuando el número de organismos fue mayor a cien, se midieron al menos cien organismos seleccionados al azar y se construyeron histogramas de frecuencia de tallas por unidad de muestreo.

5. Manejo de los datos

5.1. Variables ambientales

Para saber si existieron diferencias significativas entre las medias de las variables ambientales registradas en cada estación se utilizó el análisis de varianza no paramétrica por rangos de Friedman ($p < 0.05$) y una vez que se comprobó que había diferencias significativas entre estaciones muestras se usó la prueba de rangos múltiples de Newman-Keuls para conocer las diferencias entre cada par de estaciones (véase Zar, 1984).

5.2. Análisis de las comunidades por métodos univariantes

La relación entre la frecuencia y la abundancia de las especies se analizó mediante el análisis de gradiente de Olmstead-Tükey (Sokal y Rohlf, 1969). Con base en este análisis se determinaron las especies dominantes, abundantes, frecuentes y raras en la zona de muestreo y durante todo el estudio.

Con el propósito de reducir la complejidad de las comunidades a un valor simple y relativo y tener una primera comparación entre las comunidades obtenidas en las estaciones de muestreo, se utilizaron varios índices univariantes.

Se obtuvo la biomasa de los organismos como el peso húmedo de éstos y se estimó el porcentaje que representó dividiendo este valor entre el peso total de la muestra. Para conocer la densidad de organismos se calculó el área de las raíces recolectadas en cada unidad de muestreo y el número total de organismos de cada especie obtenido por unidad de muestreo se extrapoló al número de organismos por metro cuadrado (org./m²).

Magurran (1988) indica que la riqueza de especies se puede expresar de manera simple como una combinación del número de especies presentes en una comunidad y el número de organismos totales. En el presente trabajo dicha riqueza se basó en el número de especies y el número total de organismos por unidad de muestreo.

Para conocer la riqueza de especies (D) por unidad de muestreo se seleccionó el índice de Margalef.

$$D_{Mr} = (S - 1) / \ln N$$

Donde S es el número de especies y N el número total de individuos por unidad de muestreo.

La diversidad en cada unidad de muestreo se estimó mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H')

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

donde p_i es la proporción individual de las especies presentes en la comunidad, o sea, $p_i = n_i/N$, donde n_i es el número de individuos de cada especie (Pielou, 1975).

La equitatividad (J'), también entendida como la medida en que el número de individuos de una muestra está repartido entre el número de especies, fue estimada como el cociente de la diversidad calculada (H') entre la diversidad máxima (H'_{max}) que es igual al número de especies (S) presentes sobre el número total de individuos (N) $J' = H'/H'_{max}$ (Pielou, 1975).

5.3. Análisis de las comunidades por métodos multivariantes

Para comparar simultáneamente los resultados obtenidos entre las seis estaciones, con base en la composición de especies presentes en cada muestreo y obtener la semejanza entre cada par de estaciones, se utilizaron técnicas multivariantes de clasificación y ordenación.

Para el análisis de clasificación se realizó una matriz de similitud, basada en los datos de abundancia de las especies utilizando el índice de Bray-Curtis (S_{jk}):

$$S_{jk} = 100 \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^s |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (Y_{ij} + Y_{ik})} \right]$$

donde Y_{ij} es el número de ejemplares de i -especies en el muestreo j ; Y_{ik} es número de ejemplares de las i -especies en el muestreo k ; S_{jk} es la disimilitud entre las muestras j y k sumadas sobre todas las especies s . S_{jk} se encuentra en un intervalo de cero a uno. Para la aplicación de este índice, los datos fueron transformados mediante doble raíz cuadrada con el propósito de atenuar el valor relativo de las especies abundantes en detrimento de las especies raras. Este índice tiene la característica de no verse afectado por dobles ausencias de especies, un rasgo frecuente en las matrices de datos o inventarios faunísticos realizados en comunidades naturales (Field *et al.*, 1982). Una vez obtenida la matriz de simillaridad se formó el agrupamiento mediante el análisis "cluster", usando como algoritmo de agrupación el UPGMA ("Unweighted Pair-group Method using Arithmetic Averages").

Para los análisis de ordenación se utilizaron varias técnicas. Se utilizó el análisis MDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) que crea una ordenación de las estaciones con base en la matriz de similitud obtenida mediante el índice de Bray-Curtis. Este análisis construye un mapa en dos o más dimensiones a partir de una matriz multidimensional que ubica en ese espacio a las estaciones de acuerdo con su grado de similitud o la distancia relativa entre ellas (Naranjo *et al.*, 1997). La confiabilidad del ordenamiento espacial a partir del análisis MDS se comprueba mediante el índice de estrés de Kruskal (Clarke, 1993). Una ordenación ideal de la posición relativa de las estaciones tendría que ser realizada mediante una configuración multidimensional con un número de dimensiones equivalente al número de variables que intervienen en la configuración de las comunidades, por lo que una representación de tipo bidimensional tendrá, de manera natural, un cierto nivel de distorsión de la "realidad" o estrés (Field *et al.*, 1982). Clarke y Ainsworth (1993) indicaron que un estrés con valores entre 0.1 y 0.05 o menor indica que la ordenación representa de una manera confiable la relación entre las comunidades analizadas.

5.4. Relación entre las variables ambientales y la estructura de las comunidades

La relación entre la abundancia de las especies y las variables ambientales registradas se estableció mediante el análisis BIO-ENV, con la superposición del valor relativo de las variables en cada una de las estaciones (MDS) y mediante el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA).

El análisis BIO-ENV parte de la premisa de que dos comunidades con una serie de variables fisico-químicas similares deberán tener una estructura similar (Clarke y Ainsworth, 1993). Este procedimiento consiste en la comparación por separado de la matriz de similitud de Bray-Curtis de las estaciones con respecto a su biota, una correlación sucesiva entre la matriz anterior y una serie de matrices con todas las combinaciones de variables ambientales conformadas mediante análisis de componentes principales, con el criterio de agrupación de distancias euclídeas y la obtención final de una matriz de correlaciones que define cual es la asociación de las variables ambientales estudiadas que mejor explica la estructura biológica obtenida en el campo (Naranjo *et al.* 1997).

El emparejamiento de los dos tipos de matrices es realizado mediante el coeficiente de correlación por rangos de Spearman y el diagrama resultante es un ajuste del diagrama obtenido con el procedimiento MDS para variables bióticas, unidas mediante el índice de Bray-Curtis, en conjunción con el subgrupo de variables ambientales seleccionadas como óptimas, que es mejor cuando el valor de correlación de Spearman es cada vez mayor a 0.5 (ver: Clarke y Ainsworth, 1993 y Naranjo *et al.*, 1996). El resultado final es la obtención de un gráfico similar al obtenido con el

análisis MDS en conjunción con un ordenamiento de las variables más importantes y cuya importancia relativa es proporcional al tamaño del símbolo que representa la estación de muestreo (Warwick y Clarke, 1993).

Como última fase del análisis de los resultados se utilizó el Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA). Este es un análisis de gradiente directo basado en análisis de regresión múltiple y cuya característica principal consiste en que la composición de especies de una unidad de muestreo puede ser relacionada directamente con los gradientes asociados a las variables ambientales medidas (Palmer, 1993). Una de las ventajas del CCA (al igual que otros análisis del grupo de los análisis de correspondencias) es que permite la representación simultánea de las estaciones, de las variables bióticas (especies o familias) y de las variables ambientales en un diagrama único. Las variables ambientales están representadas como vectores, cuya longitud corresponde a su importancia relativa. La ubicación en el diagrama de las estaciones y de las especies con respecto al conjunto de vectores muestra la relación entre ellas y su preferencia o el grado de influencia de cada uno de los factores ambientales del mismo modo, la cercanía entre los vectores describe la relación entre las variables (véase Palmer, 1993).

Con el propósito de realizar comparaciones entre las técnicas descritas anteriormente, en la realización del análisis CCA se utilizaron las variables ambientales con valores significativos, utilizando el coeficiente de correlación de Spearman. Del mismo modo, en el análisis global de cada uno de los dos años del estudio, el análisis CCA se efectuó utilizando las mismas variables ambientales.

Una vez conocidas las características de las variables ambientales, la estructura de las comunidades y su relación temporal y espacial se compararon tanto las variables como los indicadores de las comunidades entre las estaciones Caimán, Barrón y Confites con el propósito de demostrar el efecto de las actividades de la granja sobre las comunidades de invertebrados ya en una estación que recibe descargas recurrentes y abundantes desde la granja (Barrón), en una estación cercana a la granja pero con influencia menor de sus descargas (Confites) y en una estación de "referencia" en la que la influencia de la granja no existe en apariencia o es de mucho menor grado (Caimán).

Dada la dificultad que representa para muchos investigadores el identificar algunos grupos de invertebrados a nivel especie se realizaron los mismos análisis de clasificación y ordenación de las comunidades asociadas a las raíces de mangle utilizando como nivel máximo de resolución taxonómica a la familia o el orden para evaluar su utilidad como herramientas para este tipo estudios.

La obtención de los índices de riqueza, diversidad y equitatividad y los análisis multivariantes de Bray-Curtis, MDS y BIO-ENV se realizaron mediante el programa de cómputo PRIMER, versión 4.0 (Plymouth Marine Laboratory, U.K) y el Análisis de Correspondencias Canónicas se realizó con el programa PC-ORD (Multivariate Analysis of Ecological Data) Versión 2.05, (MjM Software, E.U.A.).

RESULTADOS

Con el propósito de dar mayor claridad a la información obtenida, los resultados se muestran en una secuencia en la que primero se presenta una calendarización de las actividades realizadas en la granja camaronícola, los valores registrados en las variables ambientales; los análisis de las comunidades asociadas a las raíces de mangle y su análisis numérico.

La calendarización de las actividades de la granja camaronícola se presenta al inicio con el propósito de asociar los eventos de llenado, fertilización, alimentación y cosechas con los muestreos que se realizaron durante el mismo período. Del mismo modo, y para conocer cuales fueron las condiciones de precipitación durante el estudio, se presentan los registros de la precipitación ocurrida en la zona durante los dos años de estudios y se comparan con los promedios históricos de precipitación en la región. Posteriormente se presentan las velocidades de recambio de agua registradas en los esteros tributarios del sistema lagunar.

En una segunda sección se presentan los resultados obtenidos para cada una de las variables ambientales registradas quincenalmente. En tercer lugar se muestra la composición de organismos asociados a las raíces de mangle de las colectas trimestrales y un análisis de cada uno de los grupos, haciendo énfasis en las especies dominantes de moluscos.

En una cuarta sección se analizan las comunidades desde el punto de vista de su riqueza (número de especies presentes) y su densidad, la riqueza mediante el índice de Margalef, la diversidad y la equitatividad. Más adelante se muestran los análisis multivariantes de las comunidades; clasificación o análisis cluster basado en el índice de similitud de Bray-Curtis y ordenación MDS, Correlación de Spearman (BIO-ENV) y análisis de correspondencias canónicas.

Posteriormente se presenta la comparación de las variables y los indicadores de las comunidades de las estaciones Caimán, Barrón y Confites, en ésta se analiza cual es el efecto de las descargas de la granja tanto en el tiempo como en el espacio.

Por último, se presentan los resultados obtenidos con los mismos análisis de clasificación y ordenación, pero usando el nivel familia como nivel mínimo de resolución taxonómica.

1. Calendarización de las actividades de la granja camaronícola

Durante el estudio, la granja camaronícola completó cuatro ciclos de cultivo, dos de "verano" que iniciaron entre finales de enero y principios de febrero de 1993 y concluyeron entre junio y julio de 1993 y entre junio y agosto de 1994 y dos ciclos de "invierno", uno que inició en

julio de 1993 y concluyó en enero y febrero de 1994 y uno irregular, que inició entre julio y octubre de 1994 y concluyó entre febrero y marzo de 1995.

Como resultado del seguimiento de las actividades de la granja camaronícola, se presenta un esquema general de las actividades de preparación (secado y encalado), llenado y fertilización (kg de fertilizante), fecha y densidades de siembra (postlarvas/m²), tiempo de engorda, fechas de cosecha y producción (kg/ha) de la mayor parte de los estanques en uso durante el período comprendido entre la segunda quincena de abril de 1993 y la segunda quincena de mayo de 1995 (Tabla 7).

La fertilización de los estanques se realizó regularmente durante la quincena anterior a la siembra, en tres o cuatro eventos, espaciados por dos o tres días. Los fertilizantes utilizados fueron básicamente urea CO(NH₂)₂ y superfosfato triple (P₂O₅), en proporciones aproximadas de 3:1, sin embargo, en las bitácoras de la granja, no se especifican las cantidades que se utilizaron en la mayor parte de los estanques durante el período de estudio. A partir del primer mes del ciclo de engorda se realizaron recambios del agua de los estanques. Los recambios diarios oscilaron entre el 3 y el 5 % del volumen total de cada estanque, a criterio del técnico encargado del funcionamiento de la granja. La cantidad de alimento utilizado en cada estanque es estimada de acuerdo con estimaciones de la biomasa de camarones en cada estanque a partir de muestreos periódicos. Por regla general, en las granjas de cultivo semi-intensivo de la región sur de Sinaloa, los acuicultores suministran una cantidad diaria equivalente a un 3 a 5% del peso estimado de los camarones (Fig. 5).

Al inicio del estudio la granja se encontraba en un ciclo de cultivo de verano y todos sus estanques de la granja estaban en operación sincronizada. Este ciclo de engorda concluyó entre la primera y la segunda quincena de junio de 1993. En el siguiente ciclo de cultivo (de invierno) la mayoría de los estanques fueron llenados y sembrados entre la segunda quincena de julio y la primera quincena de agosto de 1993, con excepción de los estanques 3-A y 4-A, que no fueron sembrados hasta la segunda quincena de octubre.

Durante el período primavera-verano de 1994 se observó un decremento paulatino del abasto de postlarvas en la zona sur de Sinaloa, particularmente de aquellas que se obtenían del medio natural. La producción de postlarvas de los laboratorios fue insuficiente para cubrir la demanda regional. Esto impidió que los técnicos de la granja pudieran cumplir con sus programas de siembra y solo se pudo sembrar en los estanques 1, 2 y 11. El ciclo de cultivo otoño-invierno a su vez sufrió un retraso aproximado de dos meses; inició en septiembre de 1994 y concluyó a mediados de febrero de 1995. Los estanques que pudieron ser utilizados tuvieron una densidad de siembra menor de la acostumbrada (5-6 org/m²), con una utilización menor de alimento.

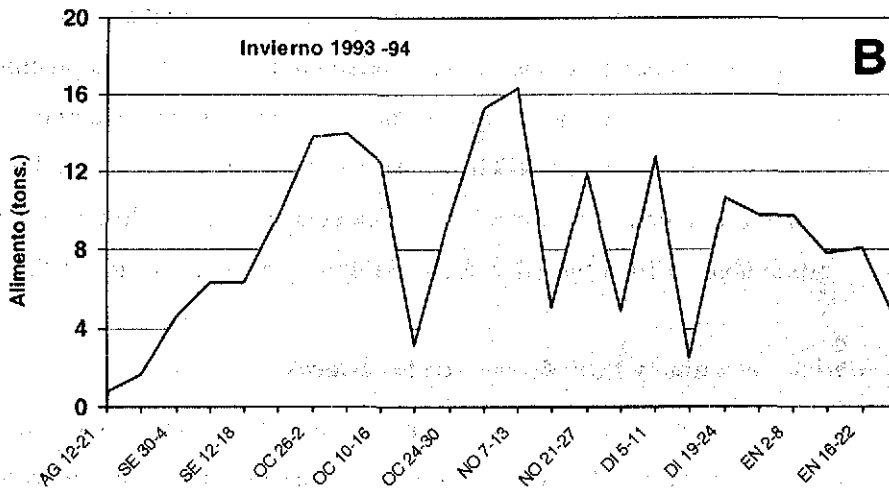
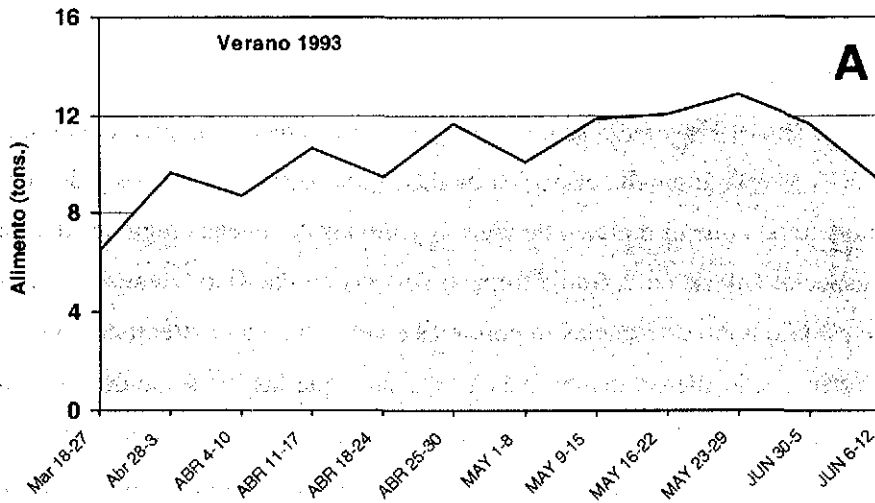


Figura 5. Alimento suministrado en la granja camaronícola durante los ciclos de cultivo de verano de 1993 (A) y de invierno 1993-94 (B).

El consumo de alimento durante el ciclo de cultivo de verano de 1993 se incrementó conforme fue avanzando el tiempo de engorda de los organismos. Como consecuencia de problemas en el abasto de postlarvas en el ciclo 1993-94, el consumo de alimento tuvo variaciones mucho más amplias. En los ciclos de cultivo subsecuentes la situación tendió a normalizarse (Fig. 5).

2. Variables ambientales

2.1. Precipitaciones

Durante los años 1994 y 1995 se presentó el fenómeno meteorológico denominado El Niño. En términos generales esta anomalía climática modifica los patrones térmicos y de corrientes en el océano Pacífico de modo que el régimen de vientos y lluvias de muchas regiones del mundo se ven alterados, con especial énfasis en la franja tropical del océano Pacífico (Hendrickx, 1995). Durante los dos años de estudio hubo diferencias importantes en el volumen de precipitaciones en la región. Las lluvias del primer año fueron mucho más abundantes que las del segundo. De acuerdo con la estación meteorológica ubicada en el aeropuerto Rafael Buelna, de Mazatlán, en ambos años las precipitaciones comenzaron en junio y terminaron en noviembre, aunque en 1993 fueron abundantes entre julio y septiembre, muy bajas en octubre y altas nuevamente en noviembre. El mes con lluvias más abundantes fue agosto (185.2 mm) y la precipitación anual acumulada fue de 690.3 mm. En 1994 la mayor precipitación se observó en septiembre (162.7 mm). La precipitación anual acumulada fue de 379.4 mm, 45% menos que la del año anterior. De acuerdo con los datos históricos de precipitación en la región (INEGI, 1994), la precipitación de noviembre de 1993 fue mayor en casi 150 mm a la precipitación media anual calculada para los últimos 50 años mientras que entre julio y septiembre de 1994 fue inferior en 331 mm a esta media histórica (Tabla 6, Fig. 4).

2.2. Velocidad de recambio y flujo de agua en los esteros

La amplitud de las mareas fue muy similar en las cinco estaciones en que se registró; fluctuó entre 117 cm (Caimán) y 145 cm (Confites). El mayor coeficiente de variación de las mareas se presentó en Barrón y el menor en Sirena. Por la escasa distancia entre los puntos de muestreo, se consideró que las diferencias observadas entre ellos se debieron al retraso entre un muestreo y otro.

Mediante el trazo del perfil batimétrico de la entrada de los esteros Caimán, Barrón y El Confite (Fig. 3), se puede establecer que Barrón tiene un canal más angosto y un área transversal (sección transversal) menor a la de los otros dos. Debido a los cambios en el nivel de mareas y las diferencias en el margen de los canales de Caimán y El Confite, el área transversal (a la altura de la zona donde se midió) de Caimán es superior a la de El Confite entre 0.01 y 95 m² cuando la altura de la marea alcanza más de 88 cm, pero cuando este valor es menor, el área transversal de El Confite es superior a la de Caimán (Tabla 11).

Tabla 11. Perfil batimétrico de la entrada de los esteros Barrón, El Confite y Caimán, así como su área estimada para una altura de marca de mareas de 90 cm. La estimación del área se hizo con base en la toma de cinco profundidades dentro del perfil a aproximadamente 5 m de los borde (prof. 1 y 5), en la parte central del canal (prof.3) y en los puntos medios entre las profundidades 1 y 5 y la parte central (prof. 2 y 4).

Estero	Ancho (m)	Prof. 1 (m)	prof. 2 (m)	prof. 3 (m)	prof. 4 (m)	Prof. 5 (m)	Área estimada (m ²)
El CONFITE	38	1.4	4	3.85	2.9	0.95	112.6
BARRÓN	20.8	2.1	3.5	3.15	3.3	1.6	58.8
CAIMÁN	38	1.1	2.3	4.6	4.2	1.2	115.2

La profundidad de los esteros tributarios varía con los cambios entre las mareas vivas o de sicigia y las mareas muertas o de cuadratura. De acuerdo con esto, se calculó el área en perfil de los tres esteros (Tabla 8) Mediante el cálculo del área bajo la curva y los valores de cambio de mareas se estimaron los cambios de profundidad a intervalos de una hora, durante los dos ciclos estudiados. Estas variaciones, multiplicadas por la velocidad media de las corrientes permitieron estimar el gasto de agua por segundo durante los dos ciclos de marea (Fig. 6).

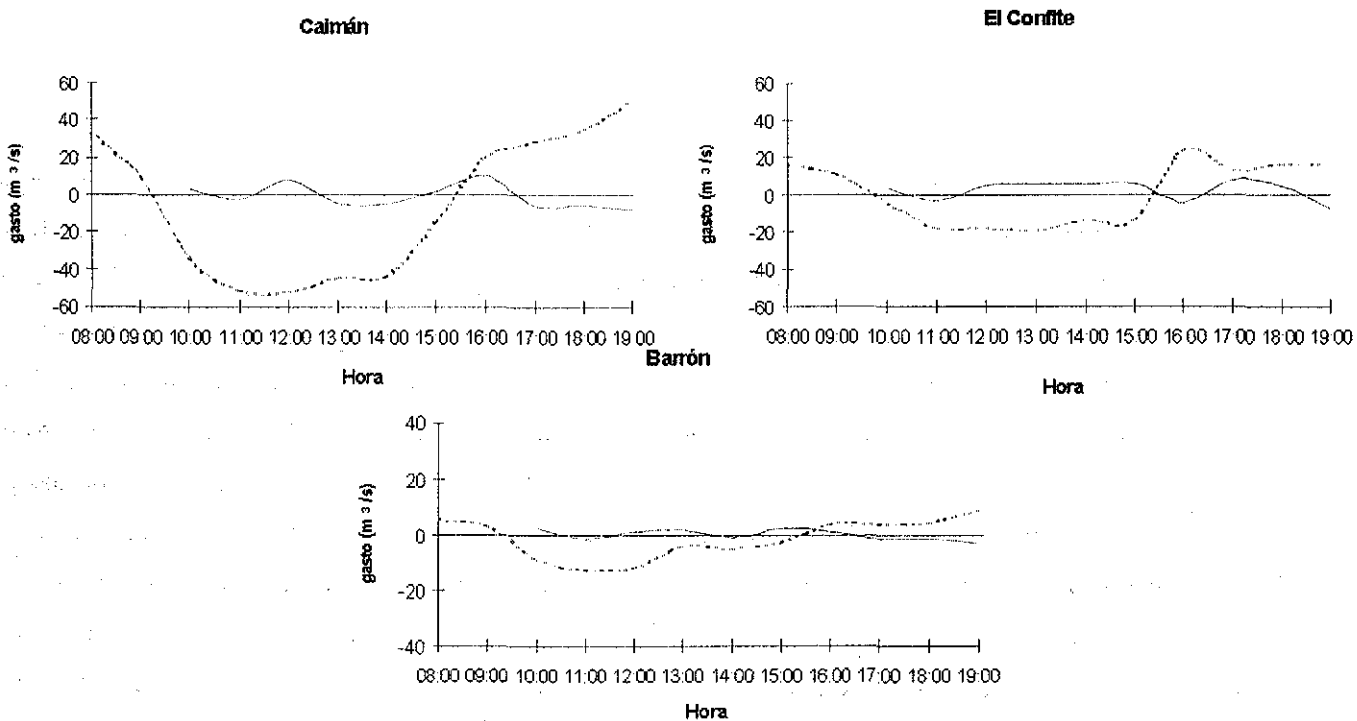


Figura 6 Gasto de agua (m³/s) estimado durante los períodos de flujo (valores positivos) y refluo (valores negativos) en los esteros Caimán (A), el Confite (B) y Barrón (C) durante dos ciclos de mareas realizados en cuarto menguante, el 5 de septiembre de 1996 (línea continua) y luna nueva, el 11 de septiembre de 1996 (línea discontinua).

De acuerdo con el intervalo de velocidades de corriente registradas en el estero Barrón en un ciclo de ocho horas, el gasto de agua calculado osciló entre -2.9 y $2.3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durante flujo y reflujos en marea de cuadratura, con un balance ligeramente negativo (-0.53 m^3). Durante el muestreo en marea de sicigia los registros de velocidades tuvieron un intervalo más amplio y el transporte de agua se estimó de -12.5 a $8.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, con un balance negativo de -14.5 m^3 durante un ciclo de 12 horas (Tabla 8). La velocidad de las corrientes y el gasto en el estero El Confite fueron superiores a la encontrada en Barrón. Tuvo un intervalo de -7.9 a $7.8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en marea de cuadratura y un balance positivo de 21.7 m^3 durante el ciclo. En sicigia se presentó un intervalo de -19.5 a $24.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ con ganancia final de 12.5 m^3 al final del ciclo (Tabla 8). La estación Caimán tuvo un intervalo de -8.3 a $10.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durante la marea de cuadratura con un balance final de -11.1 m^3 , mientras que en marea de sicigia se observó un intervalo de -51.9 a $50.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y un balance de -66.1 m^3 al cabo de 12 horas de registro. Por lo tanto, la velocidad de recambio de agua en la marea viva en Caimán es superior que en el estero El Confite y a su vez éste tiene mayor velocidad de recambio que el estero Barrón. Se observó también que el cambio de flujo a reflujos fue más rápido que el cambio de reflujos a flujo (Tabla 8, Fig. 6). Esta característica es típica de un sistema estuarino ramificado, en el que el llenado del sistema ocurre más rápidamente que su vaciado (N. Carbajal, com. pers.).

2.3. Salinidad

La salinidad en el área estudiada osciló entre 9 y 49 con lo que se puede definir como un ambiente de tipo mixohalino, con valores superiores a 35 (hiperhalino) durante la mayor parte del año e inferiores (de mesohalino a polihalino) durante la época de lluvias, es decir entre dos y cuatro meses al año (Fig. 7). Al inicio de los muestreos (mayo - junio de 1993) la salinidad en todas las estaciones de muestreo era superior a 40. Con las primeras lluvias de la segunda quincena de junio se presentó un descenso en estos valores, hasta alrededor de 20 en julio. A fines de agosto del mismo año la salinidad volvió a descender (de 15 a 20) debido a las fuertes lluvias provocadas por el paso del huracán "Hillary". Durante el mes siguiente, con el paso del huracán "Libia", se desbordó el río Presidio, inundando el sistema a través del estero El Confite, de modo que en esta porción se pudo registrar una salinidad cercana a 2 al día siguiente del evento (Guerra Flores, 1993, com. pers.). Cuatro días después, las diferencias entre estaciones fueron de 9 (en Huizaches) a 18 (en Caimán). Al mes siguiente, la salinidad se había incrementado hasta alrededor de 30 en las seis estaciones y siguió aumentando hasta alcanzar valores superiores a 40 en los meses previos a la época de lluvias de 1994. Como reflejo de la diferencia en el régimen de precipitación, durante el

segundo año se presentaron variaciones menores de salinidad. Con excepción de un solo registro de 27, los registros más bajos de 1994 no fueron inferiores a 30. Los valores más altos de salinidad para ese año estuvieron entre 44 y 49 (Fig. 7).

El análisis de varianza de Friedman indica que las variaciones en la salinidad de las seis estaciones de muestreo fueron estadísticamente distintas en los dos años y el análisis de varianza por rangos de Newman-Keuls mostró que solamente Barrón no presentó diferencias con Huizaches y con Tapo, al igual que Tapo con Huizaches.

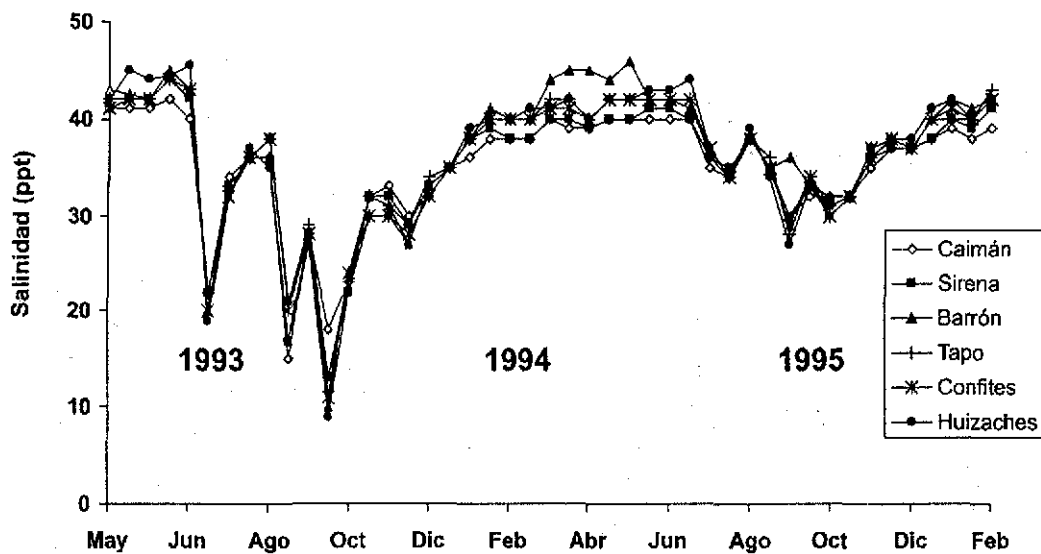


Figura 7. Salinidad registrada en las seis estaciones de muestreo durante el período de estudio.

Por las diferencias en la intensidad de las lluvias, durante el primer año de muestreo se presentó una salinidad media menor y con mayores fluctuaciones ($\bar{X} = 34.6 \pm 8.2$) que durante el segundo año ($\bar{X} = 38.5 \pm 4.4$) y fue la estación Huizaches en la que se registraron los valores más bajos debido a que la mayor entrada de agua dulce ocurrió a causa de un desbordamiento del río Presidio hacia ese lado del sistema. Durante el segundo año la estación Barrón tuvo valores más altos de salinidad en más ocasiones que en el resto de las estaciones, mientras que Caimán tuvo 23 de 26 registros con el valor menor del grupo de estaciones. Durante las épocas de lluvias el gradiente de salinidad en el sistema fue de tipo estuarino, en el que las mayores salinidades se ubicaron hacia la boca del sistema, mientras que durante la época seca, la porción interna del sistema tuvo mayores salinidades, con valores cercanos a 40 y un gradiente inverso, con valores más bajos hacia la boca, lo que indicó una tendencia de la estación Caimán hacia una mayor estabilidad halina.

2.4. Temperatura

Las variaciones de temperatura del agua durante los dos años del estudio fueron muy semejantes para las seis estaciones, la mayor diferencia entre las medias de un año y otro se registró en confites con 0.5°C . Las temperaturas oscilaron entre 19 y 33°C . Las mayores diferencias entre las temperaturas de verano e invierno se observaron en Barrón (13°C) y las menores en Tapo y Huizaches (11°C). Las estaciones Tapo, Confites y Huizaches tuvieron un valor medio de temperatura más elevado que el de las otras tres estaciones. Para un mismo día de muestreo, la mayor diferencia encontrada fue de 5°C , entre Barrón (23.5°C) y Tapo (28.5°C), en marzo de 1994 (Fig. 8).

De acuerdo con el análisis de Friedman, las variaciones de temperatura durante los dos años del estudio presentaron diferencias significativas entre las estaciones, y la prueba de Newman-Keuls mostró que las diferencias fueron significativas entre cada par de estaciones.

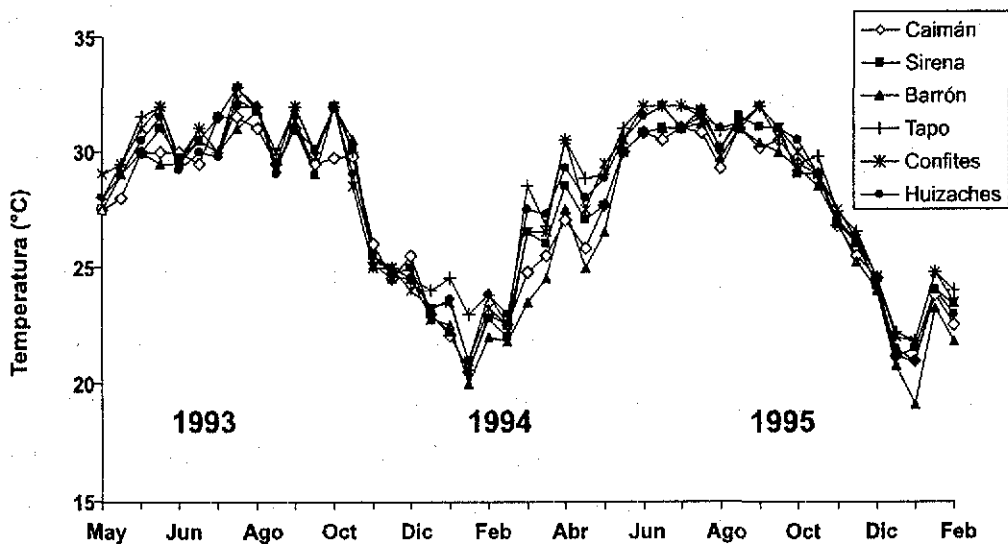


Figura 8. Temperatura registrada en las seis estaciones de muestreo durante el período de estudio

2.5. Oxígeno disuelto

Durante los dos años de estudio los registros de concentración de oxígeno disuelto fueron irregulares. Se observó una tendencia generalizada hacia valores más altos durante los meses fríos y sin lluvias y más bajos durante el verano. Los registros variaron entre estaciones y oscilaron entre 0.4 y 8.1 mg/L. Las estaciones con más registros inferiores a 2 mg/L [considerado como el límite superior de hipoxia por Baden *et al.* (1990); Dauer *et al.* (1992) y Powers (1995)] fueron Huizaches

(11 ó 24%) y Barrón (7 ó 14%). En Confites éstos se presentaron en seis (13%) de los muestreos. Caimán y Tapo tuvieron dos. En Sirena no se observaron condiciones de hipoxia (Fig. 9).

En la estación Caimán la concentración de oxígeno disuelto varió entre 1.2 y 5.4 mg/L (3.8 ± 0.9). La concentración de oxígeno, con respecto al nivel hipotético de saturación (la concentración máxima que se tendría en el cuerpo de agua conforme a las condiciones de salinidad y temperatura existentes, véase Parsons *et al.*, 1984) varió entre 20.2 y 97.2% y la utilización aparente de oxígeno (AOU) media fue de 2.23 ± 0.9 mg/L. En esa estación se tuvieron dos registros por debajo de los 2 mg/L.

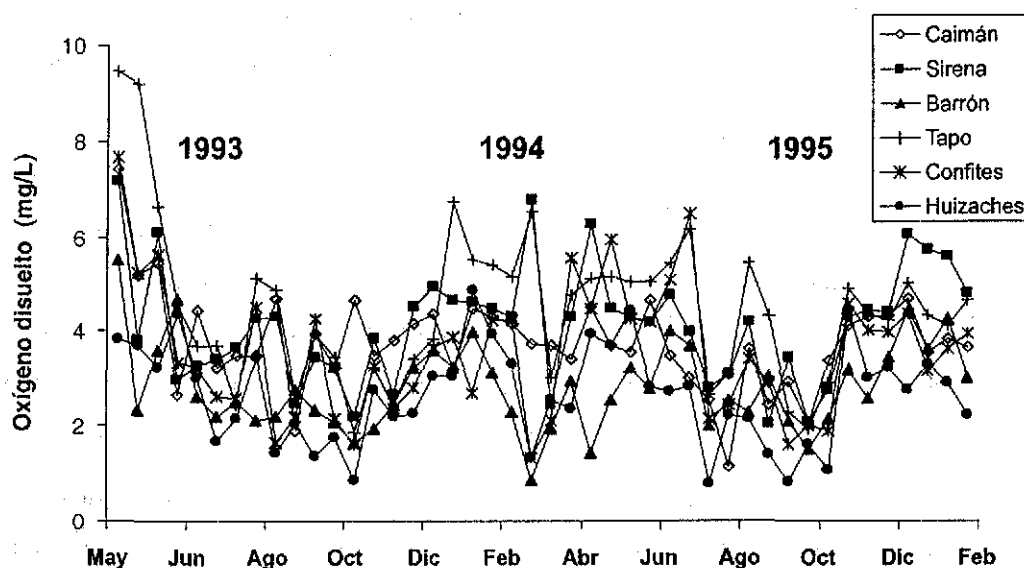


Figura 9. Concentración de oxígeno disuelto registrado en las seis estaciones de muestreo durante el período de estudio.

En Sirena se registraron concentraciones entre 2.0 y 6.8 mg/L, con una media de 4.2 ± 1.1 mg/L y tres registros de sobresaturación. La AOU media fue de 1.8 ± 1.1 mg/L. Al igual que en Caimán, los valores más bajos de concentración se presentaron durante las épocas de lluvias. En esta estación no se tuvieron registros de hipoxia durante los muestreos.

En Barrón las concentraciones de oxígeno disuelto oscilaron entre 0.9 y 4.7 mg/L, con una media de 2.8 ± 0.8 mg/L, es decir, ligeramente arriba del nivel de hipoxia. En esta estación no se presentó ningún registro de saturación de oxígeno al 100%. El valor más alto fue 87.9% de saturación y el resto de los valores se mantuvieron por debajo de 75%. La AOU media fue de 3.2 ± 0.9 mg/L y, a diferencia del resto de las estaciones, en Barrón no se observó un patrón claro de valores bajos en verano y altos en invierno y los registros de hipoxia siete, uno de ellos menor a 1 mg/L.

En Tapo los registros fueron, en promedio, los más altos, oscilaron entre 1.9 y 9.0 mg/L con una media de 4.5 ± 1.5 mg/L. En los meses secos los registros fluctuaron alrededor de 5.3 mg/L y durante el verano alrededor de 3.3 mg/L. La saturación media fue de 75.7% y en seis registros este valor fue superior al 100%. La AOU media fue la más baja de las seis estaciones, de 1.5 ± 1.5 mg/L y se tuvieron dos registros ligeramente por debajo del valor límite de hipoxia.

En Confites se presentaron variaciones amplias en las concentraciones de oxígeno disuelto aunque menores que las observadas en Tapo. Se observó una ligera tendencia hacia valores más bajos durante verano y más altos en invierno, aunque no tan marcados como en otras estaciones. La concentración de oxígeno disuelto osciló entre 1.3 y 6.5 mg/L con una media de 3.7 ± 1.3 mg/L y la AOU fue de 2.4 ± 1.4 mg/L. En esta estación se presentaron tres eventos de sobresaturación de oxígeno con un valor máximo de 114% y seis registros de hipoxia.

Por último, Huizaches fue la estación con valores más bajos de oxígeno y de saturación, aunque muy similares a los registrados en Barrón. Sus concentraciones se midieron entre 0.8 y 4.9 mg/L con una media de 2.8 ± 1.1 mg/L. La saturación de oxígeno en ningún momento se registró al 100% y el mayor valor fue de 82.0%. La AOU media fue mayor que la de Barrón, aunque con fluctuaciones más amplias (3.25 ± 1.1 mg/L) y tuvo 11 registros de hipoxia, tres de ellos menores a 1 mg/L. En esta estación si se pudieron detectar las diferencias entre invierno y verano (Fig. 10).

De acuerdo con el análisis de varianza de Friedman las concentraciones de oxígeno disuelto fueron estadísticamente distintas en al menos una de las estaciones ($P < 0.05$). Mediante el análisis de varianza por rangos de Newman-Keuls se mostró que las medias de oxígeno disuelto de las seis estaciones fueron estadísticamente distintas ($P < 0.05$) con excepción de Caimán y Confites, que no presentaron diferencias.

2.6. Demanda bioquímica de oxígeno

Durante las incubaciones realizadas a intervalos de 120 horas (DBO_5), pudieron observarse varios registros en los que el consumo de oxígeno fue total o cercano al 100%, por lo que no se pudo determinar el momento exacto de su consumo total. Por tal esta se decidió que las

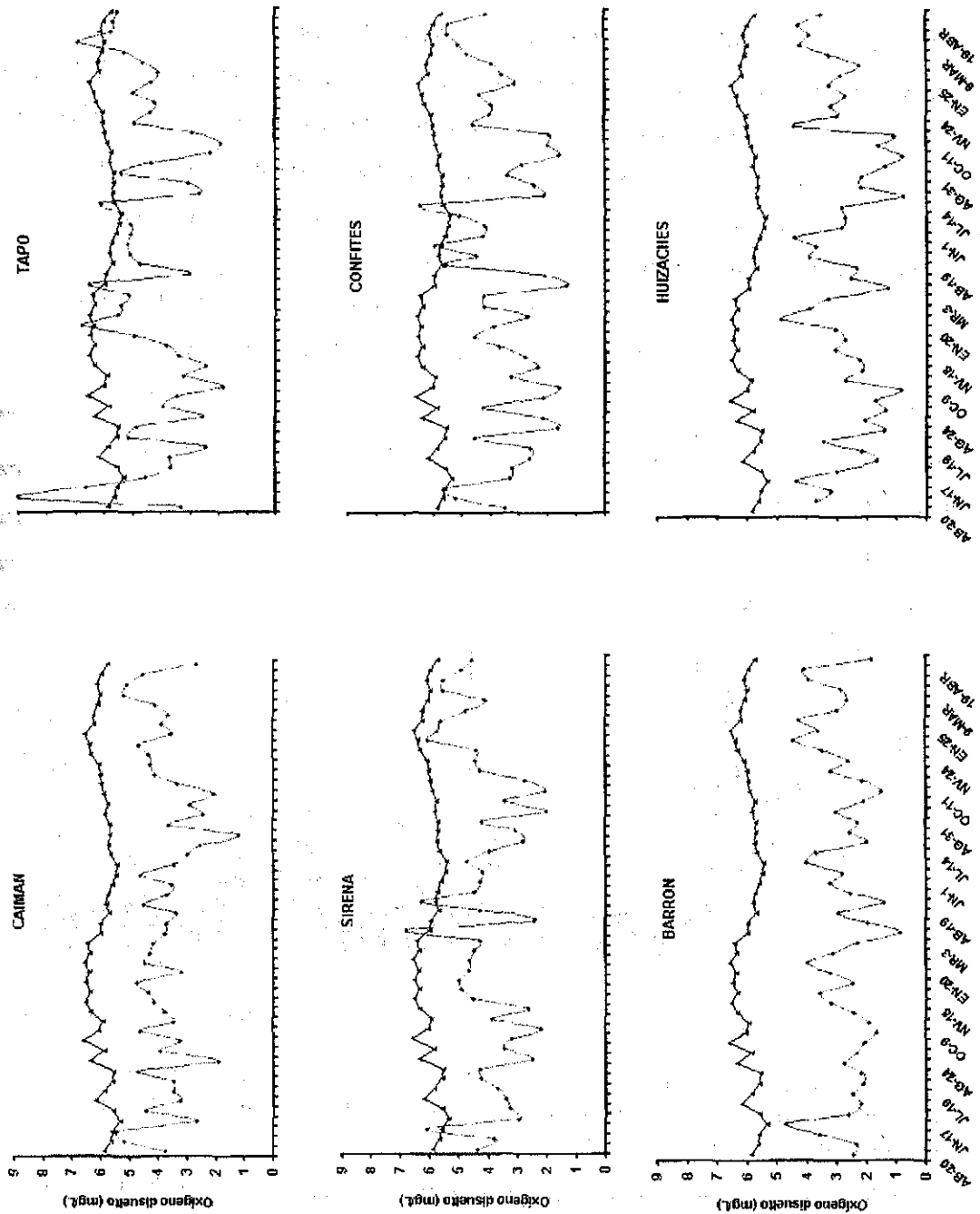


Figura 10. Concentración de oxígeno disuelto registrado durante los dos años del estudio en las seis estaciones de muestreo. La línea superior indica el valor de saturación al 100% de oxígeno disuelto, de acuerdo con la tabla de solubilidad del oxígeno presentada por Parsons *et al.* (1984), para el cálculo del valor de saturación se usaron los valores medios de salinidad y temperatura obtenidos en las seis estaciones de muestreo durante los muestreos quincenales.

comparaciones y demás análisis se realizarían con los registros obtenidos a partir de las incubaciones de 48 horas (DBO_2).

Los niveles elevados de DBO en la mayoría de las estaciones no siempre estuvieron relacionados con algún evento de cosecha de la granja. El registro más elevado de DBO_2 ocurrió el 13 de julio de 1993, con una salinidad media de 21 debida al inicio de las lluvias y un mes después de la cosecha de la mayoría de los estanques, en el momento en que éstos se encontraban en preparación y fertilización y sin recambios de agua con el exterior. Por otra parte, el 27 de junio de 1994 se cosechó el estanque 1 y en el muestreo realizado al día siguiente se registró un incremento de la DBO en todas las estaciones, sin embargo, en el muestreo previo (16 de junio de 1994) el registro fue más elevado en Confites sin que se haya registrado una actividad importante en la granja, del mismo modo, los días 17 y 22 de febrero de 1995 se cosecharon los estanques 8 y 5 respectivamente y esto se reflejó en el muestreo del 24 del mismo mes, especialmente en las estaciones Tapo y Barrón (Fig.11).

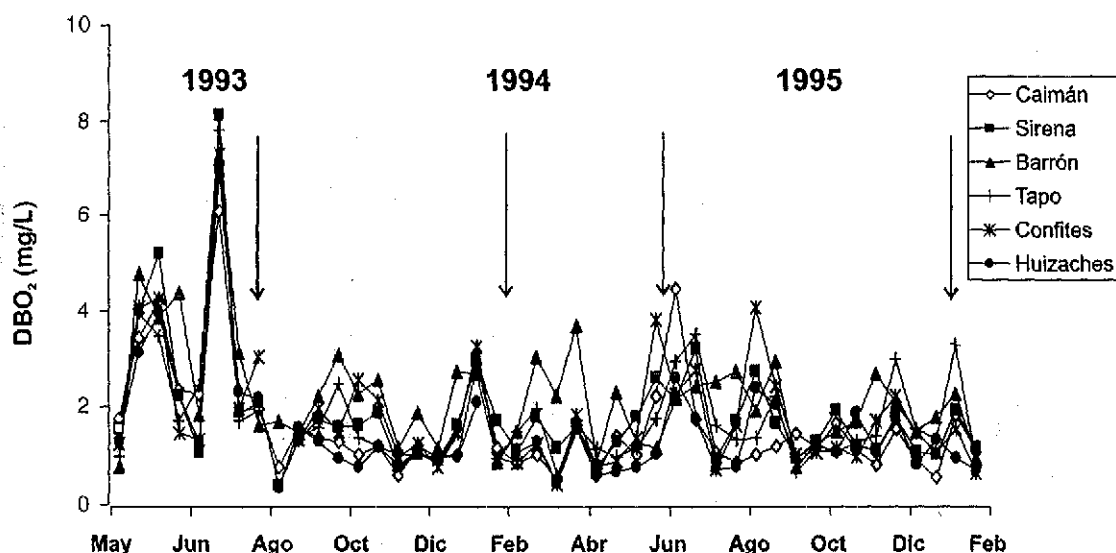


Figura 11. Demanda bioquímica de oxígeno en 48 horas (DBO_2) en las seis estaciones de muestreos durante el estudio. Las flechas indican los períodos (de una o dos semanas) correspondientes a las cosechas en la mayoría de los estanques.

Al nivel de estaciones, se observa que Barrón fue la localidad con valor medio más elevado de DBO durante los dos años de muestreos ($\bar{X} = 2.2 \pm 1.6$ mg/L); en esta estación los registros fueron relativamente altos, incluso en épocas en que el resto de las estaciones presentaron valores bajos. Tapo, Confites y Sirena le siguieron en promedio, aunque las dos primeras estaciones tuvieron mayor variación en sus valores ($\bar{X} = 1.8 \pm 1.2$ mg/L). Caimán y Huizaches fueron las estaciones con menor DBO ($\bar{X} = 1.5 \pm 1.1$ mg/L en ambas estaciones) (Fig. 11).

El análisis de varianza Friedman indica que si hubo diferencias significativas en la DBO entre las estaciones ($p < 0.05$) y el análisis de varianza por rangos de Newman-Keuls ($p < 0.05$) muestra que no todas las estaciones presentaron diferencias estadísticamente significativas al ser comparadas por pares, las estaciones Sirena, Tapo y Confites no presentaron diferencias estadísticas entre sí, al igual que en el análisis de Caimán contra Huizaches.

2.7. Clorofilas

Los registros de clorofilas *a* y *b* fueron cambiantes en las seis estaciones durante todo el estudio, sin embargo, se puede afirmar que las concentraciones más elevadas de estos fotopigmentos se registraron en Barrón y las menores en Caimán. Aunque una generalización puede ser poco precisa, se puede afirmar que las concentraciones de clorofilas en el estudio fueron como sigue: Barrón > Tapo > Confites > Sirena > Huizaches > Caimán, sin embargo, cabe resaltar que en el primer año de muestreo la concentración media de clorofila *a* fue menor en Huizaches que en Caimán.

En todos los muestreos la concentración de clorofila *a* fue superior a la de clorofila *b*; sin embargo, los valores de este último fotopigmento fueron relativamente altos (fig. 12).

Al final de los ciclos de cultivo de verano, durante los meses de junio y julio y en particular durante el segundo año, se presentaron incrementos importantes en la concentración de clorofila *a* en la mayoría de las estaciones (Fig. 12). Los valores registrados en las seis estaciones se incrementaron notablemente en los muestreos del 14 de julio de 1994; de hecho, en esta fecha se obtuvo el valor más alto de concentración de clorofila para cinco de las seis estaciones. Este evento parece significativo puesto que al momento de ese muestreo la granja se encontraba operando a una capacidad baja. El último estanque cosechado (número 1) lo fue 17 días antes del muestreo y tres estanques más llevaban poco más de mes y medio de inactividad; el único estanque en operación era el número 5 y en éste se sembraron postlarvas a una densidad muy baja (5.33 postlarvas/m²) (Tabla 7). Es importante remarcar que en esa fecha la temporada de lluvias había comenzado, pero aún no se registraban precipitaciones importantes; la precipitación acumulada era de 32.1 mm y la salinidad en esa parte del sistema lagunar era mayor a 35.

Las concentraciones de clorofila *a* en la estación Caimán oscilaron entre 1.2 y 15.3 mg/m³ ($\bar{X} = 4.5 \pm 4.1$ mg/m³), con un solo registro fuera de ese límite de 22.5 mg/m³ detectado el 14 de julio de 1994. Solamente en 7 de las observaciones se superó el límite de 7.3 mg/m³ y en 15 ocasiones los valores fueron inferiores a 2.7 mg/m³.

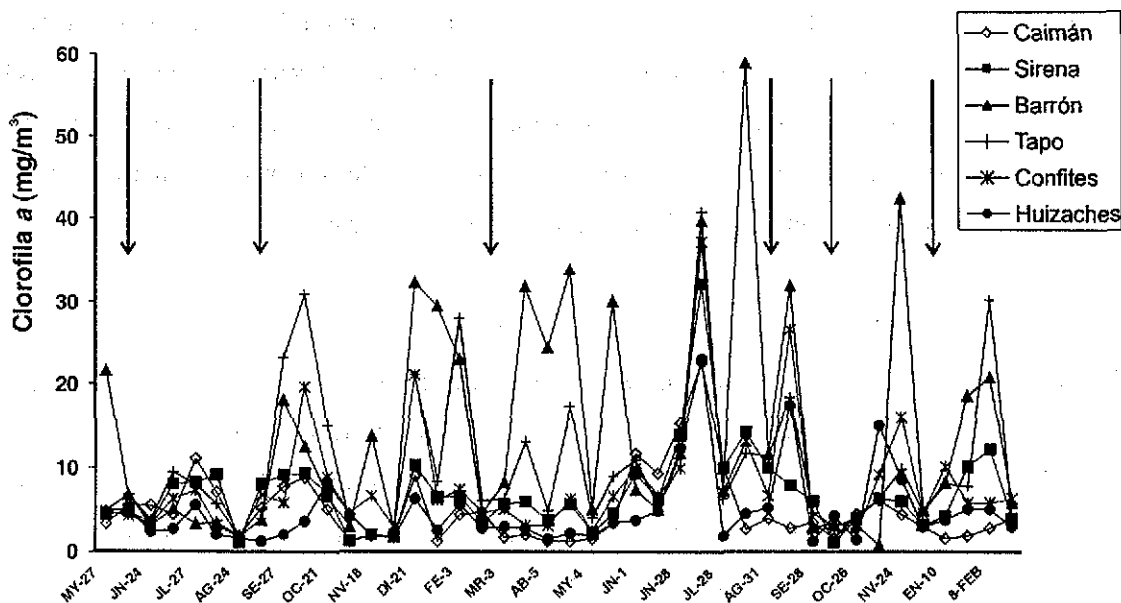


Figura 12. Concentración de clorofila *a* en las seis estaciones de muestreo durante el estudio. Las flechas indican los períodos en los que se realizó la fertilización de la mayor parte de los estanques al inicio de los ciclos de cultivo de verano e invierno.

Al igual que en Caimán, las concentraciones de clorofila *a* en Sirena fueron relativamente bajas, entre 1.2 y 14.2 mg/m³ ($\bar{X} = 6.8 \pm 5.0$ mg/m³) y el registro del 14 de julio de 1994 también fue el único fuera del intervalo, con 32.06 mg/m³. En 17 ocasiones las concentraciones en esta estación se ubicaron entre 7 y 14.2 mg/m³, mientras que en 7 ocasiones se observaron valores inferiores a 2.7 mg/m³.

En la estación Barrón las concentraciones de clorofila fueron las más elevadas, en 14 registros los valores superaron los 20 mg/m³ de clorofila *a*, uno de ellos fue de 58.9 mg/m³. En 16 de las muestras se encontraron valores de concentración entre 3 y 20 mg/m³ ($\bar{X} = 14.8 \pm 13.5$ mg/m³) y solo en cuatro ocasiones la concentración fue menor a 2.7 mg/m³.

Las concentraciones de clorofila *a* en Tapo fueron de 1.8 a 40.8 mg/m³ ($\bar{X} = 10.2 \pm 8.6$ mg/m³). Seis de los registros superaron los 20 mg/m³ y Tapo fue la segunda estación con mayores valores de concentración de clorofilas. Al igual que en Caimán, Sirena, Confites y Huizaches, el registro más alto de concentración correspondió al del 14 de julio de 1994. En 17 ocasiones se registraron valores entre 7 y 20 76 mg/m³ y una sola ocasión (17/agosto/93) se observó un valor inferior a los 2 mg/m³ (1.76 mg/m³).

Confites superó los 20 mg/m³ de clorofila *a* en tres ocasiones y en cuatro los registros fueron menores a 2.6 mg/m³. Su intervalo de concentraciones fue de 1.8 a 37.3 mg/m³ ($\bar{X} = 7.9 \pm$

6.7 mg/m³). A diferencia del resto de las estaciones, Huizaches tuvo más registros inferiores a 2.6 mg/m³ (14) y al igual que en éstas su mayor registro ocurrió el 14 de julio de 1994. Esta estación tuvo las concentraciones de clorofila más bajas ($\bar{X} = 4.9 \pm 4.3$ mg/m³). Sin contar el registro de julio de 1994 (22.9 mg/m³), el intervalo de concentraciones osciló entre 1.2 y 17.4 mg/m³ (Fig. 12).

2.8. Carbono fácilmente oxidable (CFO)

2.8.1. CFO en sólidos suspendidos

La colocación y obtención de trampas para la recolección de sólidos suspendidos en las estaciones de muestreos no siempre tuvo éxito porque en reiteradas ocasiones personas ajenas al estudio dañaban las trampas o las liberaban. De un total de 150 trampas para captura de sólidos suspendidos colocadas, solamente se recolectaron 119: 21 en Caimán, en Sirena, en Barrón y en Tapo, 20 en Huizaches y 15 en Confites que fue la estación con más trampas sustraídas.

La pérdida de material para el análisis de sólidos suspendidos no consistió únicamente en la desaparición o daño de las trampas; en diversas ocasiones las muestras se desecharon porque en el interior de la trampa aparecieron peces o cangrejos que expulsaban el sedimento o alteraban su calidad. Por lo anterior, el peso total de los sedimentos contenidos en las trampas fue considerado con reservas como un valor representativo de la tasa de depósito en los sitios de muestreos, Pese a lo anteriormente señalado, en la mayoría de las estaciones se tuvo una mayor tasa de depósito de sólidos suspendidos durante los meses de lluvias o en los meses posteriores.

El CFO registrado en los sólidos suspendidos de Barrón representó entre 4.5 y 6.8% del peso de las muestras, en esta estación se tuvieron cuatro registros de CFO superiores al 6%. Caimán fue la segunda estación en cuanto a valores altos de carbono, con tres registros superiores al 6% y dos de ellos superiores a 7%. Le siguieron Sirena, Tapo, Confites y Huizaches, con valores entre 1.1 y 5.5%. Ni en esta última estación, ni en Confites se obtuvo algún registro superior al 6% de concentración de carbono. Las mayores concentraciones de carbono por metro cuadrado durante el primer año se encontraron en las estaciones Confites, Huizaches y Caimán (con 2,427, 2,275 y 2,037 g C/m²/año respectivamente) y en el segundo año las concentraciones más altas se observaron en Caimán y Tapo con 2,017 y 1,267 g C/m²/año.

2.8.2. CFO en sedimentos

Antes del registro de enero de 1995, los valores de CFO oscilaban entre 3.5 y 6% del peso de las muestras; en enero de 1995 se presentó un incremento importante, con valores entre 5.31 y 10.7%. Los valores más elevados se registraron en Caimán, seguidos por los de las estaciones

Sirena y Barrón. Las estaciones Tapo, Confites y Huizaches tuvieron valores medios inferiores al 5%. La estación Tapo tuvo el promedio más bajo (4%) y Caimán el más alto (6.6%).

2.9. Las variables ambientales durante las operaciones de la granja. Análisis en tres estaciones

Como se sabe, los cambios en las variables conservativas estuvieron asociados con las variaciones climáticas estacionales. La salinidad fluctuó de acuerdo con el régimen de lluvias y evaporación y la temperatura con las estaciones del año. Aunque se encontraron diferencias significativas en las variables no conservativas de las estaciones, éstas no necesariamente pueden atribuirse a una influencia directa de la granja. Por otro lado, aunque la operación de la granja requiere del bombeo de una gran cantidad de agua a partir del estero El Confite y su vertido hacia varios puntos de la parte alta del Estero de Urías (principalmente hacia el estero Barrón), este vertido de agua no parece repercutir de manera importante en los movimientos de flujo y reflujos de mareas en los tres principales esteros tributarios de la parte alta del sistema lagunar debido a que durante la mayor parte del tiempo el flujo de agua desde la granja hacia el estero consiste en el agua de recambio de los estanques, es decir, entre 3 y 5% del volumen de agua de la estanquería, lo que equivale a un escurrimiento de entre 25 y 50 litros por minuto.

2.9.1. Oxígeno disuelto

Páez-Osuna y Ruíz-Fernández (2002), señalaron que en el interior de los estanques se presentó una disminución progresiva del oxígeno disuelto desde los niveles de saturación hasta el límite de hipoxia (< 2 mg/L). En Caimán, Barrón y Confites las concentraciones de oxígeno disuelto fueron más bajas (< 6.5 mg/L) y no presentaron una tendencia clara hacia la disminución o el incremento conforme progresaba el cultivo del primer ciclo de invierno, sino que tuvieron fluctuaciones aparentemente no asociadas con las concentraciones observadas en el interior de la granja.

Las concentraciones de oxígeno disuelto en las tres estaciones fueron variables, aunque los valores más altos se detectaron en Caimán, posteriormente en Confites y por último en Barrón. De 16 registros obtenidos durante el primero de los ciclos, en ninguna de las tres estaciones los valores superaron los 5 mg/L, Barrón y Confites se registró hipoxia en dos ocasiones ($\bar{X} = 2.6 \pm 0.6$ y $\bar{X} = 3.0 \pm 1.0$ mg/L respectivamente) y en Caimán solamente en una ($\bar{X} = 3.8 \pm 0.8$ mg/L) (Fig.13 A).

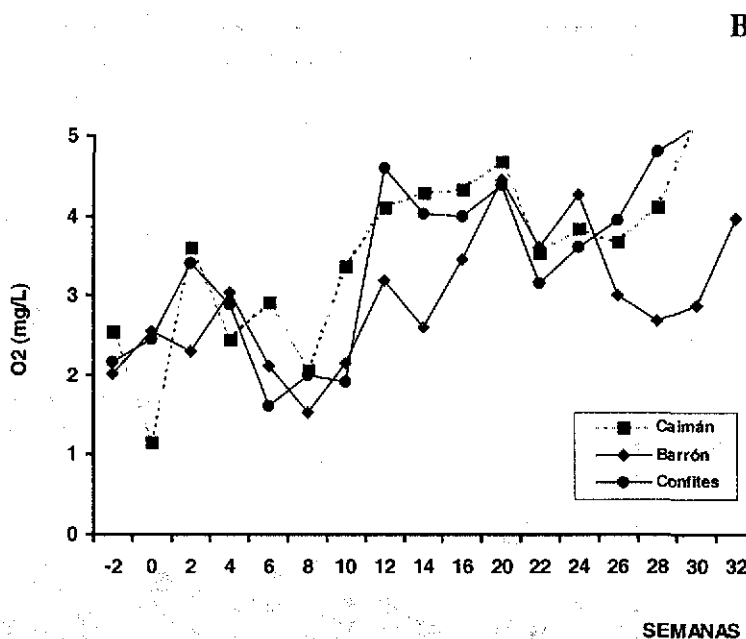
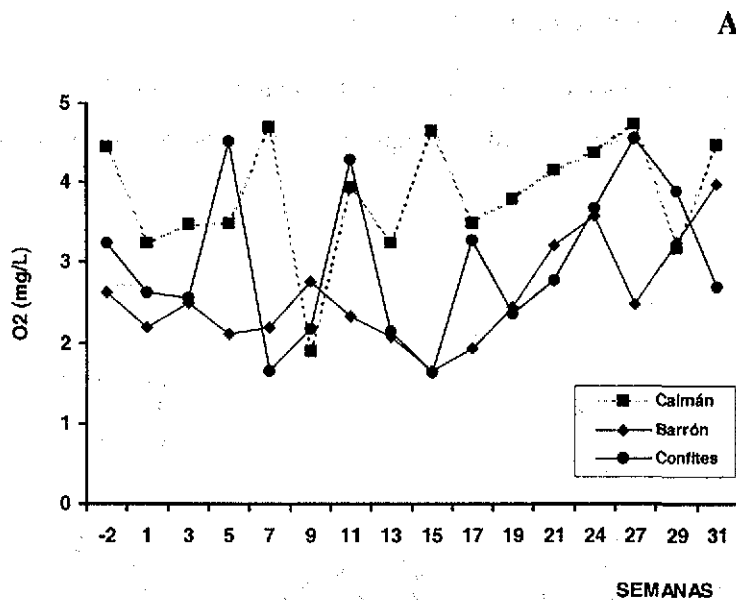


Figura 13. Oxígeno disuelto en las estaciones Caimán, Barrón y Confites durante el transcurso de dos ciclos de cultivo de invierno en la granja camaronícola "Clementina" S.C.L. A) Período junio/1993 - febrero/1994; B) Período julio/1994 - abril/1995.

Durante el segundo ciclo de invierno si se observó una ligera tendencia hacia el aumento en la concentración de oxígeno, en Barrón se tuvo un registro de hipoxia y en Confites tres ($\bar{X} = 2.8 \pm 0.8$ y $\bar{X} = 3.5 \pm 1.2$ mg/L respectivamente) y en Caimán se registró hipoxia una sola vez ($\bar{X} = 3.6 \pm 1.1$ mg/L) (Fig.13 B).

2.9.2. Demanda bioquímica de oxígeno

Al inicio de las operaciones del ciclo de invierno 1993-1994 se registró el mayor incremento de la DBO₂ de todo el estudio, aunque este fenómeno se observó en todas las estaciones de muestreo.

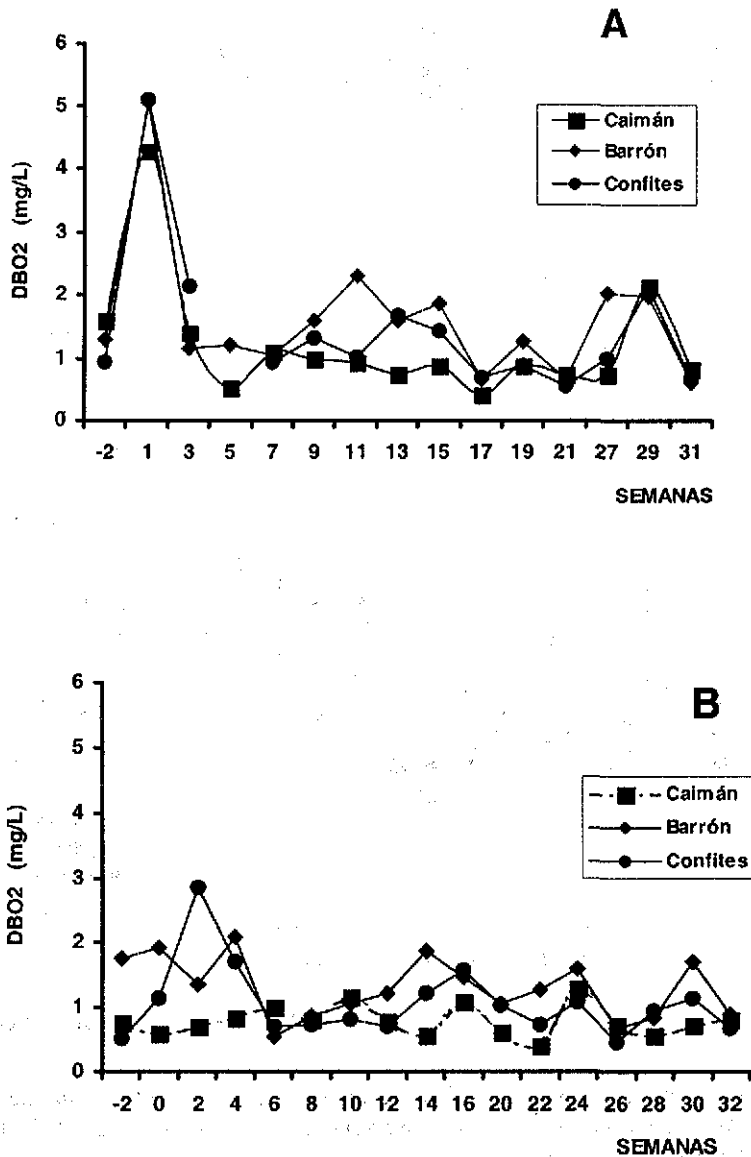


Figura 14. Demanda Bioquímica de Oxígeno a 48 horas en las estaciones Caimán, Barrón y Confites durante el transcurso de dos ciclos de cultivo de invierno en la granja camaronícola "Clementina" S.C.L. A) Período junio/1993 - febrero/1994; B) Período julio/1994 - abril/1995.

Las estaciones Caimán, Barrón y Confites tuvieron incrementos parecidos, aunque el valor mayor se presentó en Barrón. Después de este evento, los registros de DBO descendieron y se encontraron dentro del intervalo señalado por Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001) para estanques de granjas de tipo semi-intensivo de la región (entre 1.0 y 5.5 mg/L), también en este caso Barrón tuvo los valores más altos ($\bar{X} = 1.6 \pm 1.1$ mg/L), seguido de Confites ($\bar{X} = 1.5 \pm 1.2$ mg/L) y, por último, Caimán ($\bar{X} = 1.2 \pm 1.0$ mg/L). Al final del ciclo de cultivo se observó un incremento de la DBO de menor magnitud que la inicial en las tres estaciones (Fig. 14 A). Durante el segundo de los ciclos la DBO fue menor que en el del año anterior aunque también en este caso se obtuvo un valor medio más alto en Barrón. La demanda media de Barrón fue de ($\bar{X} = 1.3 \pm 0.5$ mg/L), Confites tuvo una media de $\bar{X} = 1.2 \pm 0.6$ mg/L aunque en esta estación se tuvo el registro más alto (2.9 mg/L) y la menor DBO nuevamente se registró en Caimán, con ($\bar{X} = 0.8 \pm 0.2$ mg/L) (Fig. 14 B).

2.9.3. Clorofila *a*

Las variaciones en clorofila *a* en las tres estaciones tuvieron comportamientos muy diferentes durante el ciclo de cultivo de invierno 1993-1994. En la estación Caimán no se incrementaron las concentraciones más allá de 11 mg/m³, mientras que en Confites el valor máximo fue de casi el doble que el valor máximo de Caimán y en Barrón fue de casi el triple. En el segundo ciclo de cultivo de invierno (1994-1995) las diferencias entre las tres estaciones fueron muy similares a las del ciclo anterior, Caimán no tuvo concentraciones mayores a 10 mg/m³, Confites tuvo en promedio el doble de concentración que Caimán y Barrón tuvo incrementos notables con variaciones muy grandes en sus concentraciones. Durante los muestreos del 14 de septiembre de 1994 (a 4 semanas de iniciadas las actividades de cultivo) y de noviembre de 1994 (a 12 y 14 semanas de iniciado el cultivo) se presentó un incremento importante de las clorofilas en las tres estaciones, lo que coincidió con un valor relativamente elevado de la DBO, en el muestreo. El primer incremento notable pudo atribuirse al inicio formal del cultivo puesto que se había sembrado postlarvas en los estanques y habían comenzado los recambios de agua mientras que el segundo evento no pudo relacionarse con ninguna actividad de la granja ni con cambios importantes en salinidad, temperatura o precipitaciones (Fig. 15). Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001) señalaron que en el interior de la granja se dio un incremento progresivo de las concentraciones de clorofila *a*. Este patrón no se observó en las tres estaciones analizadas por separado, las fluctuaciones de las concentraciones de clorofila fueron más grandes en Barrón, seguidas de las de Confites y por último las de Caimán.

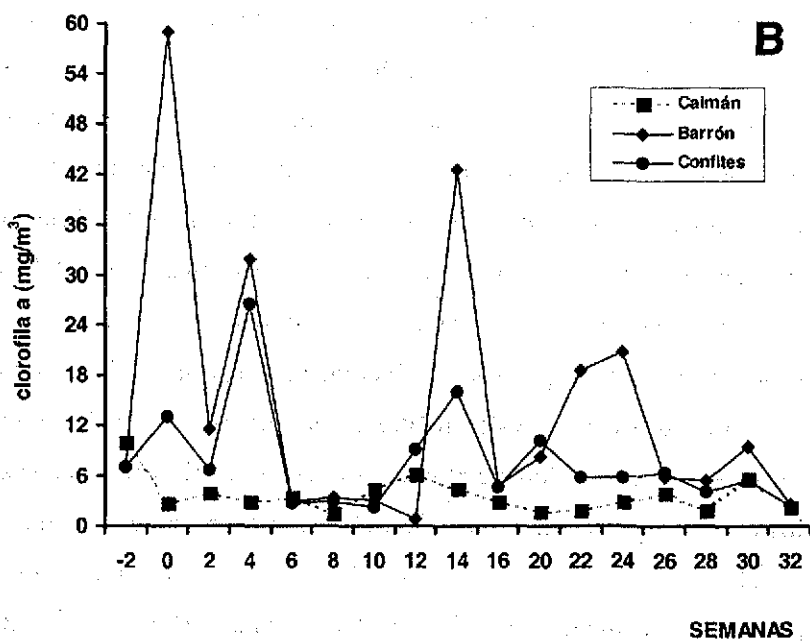
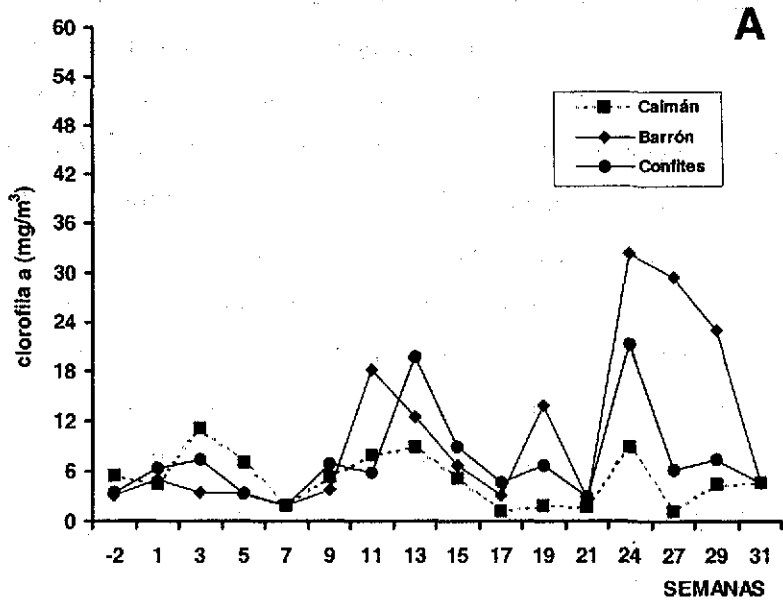


Figura 15. Clorofila *a* en las estaciones Caimán, Barrón y Confites durante el transcurso de los ciclos de cultivo de invierno en la granja camaronícola "Clementina" S.C.L. A) Período junio/1993 - febrero/1994; B) Período julio/1994 - abril/1995.

3. Organismos asociados a las raíces de mangle

3.1. Composición

A lo largo de los ocho muestreos trimestrales se recolectó un total de 47 unidades de muestreo consistentes en dos raíces de mangle por unidad. Durante el primer muestreo (mayo de 1993) no se incluyeron muestras de Huizaches.

Se revisaron alrededor de 85,600 organismos pertenecientes a al menos 55 especies y 25 familias de los siguientes taxa: Mollusca, Pelecypoda (4 especies) y Gastropoda (9 especies); Crustacea, Cirripedia (7 especies), Isopoda (3 especies), Amphipoda (probablemente 2 especies) y Decapoda (16 especies); Tunicata (2 especies); Porifera (probablemente 3 especies); Cnidaria (probablemente 2 especies), Bryozoa (1 especie) y Polychaeta (5 especies) (Tabla 12).

La dificultad en la identificación de algunos grupos (i.e. Porifera, Cnidaria, Tunicata y Amphipoda) no permitió establecer el número de especies con certeza, por lo que existe la posibilidad de que este número sea mayor. En la mayoría de los casos las especies de estos grupos fueron poco abundantes o poco frecuentes.

En el anexo I se presenta el listado de las raíces de mangle recolectadas, su área expuesta, el listado de especies recolectadas así como el número de ejemplares observados en cada raíz. La aproximación en el número total de organismos revisados se atribuye a la toma de submuestras en las unidades de muestreo que presentaron gran abundancia de ejemplares de una determinada especie (i.e. cirripedios) o porque su patrón de fijación y abundancia dificultaban su conteo (i.e. serpúlidos y briozoarios).

De acuerdo con el análisis de gradiente de Olmstead-Tükey, las especies dominantes o características de las raíces de mangle del área de estudio fueron *Mytella strigata*, *Balanus inexpectatus*, *B. eburneus*, *Crassostrea columbiensis*, *Petrolisthes robsonae* y *Ficopomatus miamiensis*. Otras especies no alcanzaron la abundancia de las especies dominantes, pero si fueron frecuentes (Fig. 16). Entre éstas se destacan *Panopeus mirafloresensis*, *Microeuraphia eastropacensis*, *Neanthes succinea*, *Eurypanopeus canalensis*, *Petrolisthes lindae*, *Fistulobalanus suturaltus* y *Aratus pisonii* aunque de esta última especie se obtuvieron mayormente juveniles, puesto que los adultos suelen encontrarse entre las ramas de los mangles. Algunas especies no fueron tan abundantes ni tan frecuentes en las colectas por tratarse de organismos no sésiles, sin embargo, son reconocidas como típicas de estos ambientes. En este grupo se pueden destacar *Petrolisthes armatus*, *Panopeus chilensis*, *P. purpureus* y *Callinectes arcuatus*, esta última de hábitos natatorios, aunque presente en las raíces en estado juvenil.

Tabla 12. Listado de la macrofauna asociada a raíces de *Rhizophora mangle* recolectada a lo largo del estudio (94 raíces analizadas).

PORIFERA	<i>Crepidula</i> sp	Eucarida
? <i>Leucetta</i> sp	<i>Cymatium gibbosum</i>	Decapoda
? <i>Litaspongia</i> sp	<i>Littoraria aberrans</i>	<i>Aratus pisonii</i>
Porifera indeterminada	<i>Melampus</i> sp	<i>Callinectes arcuatus</i>
CNIDARIA	<i>Modulus catenatus</i>	<i>Clibanarius panamensis</i>
Actinaria gen. spec.	<i>Thais kiosquiformis</i>	<i>Eurypanopeus canalensis</i>
<i>Obelia</i> sp	Teredinidae gen. spec.	<i>Goniopsis pulchra</i>
BRYOZOA	CRUSTACEA	<i>Hexapanopeus beebei</i>
<i>Bugula neritina</i>	Cirripedia	<i>Macrobrachium cf. tenellum</i>
POLYCHAETA	<i>Balanus</i> sp	<i>Petrolisthes armatus</i>
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	<i>Balanus eburneus</i>	<i>Petrolisthes lindae</i>
<i>Hydroides crucigera</i>	<i>Balanus inexpectatus</i>	<i>Petrolisthes robsonae</i>
<i>Neanthes cf. succinea</i>	<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	<i>Petrolisthes</i> sp
<i>Polydora</i> sp	<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	<i>Panopeus chilensis</i>
<i>Sabella</i> sp	<i>Chtamalus cf. fissus</i>	<i>Panopeus aff. gatunensis</i>
MOLLUSCA	<i>Loxothylacus</i> sp	<i>Panopeus mirafloresensis</i>
Pelecypoda	Peracarida	<i>Panopeus purpureus</i>
<i>Anomia</i> sp	Isopoda	<i>Synalpheus</i> sp
<i>Crassostrea columbiensis</i>	Bopyridae (sp 1).	CHORDATA
<i>Mytella strigata</i>	<i>Casidinidea mexicana</i>	Ascidacea
<i>Petricola exarata</i>	<i>Paracerceis sculpta</i>	<i>Ascidia ceratodes</i>
Gastropoda	Amphipoda	<i>Styela canopus</i>
<i>Crepidula striolata</i>	Caprellidae (sp 1)	
<i>Crepidula uncata</i>	Gammaridae (sp 1)	

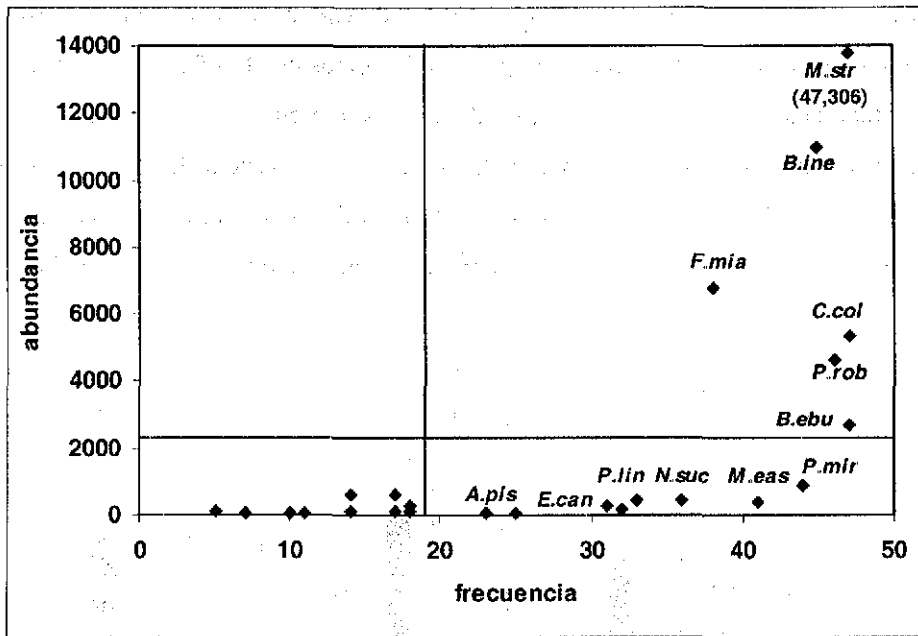


Figura 16. Análisis de gradiente de Olmstead-Tükey en el que se muestran las especies dominantes (sección superior derecha) y frecuentes (sección inferior derecha) en las comunidades asociadas a las raíces de mangle recolectadas en el estudio. (*A.pis* = *Aratus pisonii*, *B.ebu* = *Balanus eburneus*, *B.ine* = *Balanus inexpectatus*, *C.col* = *Crassostrea columbiensis*, *E.can* = *Eurypanopeus canalensis*, *F.mia* = *Ficopomatus miamiensis*, *M.eas* = *Microeuraphia eastropacensis*, *M.str* = *Mytella strigata*, *N.suc* = *Neanthes succinea*, *P.lin* = *Petrolisthes lindae*, *P.mir* = *Panopeus mirafloresensis* y *P.rob* = *Petrolisthes robsonae*).

3.2. Mollusca

Se recolectaron 13 especies de moluscos (4 Pelecypoda y 9 Gastropoda) que sumaron 53,433 ejemplares (62.4% del total de organismos recolectados). Los bivalvos *Mytella strigata* (Hanley) y *Crassostrea columbiensis* (Hanley) fueron las especies dominantes con poco más de 53,000 ejemplares. Ambas especies aparecieron en el 99% de las raíces recolectadas y alcanzaron una biomasa superior al 90% del total obtenido en la mayor parte de los muestreos.

Dado que *M. strigata* se constituyó como la especie dominante o con mayor biomasa en la mayoría de los muestreos (hasta el 99% de la biomasa) y porque su presencia contribuyó a transformar el microambiente de las raíces de mangle, lo que favoreció la presencia de otras especies, se realizó un análisis más detallado de las fluctuaciones en sus estructuras poblacionales.

3.2.1. *Mytella strigata*

Mytella strigata fue la especie con mayor abundancia relativa en el 89% de los muestreos, incluyendo todas las raíces recolectadas en las estaciones Sirena, Barrón, Tapo y Confites. En Caimán fue superada por *B. inexpectatus* en una ocasión y en Huizaches fueron más abundantes

otras especies en cuatro ocasiones (Anexo 1). La densidad de la especie mantuvo variaciones cíclicas en las seis estaciones de muestreo, aunque los picos de abundancia variaron entre éstas. En todas las estaciones se presentó un máximo de abundancia entre noviembre de 1993 y febrero de 1994, posteriormente disminuyó, en mayo de ese año. A diferencia de lo observado en el primer año, en el muestreo de agosto de 1994 se presentaron valores más altos de abundancia, excepto en las estaciones Caimán y Sirena, y se observó un nuevo repunte en febrero de 1995 (Fig. 17).

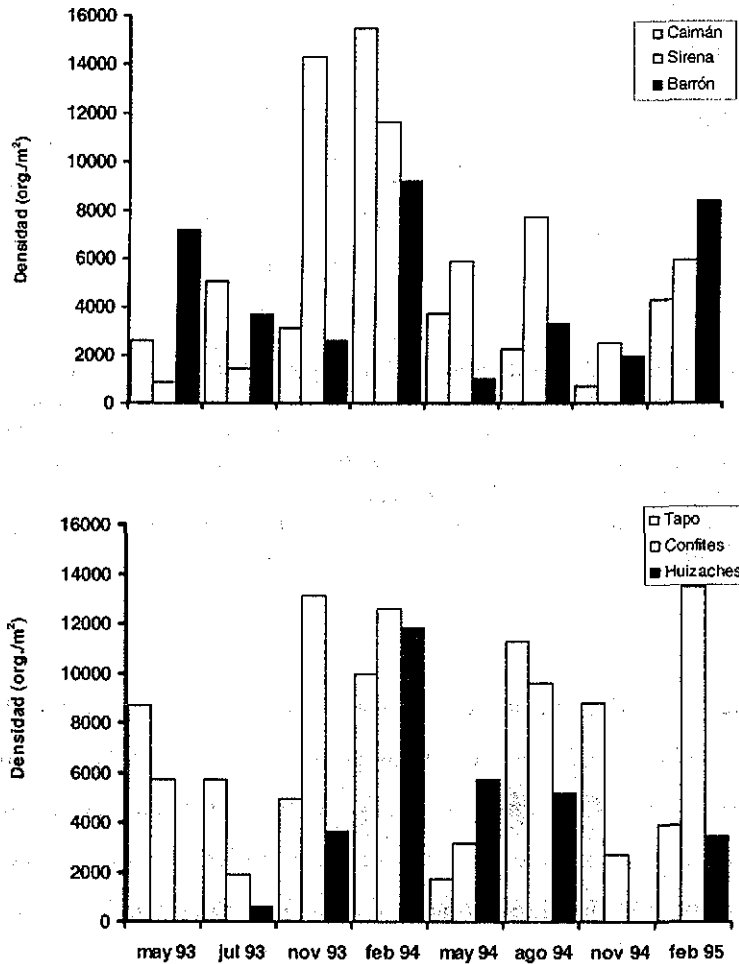


Figura 17. Densidad (org./m²) de *Mytella strigata* en las raíces de mangle recolectadas en el presente estudio.

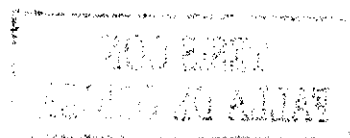
El intervalo de tallas de la especie fue de 1 a 52 mm, aunque durante todo el estudio fue posible encontrar ejemplares de tallas cercanas a la mínima y a la máxima. Los gráficos de distribución de frecuencias relativas de las tallas de *M. strigata* de los 47 muestreos realizados (Fig. 18) permiten ver que, en términos generales, los ejemplares más pequeños aparecen en la época de lluvias, la mayor cantidad de ejemplares de tallas grandes se presentó durante los muestreos de febrero y la mayor el mayor número de juveniles se observó en los muestreos de noviembre-

diciembre de 1993 y en agosto de 1994. El hecho de que los muestreos fueran trimestrales no permitió conocer de manera precisa los períodos de reclutamiento de la especie, sin embargo, por la aparición de juveniles puede observarse los principales reclutamientos de la especie tienen una relación estrecha con la temporada de lluvias, es decir, entre mayo y octubre (Fig. 18).

En todas las estaciones de muestreo, excepto en Caimán, el valor medio de la talla de *M. strigata* descendió en el muestreo de noviembre-diciembre del primer año de estudio. Esto se explica por la incorporación de juveniles y descenso en el número de ejemplares grandes en las raíces, en tanto que en Caimán el número de ejemplares grandes no disminuyó en la misma proporción que en el resto de las estaciones, lo que influyó en su promedio de tallas. En el muestreo de agosto de 1994 la talla media descendió notablemente en Caimán y Sirena, mientras que en el resto de las estaciones esta variación fue muy pequeña debido a que en éstas permaneció la presencia de tallas grandes e intermedias.

El análisis modal de la especie muestra que, independientemente de la abundancia obtenida en las distintas localidades de muestreo, las épocas de reclutamiento fueron sincrónicas en la mayoría de las estaciones. La distribución de las modas muestra que los organismos alcanzaron las tallas mayores en aproximadamente tres trimestres. El período de reclutamiento más importante se observó durante la época de lluvias y un segundo período menos intenso se presentó a mediados de noviembre de los dos años. Las conductas atípicas en el crecimiento y reclutamiento de los organismos se observaron en las estaciones Barrón y Huizaches. En Huizaches hubo un retraso en el crecimiento de los organismos y sus tallas máximas no alcanzaron los niveles observados en el mismo tiempo en las demás estaciones, en tanto que en Barrón se no se presentó un reclutamiento tan claro en la época posterior a las lluvias del segundo año (Fig. 18).

Los cambios en la biomasa de *M. strigata* no siempre fueron acordes con los cambios en el número de organismos. En ocasiones se tuvieron pocos ejemplares grandes con biomasa superior a otras muestras con muchos ejemplares pequeños pero con poco peso, tal fue el caso de las estaciones Caimán y Sirena. En el resto de las estaciones si se aprecia una concordancia relativa entre el número de organismos y su biomasa. En todos los casos la biomasa se incrementó entre noviembre de 1994 y febrero de 1995 (Fig. 19).



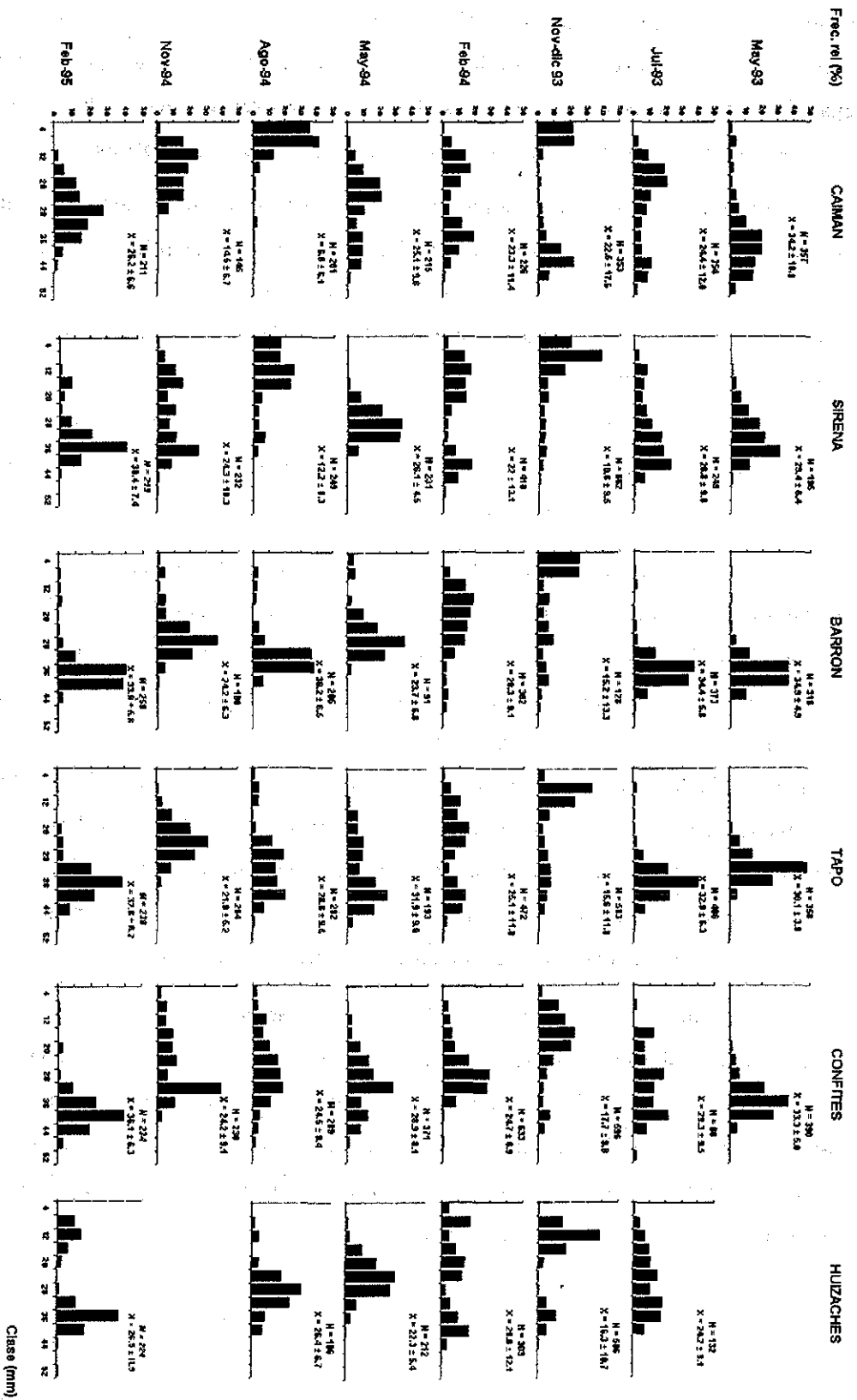


Figura 18. Frecuencias porcentuales de las tallas de *Myrella strigata* en las raíces de mangle recolectadas en las seis estaciones de muestreo durante el estudio.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

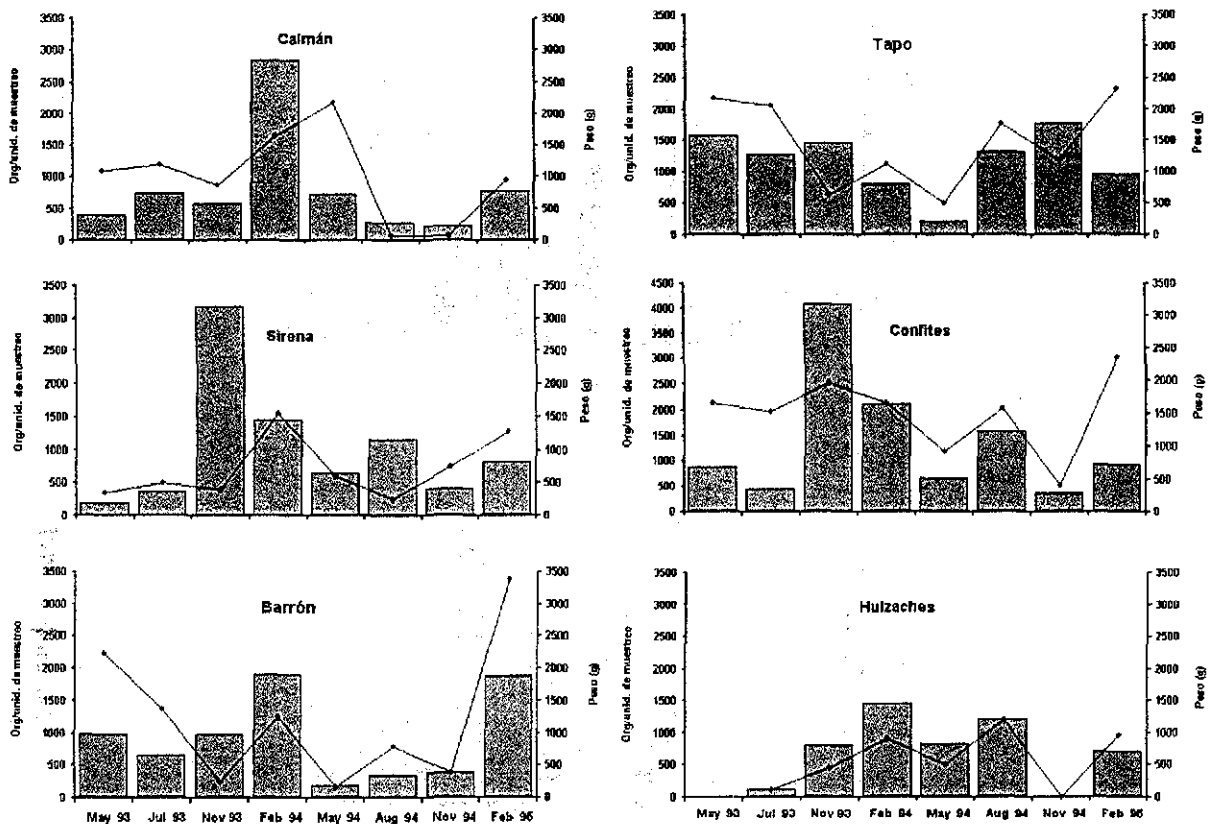


Figura 19. Relación entre la abundancia de ejemplares de *Mytella strigata* (columnas) y su biomasa (línea) a partir de las muestras obtenidas en las seis estaciones a lo largo del estudio.

3.2.2. *Crassostrea columbiensis*

Como regla general, los ejemplares de *C. columbiensis* fueron menos numerosos que los de *M. strigata* en proporciones muy variables que fueron desde 1:1 hasta 98:1. Las estaciones con mayor abundancia relativa de *C. columbiensis* fueron Sirena y Tapo y la estación menos ejemplares de *C. columbiensis* fue Huizaches. En la estación Sirena se recolectaron hasta 425 ejemplares por unidad de muestreo, sus densidades oscilaron entre 566 y 2660 org./m² ($\bar{X} = 1248 \pm 785$ org./m²). En la estación Barrón se registraron abundancias menores a los 600 org./m², en todos los muestreos, excepto en febrero de 1994, en que superó los 1500 org./m². Huizaches, por su parte, fue la estación con menos presencia de la especie, en ésta se recolectaron solamente 118 ejemplares durante todo el estudio y su densidad no superó los 250 org./m² en ninguno de los muestreos ($\bar{X} = 102 \pm 72$ org./m²). Al igual que con *M. strigata*, la mayor abundancia de *C. columbiensis* se presentó en los muestreos de febrero de 1994 (Fig. 20).

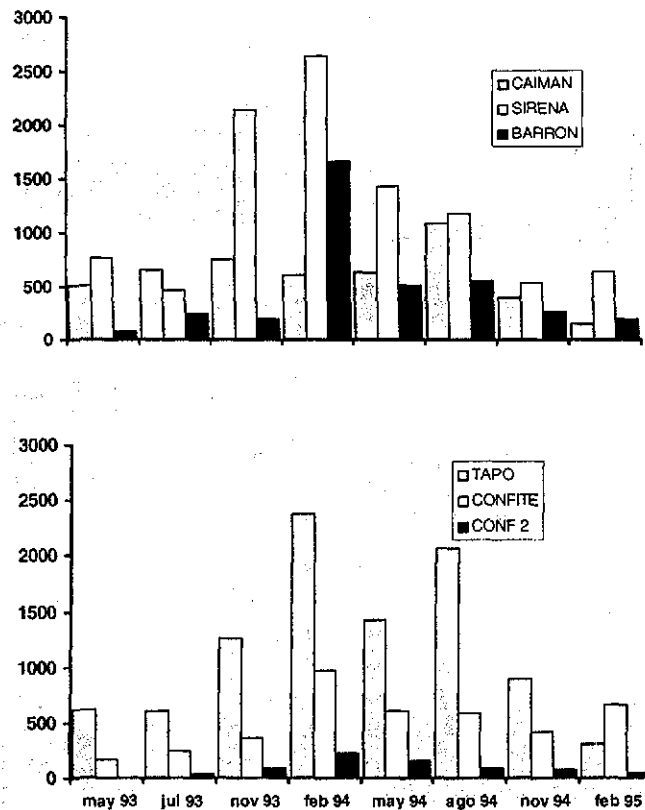


Figura 20. Densidad (org./m²) de *Crassostrea columbiensis* en las raíces de mangle recolectadas en el presente estudio.

De los moluscos restantes, *Petricola exarata* (Carpenter) apareció en el 25% de los muestreos con 97 ejemplares en total. De acuerdo con Keen (1971) esta especie es afín a los bancos de ostión de la región del Pacífico Este Tropical; habita entre los ostiones y no es considerada como rara.

El número de gasterópodos en las raíces fue bajo en términos generales. La especie más abundante fue *Littoraria aberrans* (Philippi), aunque hay que mencionar que este gasterópodo no fue recolectado de manera regular debido a que ordinariamente se distribuye en la porción supramareal de las raíces de mangle. Se recolectó un total de 14 ejemplares de *L. aberrans*, la mayoría de ellos en Tapo. La siguiente especie más numerosa fue *Crepidula striolata* Menke (ocho ejemplares) y el resto de las especies no tuvo más de seis ejemplares (Anexo 1).

3.3. Crustacea

El subphylum Crustacea estuvo compuesto por 28 especies de los siguientes taxa: Subclase Cirripedia (7 especies), Infraorden Caridea (2 especies), Infraorden Anomura (4 especies y un híbrido), Infraorden Brachyura (9 especies), Orden Isopoda (3 especies) Orden Tanaidacea (1 especie) y Orden Amphipoda (al menos una especie). Los crustáceos sumaron un total de 22,004 ejemplares (25.7% del total recolectado).

3.3.1. Cirripedia

Se recolectaron aproximadamente 13,825 ejemplares de cirripedios pertenecientes a siete especies y tres familias: Cuatro Balanoidea (*Balanus amphitrite* Darwin, *B.eburneus* Gould, *B.inexpectatus* Pilsbry, *Fistulobalanus suturaltus* (Henry) y *Balanus* sp 1), dos Chtamaloidea [*Microeuraphia eastropacensis* (Laguna) y *Chtamalus* cf. *fissus* (Sowerby)] y una especie no identificada *Loxothylacus* (Rizocephala: Sacculinidae).

Los cirripedios comprendieron el 16.3% de los organismos recolectados y, de éstos, *B. inexpectatus* representó el 75% del grupo. *Balanus eburneus* fue la especie más frecuente, aunque solo contó con el 20% del total de organismos del grupo. *Microeuraphia. eastropacensis* y *F. suturaltus*, sólo alcanzaron el 2.6 y 2.1% del total del grupo.

Balanus inexpectatus fue la especie más abundante y con mayores densidades de cirripedios, en varias colectas fue más numerosa que *M. strigata*, especialmente en la estación Caimán, en una ocasión con más de 23 000 org./m² (Fig. 21 A) y en Sirena. La especie fue observada en todas las estaciones y en el 94% de los muestreos. Su mayor abundancia se vio en Caimán, con un total de 6,428 ejemplares en todos los muestreos, casi la mitad del total recolectado, cuatro veces más que Sirena y casi 5 veces más que Tapo. Las estaciones con menos presencia de esta especie fueron Huizaches y Barrón, con el 2.2% del total de organismos de la especie (Figs. 21 C y 21 F). La densidad de *B. inexpectatus* fue mayor en el período invierno-primavera del primer año, mientras que en los muestreos de noviembre de 1994 y febrero de 1995 sus números fueron mucho menores. En Barrón, Confites y Huizaches su densidad fue baja durante los dos años. De hecho, en Huizaches hubo tres muestreos sin un solo ejemplar de *B. inexpectatus*. En Tapo la abundancia de la especie fue variable pues, aunque fue relativamente baja en la mayoría de los muestreos, tuvo incrementos importantes de densidad entre febrero y agosto de 1994 (Fig. 21 D).

Balanus eburneus es una especie introducida del Atlántico occidental que en el Pacífico oriental se distribuye desde Centroamérica hasta el Golfo de California (Laguna, 1990). Fue menos abundante que *B. inexpectatus* en la mayoría de los muestreos, aunque fue más frecuente, ya que

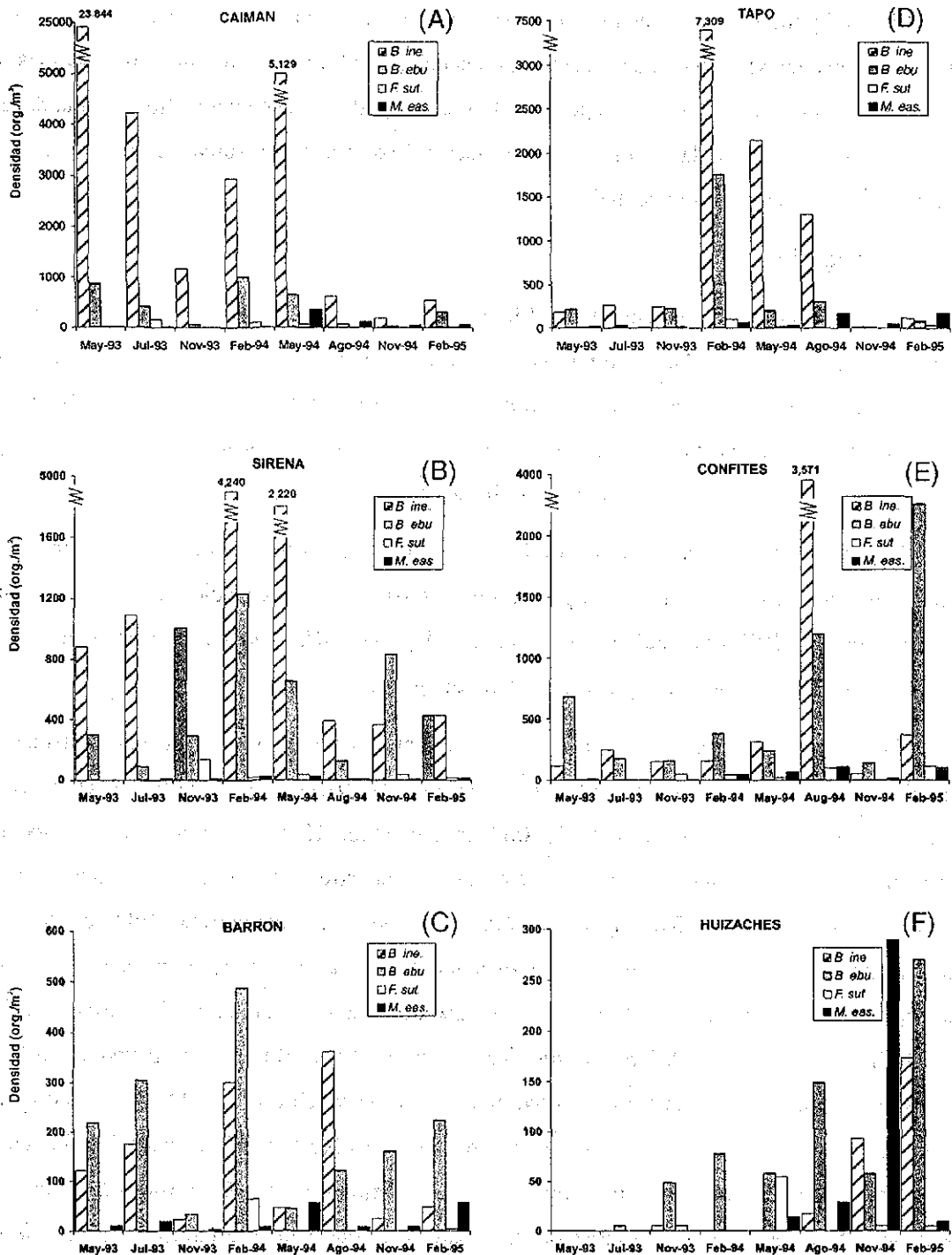


Figura 21. Densidad de las especies cirripedios más abundantes en las raíces de mangle recolectadas en las seis estaciones de muestreo durante todo el estudio. (*M. eas* = *Microeuraphia eastropacensis*, *B. ebu* = *Balanus eburneus*, *B. ine* = *Balanus inexpectatus*, *F. sut.* = *Fistulobalanus suturaltus*).

apareció en el 100% de los muestreos. La densidad de *B. eburneus* se incrementó durante febrero en las estaciones Caimán, Sirena, Barrón y Tapo, mientras que en Confites y Huizaches los mayores valores se presentaron en agosto de 1994 y febrero de 1995 (Fig. 21 A-F). En el primer año las

densidades menores de *B. eburneus* se presentaron en los meses de julio y noviembre en las seis estaciones, mientras que en el segundo año se observaron en noviembre, excepto en Sirena. Las densidades más altas se observaron en Confites (hasta 2,262 org./m²) (Fig. 21 E), mientras que las menores se tuvieron en Huizaches (95 org./m² en promedio). En términos generales, las fluctuaciones de la abundancia de *B. eburneus* fueron similares en los dos años de muestreos y fueron cíclicas, con números bajos en verano y otoño e incrementos importantes entre febrero y mayo. Superó en número a *B. inexpectatus* en los dos últimos muestreos.

Fistulobalanus suturaltus fue la cuarta especie por cuanto a la abundancia de cirripedios se refiere. Es una especie frecuente en la primera porción del sistema lagunar (obs. pers.), pero fue poco abundante en el área de estudio. Se recolectaron 215 ejemplares en 64% de los muestreos. Aunque fue menos frecuente que *M. eastropacensis* (solamente observada en 5 muestras), presentó densidades por arriba de 100 org./m² (Fig. 21). Las estaciones con mayor densidad de la especie en un solo muestreo fueron Caimán, Sirena y Confites (113, 180 y 121 org./m² respectivamente), mientras que en Barrón y Huizaches solamente se observaron solamente 12 ejemplares en cada una durante todo el estudio (Fig. 21 A-F).

Microeuraphia eastropacensis es una especie típica del ecosistema de manglar, asociada principalmente con las raíces adventicias de *R. mangle* (Laguna, 1990). En este estudio fue recolectada del extremo superior de las raíces adventicias de *R. mangle*. Se recolectaron 365 ejemplares y apareció en el 85% de los muestreos. Las estaciones con más abundancia de esta especie fueron Caimán y Tapo, con 126 y 91 ejemplares en total respectivamente, y la estación con el menor densidad de organismos fue Sirena, con valores máximos de 26 org./m² (Fig. 21) y solo 14 ejemplares en siete de ocho muestreos.

A diferencia de las dos especies mencionadas anteriormente, *M. eastropacensis* fue más abundante hacia el segundo año del estudio, particularmente en Caimán, Tapo y Huizaches, siendo esta última donde se recolectaron con más abundancia (Fig. 21 F). En el resto de las estaciones no se observó una época clara de mayor densidad o abundancia.

No obstante que *B. amphitrite* se considera una especie cosmopolita (Laguna, 1990; Young y Ross, 2000), solamente se recolectaron tres ejemplares de la especie en la estación Caimán.

Loxothylacus sp fue observada parasitando 9 ejemplares del cangrejo *P. mirafloresensis* en 6 muestras de las estaciones Caimán y Tapo. Ocho se recolectaron en el primer año y uno en febrero de 1995. El registro de estos organismos constituye una novedad taxonómica debido a que representa el primer caso de parasitismo por rizocéfalos en *P. mirafloresensis* y el segundo registro del género *Loxothylacus* en el Pacífico americano por lo que podría tratarse de una especie nueva

para la ciencia (F. Álvarez, com. pers.). Estos organismos han sido observados en varias muestras de *P. mirafloresensis* obtenidas en el estero El Infiernillo, en el mismo sistema lagunar.

Un aspecto notable de las poblaciones de cirripedios, fue el que su número descendió notablemente de poco más de 55,000, a inicios del estudio, a alrededor de 10,000 en los muestreos subsecuentes. En febrero de 1994 su número total se volvió a incrementar indicando un reclutamiento posterior a la época de lluvias o un reclutamiento asociado con la presencia de temperaturas más bajas; sin embargo, los valores de abundancia no alcanzaron los niveles del año anterior. El descenso en el número de especímenes, correspondiente a la temporada de lluvias fue menos brusco, aunque en el último muestreo no se recolectaron más de 1000 organismos.

3.3.2. Decapoda

Se recolectaron 8,093 ejemplares de crustáceos decápodos. De éstos, 6,931 (85.6%) correspondieron a porcelánidos (*Petrolisthes* spp.); 1,070 ejemplares (13.2%) correspondieron a braquiuros de la familia Xanthidae y el restante 1.2% de los decápodos estuvo compuesto por los grápsidos *Goniopsis pulchra* (Lockington) y *Aratus pisonii* (H. Milne-Edwards), juveniles de jaibas (*Callinectes* sp), el cangrejo ermitaño *Clibanarius panamensis* Stimpson y los carideos *Synalpheus* sp y *Macrobrachium* sp

Las especies más abundantes de porcelánidos fueron *Petrolisthes robsonae* Glassell y *P. lindae* Gore y Abele, con una clara dominancia por parte de la primera. *Petrolisthes robsonae* fue la especie de decápodos más frecuente y abundante en los muestreos, por lo que se le considera la especie dominante del grupo en las raíces de mangle del área de estudio. La abundancia de los porcelánidos varió entre las estaciones, aunque no presentó ningún patrón claro en los dos años. En términos generales la abundancia de porcelánidos fue mayor en Caimán, Sirena y Tapo, en ese orden. En Barrón y Huizaches se observó la menor abundancia general, mientras que en Huizaches se tuvo una muestra sin la especie (Fig. 22).

La proporción de hembras y machos de *P. robsonae* durante los dos años, considerando todas las muestras osciló entre 0.66:1 y 2.07:1, con una media de 1.5:1. Las hembras ovígeras fueron recolectadas en los ocho muestreos trimestrales, pero no se detectó una época preferencial de fertilidad, aunque, por la información aquí obtenida, se puede considerar que la especie se reproduce durante todo el año. De manera general la proporción de hembras ovígeras se incrementó hacia principios de año y al inicio de las lluvias de los dos años, mientras que disminuyó en los muestreos de noviembre de los dos años. Los ejemplares juveniles no fueron abundantes ni regulares en los muestreos (Fig. 22).

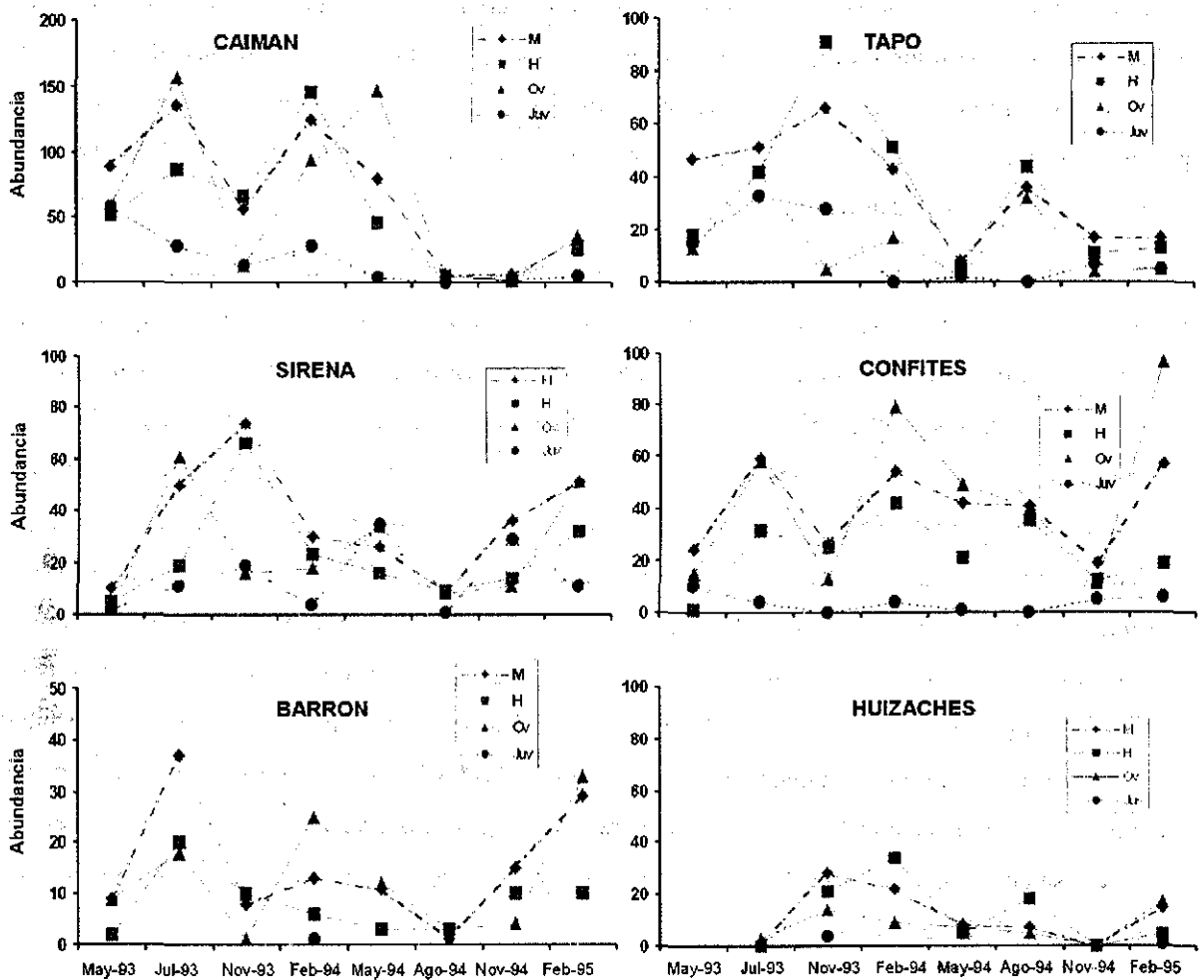


Figura 22. Proporción de machos (M), hembras (H), ovígeras (Ov) y juveniles (Juv) de *Petrolisthes robsonae* recolectados en las raíces de mangle de las seis estaciones de muestreo durante el estudio.

Petrolisthes lindae fue la segunda especie más abundante del género con 409 ejemplares presentes en 33 de las 47 unidades de muestreo revisadas. De los organismos identificados como *P. lindae*, el 81% (330) fueron ejemplares machos, mientras que solo se obtuvieron 28 ejemplares hembras y 51 ovígeras. A diferencia de lo observado con *P. robsonae*, la variación en la abundancia estacional de esta especie si presentó marcados descensos en los muestreos posteriores a la época de lluvias.

Petrolisthes armatus (Gibbes) fue la tercera especie de porcelánidos recolectada durante el estudio. Aunque *P. armatus* es frecuentemente encontrada en substratos duros de la región del antepuerto del estero de Urías (obs. pers.), en este estudio la especie solo se recolectó en raíces de las estaciones Caimán y Sirena, durante mayo de 1993 y 1994 y febrero de 1995. Haig (1960) indica que esta especie es común en zonas intermareales protegidas y a profundidades de hasta 30

metros, aunque no menciona nada sobre su posible tolerancia a salinidad baja. Shumway (1983) indica que es poco tolerante a los cambios en salinidad y oxígeno. Los resultados del presente estudio parecen indicar que *P. armatus* es más afín a ambientes marinos y puede encontrarse en la porción interior del sistema Urías en épocas previas a las lluvias, cuando la salinidad del agua es igual o mayor a la salinidad marina.

Entre los ejemplares del género *Petrolisthes* se observó una serie de ellos con características morfológicas de las tres especies anteriores; incluso se encontraron ejemplares con una quela típica de una de las especies y la otra de una segunda especie. También fue frecuente la aparición de características mixtas en el quelípodo, como por ejemplo, la presencia de una sola espina en la parte anterior del carpo de la quela (como en *P. lindae*) o tres (como en *P. armatus*), pero con abundante vellosidad en el margen externo del propodio (distintivo de *P. robsonae*). Este tipo de organismos ya había sido detectado con anterioridad por Hubbard-Zamudio (1982) y Abele y Kim (1989) y observadas también en el estero de Teacapán, Sinaloa (Hendrickx, com. pers.). Debido a que las combinaciones morfológicas son diversas, se optó por ubicar a los organismos en una u otra especie cuando la mayor parte de sus características lo indicaban; sin embargo, los organismos no bien definidos se ubicaron en la categoría de "*Petrolisthes* híbridos" y se manejaron como una especie distinta en el análisis numérico. Los organismos sin quelas no fueron identificados a nivel de especie y se determinaron como *Petrolisthes* sp, puesto que estos apéndices son determinantes en la identificación de las especies.

Los decápodos restantes fueron los braquiuros *Panopeus mirafloresensis* Abele y Kim, *P. purpureus* Lockington, *P. chilensis* Milne Edwards y Lucas, *Panopeus* aff. *gatunensis* Abele y Kim, *Eurypanopeus canalensis* Abele y Kim, *Hexapanopeus beebei* Garth, *Goniopsis pulchra*, *Aratus pisonii* y *Callinectes arcuatus* Ordway, el anomuro *Clibanarius panamensis* y los carideos *Macrobrachium* cf. *tenellum* (Smith) y *Synalpheus* sp.

Panopeus mirafloresensis fue la especie más numerosa de braquiuros (82%), especialmente en las estaciones Tapo, Caimán y Confites (en ese orden), mientras que en Huizaches fue donde menos se recolectó, (30 ejemplares en todo el estudio). Su abundancia estacional fue variable. Se incrementó, en términos generales, en los muestreos de febrero de los dos años y tendió a disminuir hacia los meses lluviosos. La proporción de sexos en *P. mirafloresensis* fue muy variable tanto entre estaciones como entre fechas de colecta. En varios de los casos la proporción sexual estuvo cercana a 1:1, pero en la mayoría de los casos en que el número de ejemplares fue alto, el número de hembras (ovígeras o no) superó al número de machos hasta en 1.6:1. Las hembras ovígeras se

recolectaron durante casi todos los muestreos, por lo que se considera que la especie se reproduce durante todo el año (Fig. 23).

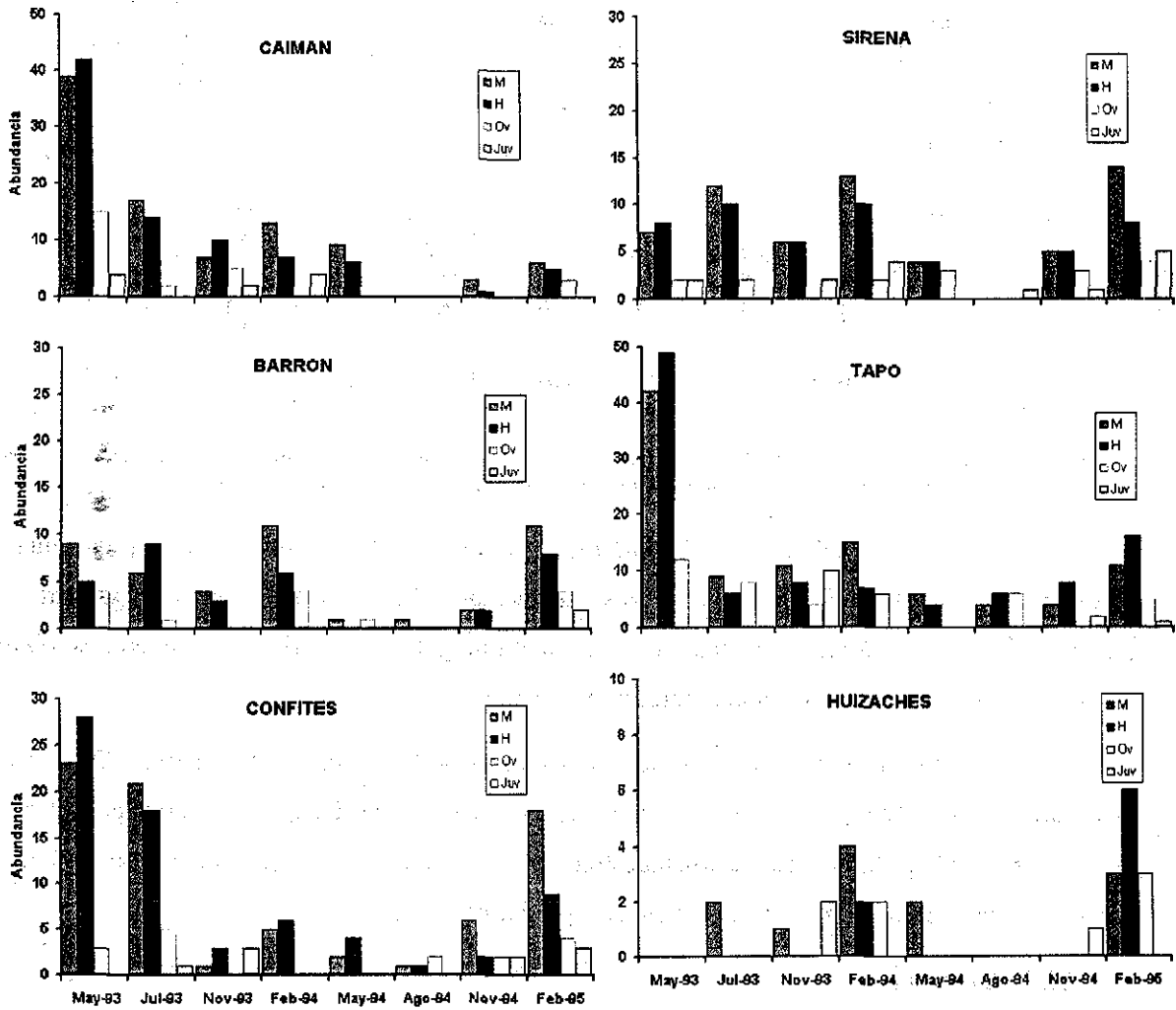


Figura 23. Número de machos (M), hembras (H), hembras ovígeras (Ov) y juveniles (Juv) de *Panopeus mirafloresensis* recolectados en raíces de mangle de las seis estaciones de muestreo durante el estudio.

De las especies restantes, *E. canalensis* fue la mejor representada, con 173 ejemplares totales (15% de los braquiuros); de éstos, 67 ejemplares correspondieron a ejemplares machos, 102 a hembras (21 ovígeras) y 4 a juveniles. No se encontró una tendencia estacional clara en la abundancia de esta especie. Las estaciones con mayor cantidad de organismos fueron Tapo y Sirena, y aquellas con menos ejemplares fueron Huizaches y Barrón. El número total de hembras de *E. canalensis* fue mayor que el de machos durante la mayor parte del muestreo y de éstas las hembras ovígeras estuvieron ausentes únicamente en mayo de 1994 (Fig. 24).

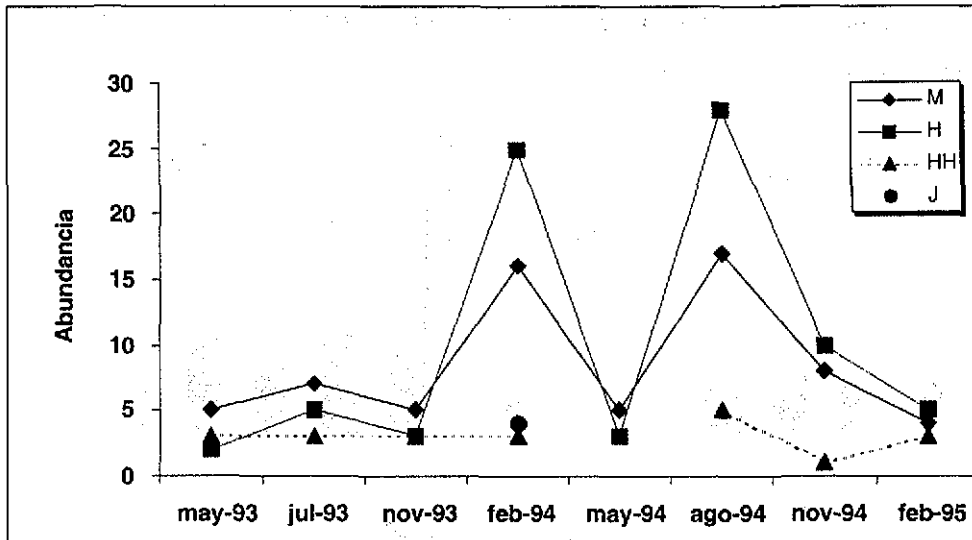


Figura 24. Abundancia total de *Eurypanopeus canalensis* en las raíces de mangle recolectadas en los ocho muestreos trimestrales (M = machos, H = hembras, HH = hembras ovígeras y J = juveniles).

Los nueve ejemplares de *P. chilensis* y los 12 de *P. purpureus* representaron aproximadamente el 2% de los panopeidos recolectados. La mayoría de estos organismos se recolectaron solo en Caimán y Sirena, no se recolectó ninguno en Confites y solamente se obtuvo un ejemplar de *P. chilensis* se en una muestra de Barrón.

Las siete especies restantes de decápodos sumaron 97 especímenes en total. De éstos se destacaron *G. pulchra* y *A. pisonii*. El resto de las especies de decápodos fueron consideradas ocasionales por baja frecuencia en los muestreos e incluso algunas no son asociadas directamente con este ambiente (ej. *C. arcuatus*, *M. tenellum* y *Synalpheus* sp).

3.3.3. Peracarida.

Los peracáridos fueron escasos en los muestreos, posiblemente por estar más asociados con las macroalgas que con las raíces de mangle. Se recolectó un total de 90 ejemplares, de los cuales, 80 correspondieron a isópodos y de las familias Bopyridae (Bopyridae gen. spec.) y Sphaeromatidae (*Paracerceis sculpta* (Holmes) y *Cassidinidea mexicana* Hendrickx y Espinosa-Pérez). El resto de los especímenes correspondieron al tanaideaceo *Sinelobus stanfordi* (Richardson) y 6 ejemplares no determinados del orden Amphiphoda.

Las especies de la familia Bopyridae son parásitas de decápodos (e.g. Caridea, Brachyura y Anomura). Los ejemplares encontrados en el presente estudio se encontraron en una de las cámaras branquiales de ejemplares del braquiuro *P. mirafloresensis*. No todos los cangrejos fueron revisados con el propósito de encontrar estos parásitos y solamente se analizaron los ejemplares con una formación blanquecina o una protuberancia latero-dorsal evidente en el caparazón. Por lo que puede

considerarse que el número de estos parásitos pudo ser mayor al registrado. Dado que las especies de este grupo tienen una relación exclusiva o casi exclusiva con su especie de hospedero (Kensley y Schotte, 1989) y porque no existe información acerca de los parásitos de *P. mirafloresensis*, puede suponerse que los isópodos aquí encontrados pertenecen a una especie aun no descrita.

Debido al pequeño número de ejemplares de peracáridos obtenidos, no se realizaron análisis de abundancia estacional o de distribución de las especies.

3.4. Polychaeta

Los poliquetos sumaron cerca de 9,000 ejemplares de al menos cinco especies de las familias Capitellidae, Nereidae, Sabellidae y Serpulidae. De éstos, el serpúlido *Ficopomatus miamiensis* (Treadwell) fue la especie más numerosa del grupo con aproximadamente 8,330 organismos observados en 39 (83%) de las muestras

Ficopomatus miamiensis estuvo presente en todas las estaciones de muestreo. Su mayor abundancia se dio en las dos estaciones del estero El Confite, particularmente en Huizaches, con cerca de 13,500 org./m² en febrero de 1994. En la estación Confites se obtuvieron 2,251 org./m² durante diciembre de 1993 y Caimán, Sirena y Barrón tuvieron 200, 1788, y 338 org./m² respectivamente durante febrero de 1994. Tapo, por su parte tuvo su mayor abundancia en agosto de 1994, con 350 org./m². La abundancia de la especie tuvo un comportamiento estacional durante los dos años; se incrementó durante la época de lluvias hasta alcanzar su valor más alto al término de la estación y posteriormente bajó paulatinamente hasta llegar a su nivel más bajo durante los meses previos a la temporada de lluvias (Fig. 25 A-B).

Neanthes succinea (Frey and Leuckart) fue recolectada del lodo acumulado entre los bisos de *M. strigata*. Se recolectaron 433 ejemplares en 34 muestreos y las estaciones con más densidad de organismos fueron Tapo y Confites (Fig. 25 C-D), aunque su número también fue alto en la última muestra de Barrón. Ésta es una especie asociada a sedimentos blandos (e.g. fango, lodos). No se encontró una correlación entre la cantidad de lodo acumulado en las raíces y el número de poliquetos presentes. Esta especie fue escasa o ausente en los primeros muestreos y su abundancia se incrementó notoriamente en el último de ellos.

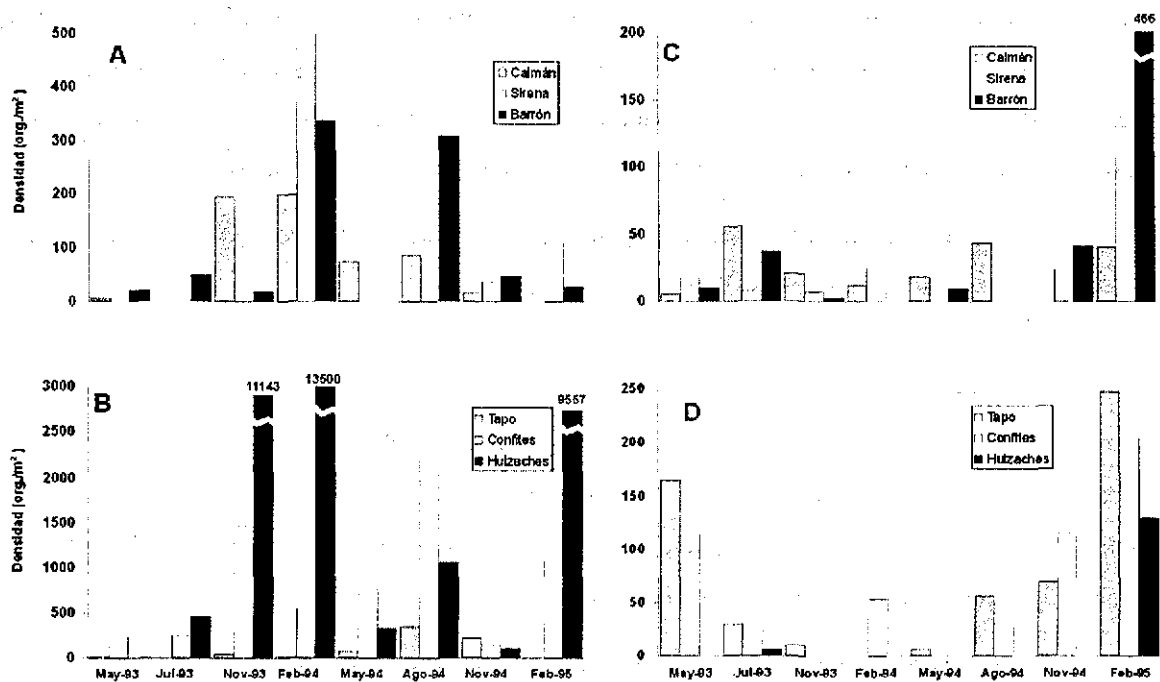


Figura 25. Densidad de *Ficopomatus miamiensis* (A-B) y *Neanthes succinea* (C-D) en las raíces de mangle recolectadas en las seis estaciones de muestreo, durante el estudio.

Se recolectaron 96 ejemplares de *Sabella* sp en seis raíces, 62 de ellos en la muestra de julio de 1993 de la estación Sirena. El resto de los ejemplares se obtuvieron en Confites (32), Caimán y Barrón (un ejemplar en cada una). Las tres especies restantes de poliquetos fueron *Polydora* sp, *Hydroides crucigera* (Morch) y Nereidae gen. spec. con 38, 1 y 9 ejemplares respectivamente. No se realizó ningún análisis numérico con éstas especies por ser consideradas como raras entre los muestreos.

3.5. Otros Phyla

El resto de las especies recolectadas en las raíces de mangle correspondió a los phyla Porifera, Cnidaria, Bryozoa y Chordata. Todos ellos poco numerosos y poco frecuentes.

3.5.1 Cnidaria

Este Phylum estuvo representado por pequeñas anémonas cuya identificación no fue posible, ya que se carece de información sobre este grupo en sistemas lagunares del Pacífico oriental, y por un hidrozoo del género *Obelia*. Durante todo el estudio se recolectaron 452 anémonas; 255 en Caimán, 86 en Sirena, en Tapo 59, en Confites y Barrón 24 y 27, respectivamente, y en Huizaches solo se observó un ejemplar, lo que indica un gradiente de abundancia de la especie desde el fondo a la boca del sistema lagunar. Este análisis se apoya en la

observación de una gran abundancia de anémonas similares en las estructuras duras de la zona del puerto y antepuerto del sistema lagunar, aunque no se puede afirmar que se trata de la misma especie.

Durante el muestreo de julio de 1993 se obtuvo la mayor cantidad de cnidarios. En el siguiente muestreo (noviembre de 1993) solo aparecieron 8 ejemplares en total y en febrero ninguno. El número de organismos volvió a incrementarse hasta el muestreo de agosto de 1994, aunque en proporciones menores al año anterior, en noviembre de 1994 no se recolectaron cnidarios.

3.5.2. *Porifera*

La identificación de las esponjas no fue del todo precisa, sin embargo se cree que los ejemplares pudieron pertenecer a los géneros *Litaspongia* y *Leucetta*, así como a un género no determinado. La conservación de las esponjas por congelación no fue la adecuada para lograr una buena identificación y en los análisis de las comunidades realizados más adelante se optó por considerar al grueso de las especies con el nombre genérico de "porifera".

La estación donde se recolectaron más esponjas en las raíces fue Caimán (30), seguida de Confites (18) y Huizaches (12). En Sirena se tuvieron 10 registros y en Tapo 2. No se encontró ninguna esponja en Barrón. La abundancia de este grupo varió durante el estudio. El número de esponjas recolectadas fue mayor en las muestras de mayo y en la época de lluvias de los dos años. En las muestras de noviembre de los dos años se recolectó el menor número de esponjas.

3.5.3. *Bryozoa*

Bugula neritina (L.) fue la única especie de briozoario encontrada en las raíces de mangle. Por su forma de crecimiento se determinó que cada colonia representaría una unidad de conteo dentro del contexto del total de organismos presentes en las raíces.

La presencia de *B. neritina* fue escasa en los muestreos. Durante el primer año no se registró ningún ejemplar de la especie en las raíces recolectadas. En mayo de 1994 se obtuvieron seis colonias en la muestra de Caimán y cinco colonias más en la de Sirena; en el muestreo de noviembre de 1994 solo se observó una colonia en la muestra de Caimán y en febrero de 1995 se tuvo la mayor recolección ejemplares en Caimán (10), en Sirena (15), en Tapo (10) y en Confites (40).

3.5.4. Chordata

El phylum Chordata estuvo representado por los tunicados *Ascidia ceratodes* (Huntsman) y *Styela canopus* (Savigny). *Ascidia ceratodes* fue encontrada frecuentemente en grandes cantidades en las trampas para sólidos suspendidos; sin embargo, en las raíces de mangle no fue abundante (84 ejemplares en total) ni frecuente (presente en 18% de las raíces).

Styela canopus, del Atlántico oriental, aparentemente ha sido introducida recientemente en el Pacífico americano y observada en aguas de San Diego, California (Lambert y Lambert, 1998). Los organismos aquí descritos corresponden a los primeros registros de la especie en el Pacífico mexicano. A pesar de que *S. canopus* fue relativamente abundante en las raíces de Sirena y Confites durante los dos primeros muestreos. Posteriormente no fue observada en los muestreos, sino hasta los dos últimos. En total se recolectaron 591 ejemplares de esta especie, de los cuales el 60% fue recolectado solo en Sirena.

4. Análisis de las comunidades

4.1. Métodos univariantes

4.1.1. Número de especies y densidad de organismos

El número de especies por estación no fue el mismo para todas. Barrón y Huizaches tuvieron 27 especies cada una, Sirena y Confites contaron con 31, Tapo con 32 y Caimán 35. Aunque el número total de especies fue alto, cabe señalar que durante los muestreos este valor no fue tan elevado en los muestreos trimestrales. En Huizaches se recolectó un total de 33 especies, aunque el promedio de especies capturadas por muestreo fue de 14.

En términos generales, la densidad de organismos en las raíces de las seis estaciones de muestreo fue baja antes de y durante los períodos de lluvias de los dos años y alta en los meses de secas; especialmente en los muestreos de febrero, lo que denotó una época clara de reclutamiento de especies en la temporada posterior a las lluvias.

Las estaciones con más organismos por metro cuadrado fueron Caimán, Sirena y Confites. En términos generales, Barrón y Huizaches tuvieron densidades más bajas. Al inicio de los muestreos (mayo de 1993) solamente en Caimán se recolectaron más de 30,000 org./m² (76% del total de organismos recolectados ese mes), mientras que en el resto de las estaciones no se superaron los 15,000 org./m². En la segunda colecta, con el inicio de la temporada de lluvias, la densidad disminuyó en todas las estaciones y solo en Caimán superó los 10,000 org./m² (en Huizaches ésta fue la primera colecta y la densidad de organismos no alcanzó los 1200 org./m²). En

la tercera colecta la densidad de organismos en Caimán y Barrón descendió aun más y en Sirena, Confites y Huizaches aumentó; en Confites tuvo poca variación. Hacia febrero de 1994, cuando la temperatura del agua se encontraba entre 20 y 23 °C y la salinidad oscilaba alrededor de 40. En cuatro de las seis estaciones se tuvo la mayor abundancia de organismos. En Caimán y Confites la densidad solo fue menor que la registrada en mayo de 1993 y en agosto de 1994 respectivamente. Hacia mayo del segundo año la temperatura y la salinidad fueron elevados y se aprecia una baja generalizada en la densidad de organismos; posteriormente la abundancia se incrementó claramente en Tapo y Confites. En el último muestreo (febrero de 1995) los valores de densidad ascendieron en todas las estaciones, excepto en Tapo, aunque sus valores fueron menores a los de la misma época del año anterior (Fig. 26).

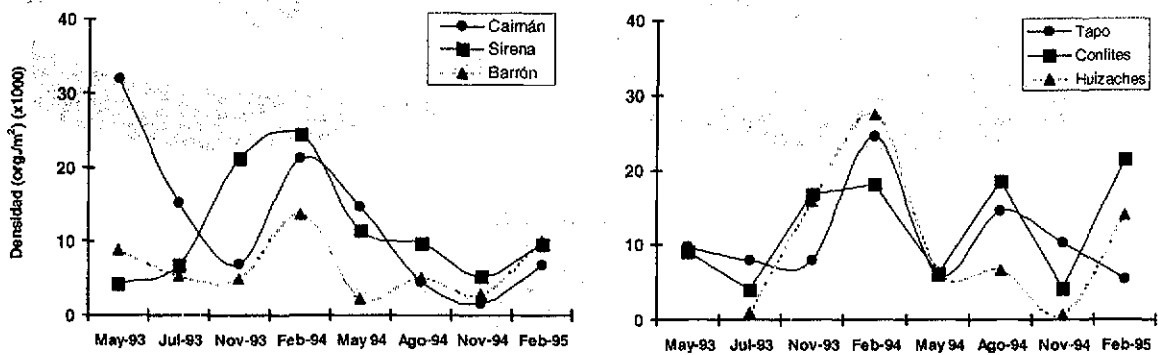
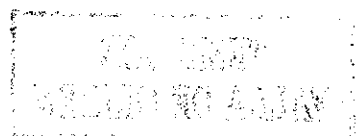


Figura 26. Densidad de macroinvertebrados en las raíces de mangle recolectadas en las seis estaciones de muestreo a lo largo del estudio.

Aunque el número de especies registradas en el estudio fue relativamente alto, es de resaltar que la densidad de organismos estuvo regida por la abundancia de las especies dominantes, particularmente *M. strigata*, *B. inexpectatus*, *C. columbiensis*, *P. robsonae* y *F. miamiensis*, por lo que los cambios en su abundancia repercutieron en los valores globales de densidad.

Las estaciones con menor densidad de organismos fueron Barrón y Huizaches, aunque en febrero de 1994 y 1995 la densidad de Huizaches fue mayor que la de casi todos los muestreos restantes. En Confites la densidad fue variable durante los dos años, aunque presentó incrementos claros en los muestreos de febrero, las densidades de esta localidad no se pudieron asociar a alguna época del año pero si a una temporada dentro del estudio.

Durante el primer año Caimán fue la localidad con mayor densidad de organismos en las raíces; sin embargo, durante los tres últimos muestreos del segundo año la densidad disminuyó notablemente, al igual que en la mayoría de las estaciones. En Sirena se presentaron densidades



relativamente bajas durante los dos primeros muestreos, altas los dos siguientes y nuevamente bajas en el resto de los muestreos.

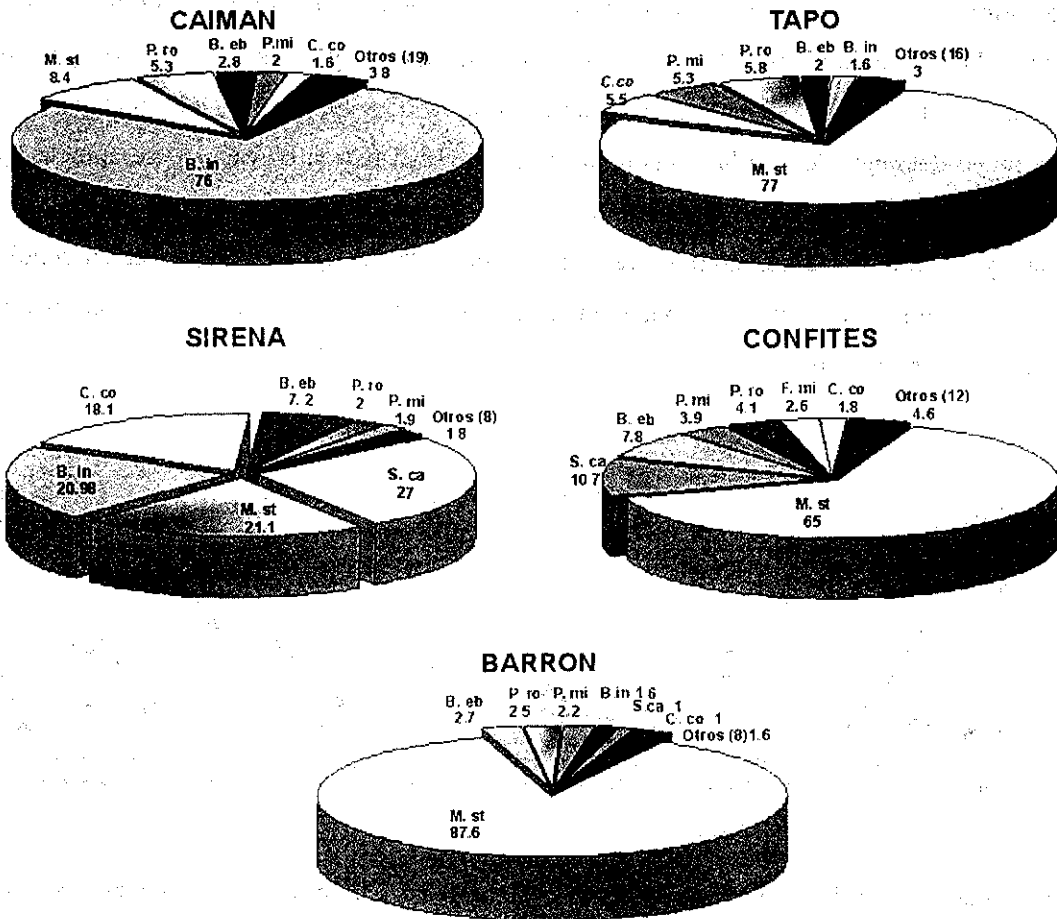


Figura 27. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en mayo de 1993, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, B. eb = *Balanus inexpectatus*, B. eb = *Balanus eburneus*, C. co = *Crassostrea columbiensis*, F. mi = *Ficopomatus miamiensis*, S. ca. = *Styela canopus* P. mi = *Panopeus mirafloresensis*, P. ex = *Petricola exarata* y Anth. = Anthozoa,).

La composición de especies en las muestras y la proporción relativa de éstas fue distinta para cada época de muestreos; En términos generales, en todas las muestras se encontró fuerte desproporción en la abundancia relativa; se observó que la mayor abundancia de organismos (cercana al 90%) recayó en muy pocas especies (1 a 3). Al inicio de los muestreos (mayo de 1993) la especie dominante en Caimán fue, con mucho, *B. inexpectatus* (76% del total de organismos) y, sin contar los ejemplares no bien definidos como *Petrolisthes* sp (sin quelas) ó *Petrolistes* "híbridos" contó con 27 especies. En Sirena solamente se registraron 14 especies y los ejemplares de *B. inexpectatus* comprendieron el 20.9% de los organismos de la muestra, aunque fue menos abundante que el mejillón *M. strigata* y el tunicado *S. canopus*. Llama la atención que esta ascidia fue dominante una sola vez, en una estación. En el resto de las estaciones la proporción de balanos y

ascidias fue mucho menor y la especie dominante fue *M. strigata*. En Tapo y Confites contaron con 20 y 19 especies respectivamente, de las cuales *M. strigata* dominó con más del 50% de los organismos. La mayor abundancia relativa de *M. strigata* se observó en Barrón con 87.6% del total de organismos de 15 especies (Fig. 27).

La especie dominante en todos los muestreos de julio de 1993 fue *M. strigata*. El porcelánido *P. robsonae* fue igualmente abundante en Caimán (26.3% del total) y fue la segunda especie más abundante en todas las estaciones, excepto en la estación Huizaches; en ésta la segunda especie más numerosa fue *F. miamiensis* (Fig. 28). La estación con mayor número de especies fue Caimán, seguida de Confites y Barrón, mientras que Huizaches solamente tuvo 13 especies, 11 de las cuales contaron con uno o unos cuantos ejemplares en la muestra.

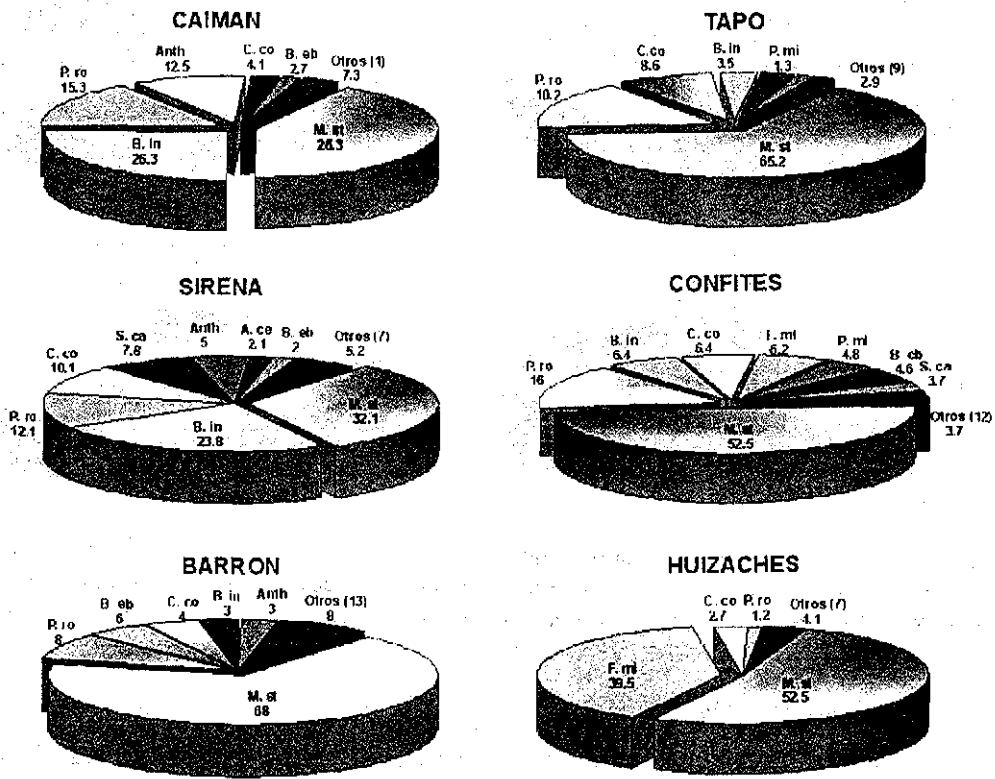


Figura 28. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en julio de 1993, en las seis estaciones de muestreo (*M.st* = *Mytella strigata*, *B. eb* = *Balanus eburneus*, *B. in* = *Balanus inexpectatus*, *C.co* = *Crassostrea columbiensis*, *F.mi* = *Ficopomatus miamiensis*, Anth. = Anthozoa, *P.mi* = *Panopeus mirafloresensis*, *S.ca* = *Styela canopus* y *P.ex* = *Petricola exarata*).

En los muestreos de noviembre de 1993 y febrero de 1994 la especie dominante (con hasta el 86.2% de los organismos) nuevamente fue *M. strigata* en todas las estaciones, excepto en Huizaches, (Figs. 29 y 30). En las muestras de noviembre y diciembre de 1993 el número de

especies de Caimán, Tapo y Confites disminuyó y la proporción relativa de especies fue distinta en Huizaches, en la que dominó *F. miamiensis* con el 72% de los organismos de la muestra.

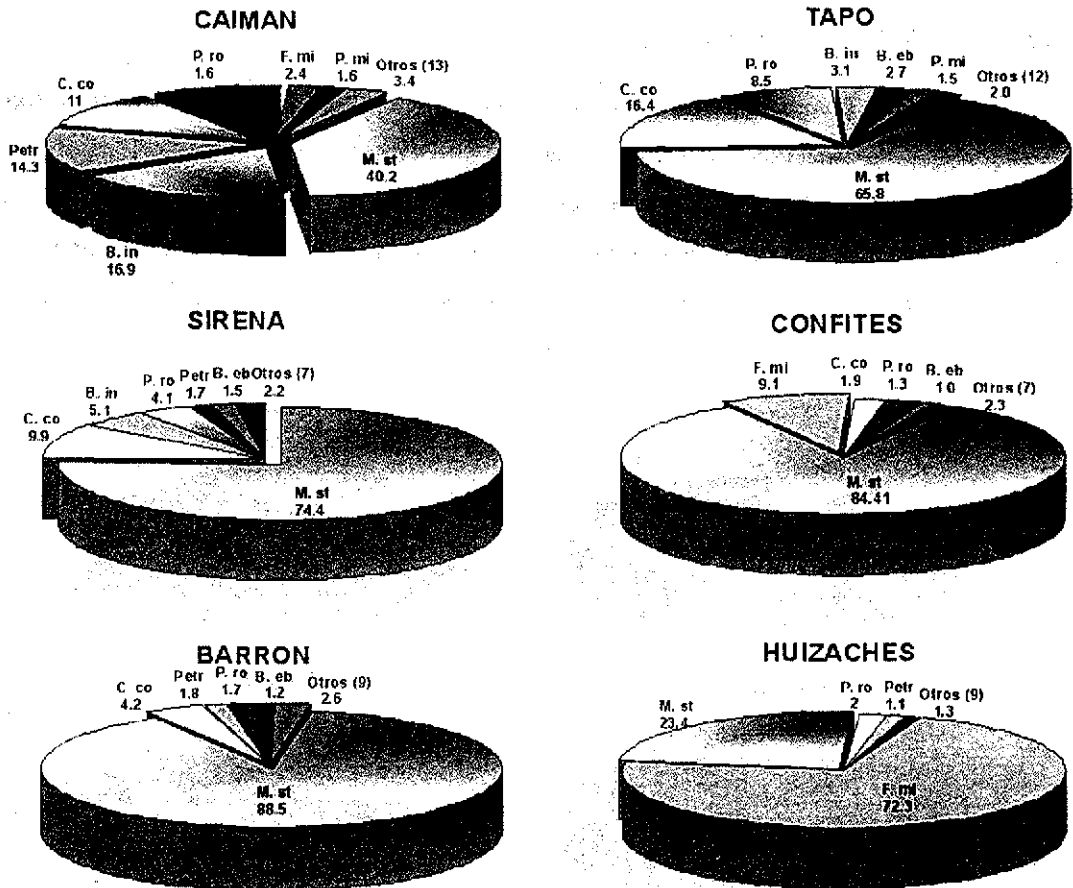


Figura 29. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en noviembre y diciembre de 1993, en las seis estaciones de muestreo (*M. st* = *Mytella strigata*, *B. in* = *Balanus inexpectatus*, *B. eb* = *Balanus eburneus*, *C. co* = *Crassostrea columbiensis*, *F. mi* = *Ficopomatus miamiensis*, *Petr.* = *Petrolisthes* sp y *P. mi* = *Panopeus mirafloresensis*).

En febrero de 1994 fue notorio el descenso en el número de especies en casi todas las estaciones. La estación con mayor número de especies fue Caimán con 18, seguida de Sirena con 16 y Tapo con 15 (Anexo 1). *Mytella strigata* fue nuevamente la especie dominante, aunque la segunda especie más abundante fue variable; *B. inexpectatus* fue la segunda especie en Caimán, Sirena y Tapo, en Barrón la segunda especie fue *C. columbiensis* y en Confites *P. robsonae*. *Ficopomatus*

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

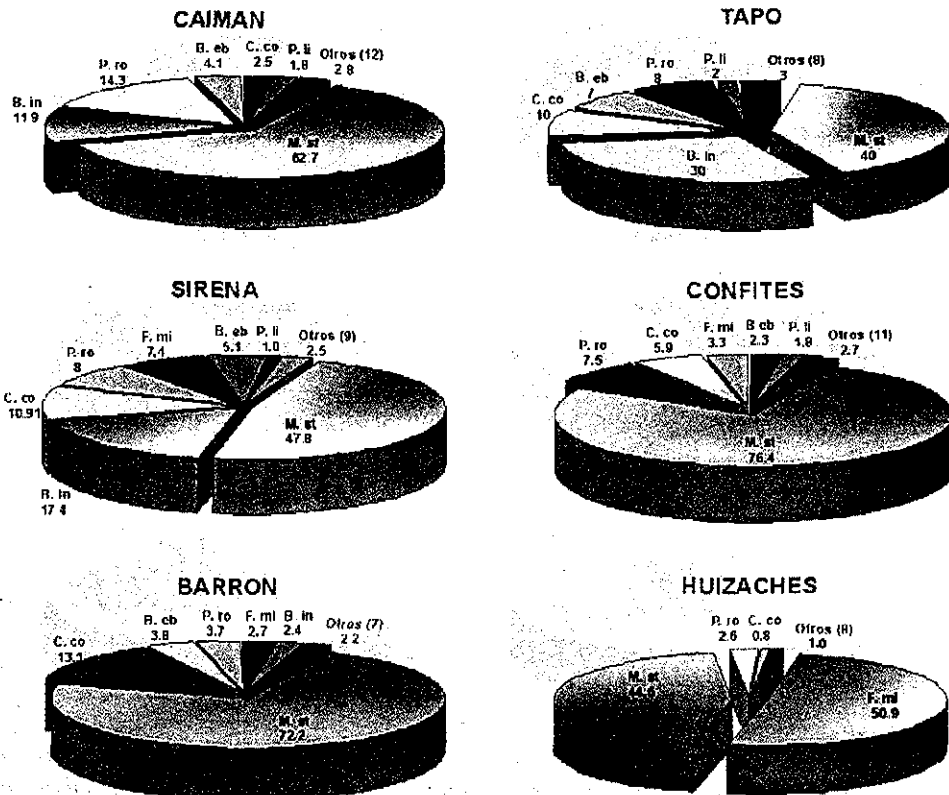


Figura 30. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en febrero de 1994, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, B.in = *Balanus inexpectatus*, B.eb = *Balanus eburneus*, C.co = *Crassostrea columbiensis*, F.mi = *Ficopomatus miamiensis*, P. ro = *Petrolisthes robsonae*, P.li = *Petrolisthes lindae* y P.mi = *Panopeus mraflouresensis*)

miamiensis dominó en Huizaches y estuvo presente en el resto de las estaciones, aunque en estas estaciones su proporción relativa no rebasó el 7.4% del total de organismos (Fig. 30). En mayo de 1994, con el inicio de las lluvias el número de especies por estación descendió notablemente; Sirena fue la estación con mayor número de especies (22), mientras que Caimán, Barrón y Tapo solamente tuvieron 13 (incluyendo ejemplares de *Petrolisthes* sp), y Confites 14 y Huizaches 11. Caimán y Tapo tuvieron una abundancia relativa de especies muy distinta a la del mismo período en el año previo. Tres especies fueron las dominantes; *B. inexpectatus* y *M. strigata* fueron las especies más abundantes en Caimán y Tapo. En Sirena, Barrón y Confites la especie que dominó fue *M. strigata*, con una proporción relativa cercana al 50% y el resto de la comunidad estuvo compuesta por pocas especies con proporciones individuales bajas. En la estación Huizaches *M. strigata* tuvo la mayor abundancia relativa (88.1%) y las demás especies no alcanzaron una proporción considerable, solo *F. miamiensis* superó el 4% del total (Fig. 31; Anexo 1).

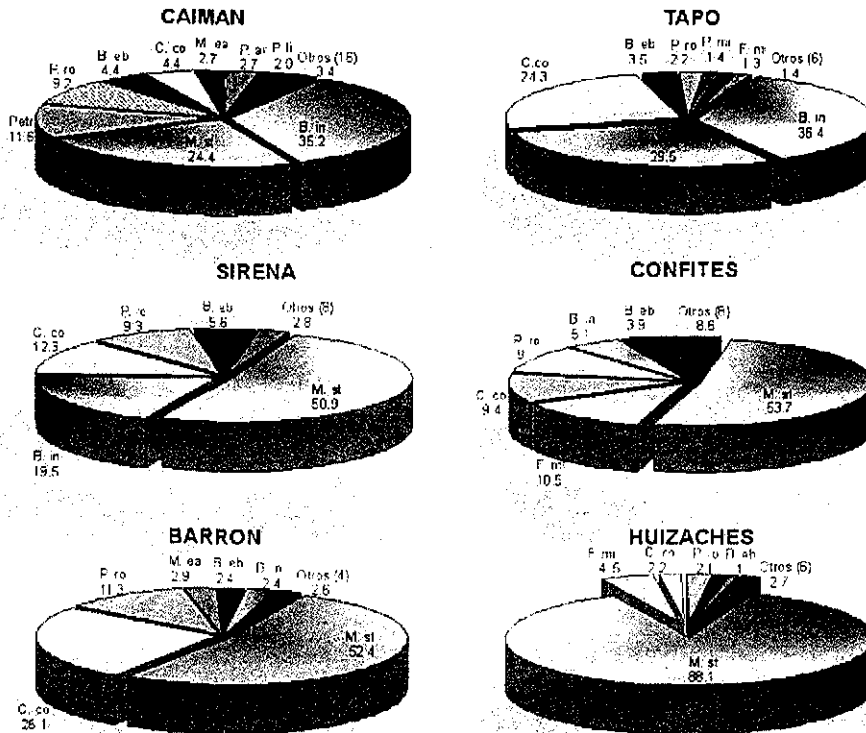


Figura 31. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en mayo de 1994, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, B.in = *Balanus inexpectatus*, B.eb = *Balanus eburneus*, C.co = *Crassostrea columbiensis*, F.mi = *Ficopomatus miamiensis*, P.ro = *Petrolisthes robsonae*, P.li = *Petrolisthes lindae*, P.ar = *Petrolisthes armatus*, P.mi = *Panopeus mirafloresensis*, E.ea = *Microeuraphia eastropacensis*).

Durante agosto y noviembre de 1994 y febrero de 1995 *M. strigata* dominó notablemente en todas las estaciones, con excepción de Huizaches en la que dominó *M. eastropacensis* en el muestreo de febrero de 1995, seguido de *F. miamiensis*. *Ficopomatus miamiensis* dominó en Huizaches también en el tercero de estos muestreos mientras que en Barrón *M. strigata* alcanzó el 85% de los organismos (Figs. 32 a 34). El número de especies colectadas por estación en agosto de 1994 fue relativamente bajo. Solamente Confites tuvo 20 (sin contar los *Petrolisthes* no definidos), varias de las cuales se recolectaron solo en esa ocasión (i.e. *Bankia* sp, *Macrobrachium* cf. *tenellum*). Caimán y Sirena contaron con 16 especies, Tapo con 15 y Barrón y Huizaches con 12 y 11, respectivamente (Anexo I).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

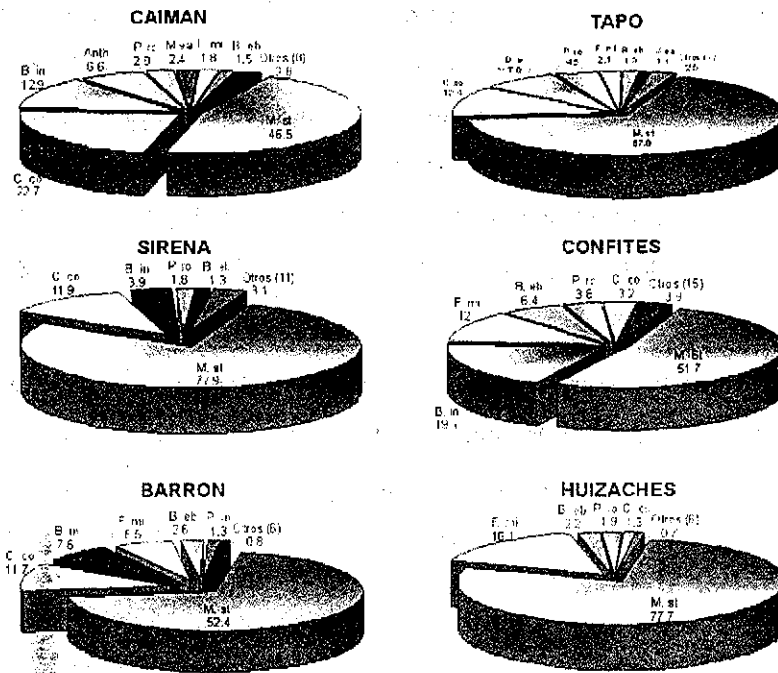


Figura 32. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en agosto de 1994, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, B.in = *Balanus inexpectatus*, B.eb = *Balanus eburneus*, C.co = *Crassostrea columbiensis*, F.mi = *Ficopomatus miamiensis*, P.ro = *Petrolisthes robsonae*, M.ea = *Microeuraphia eastropacensis* y Anth. = Anthozoa).

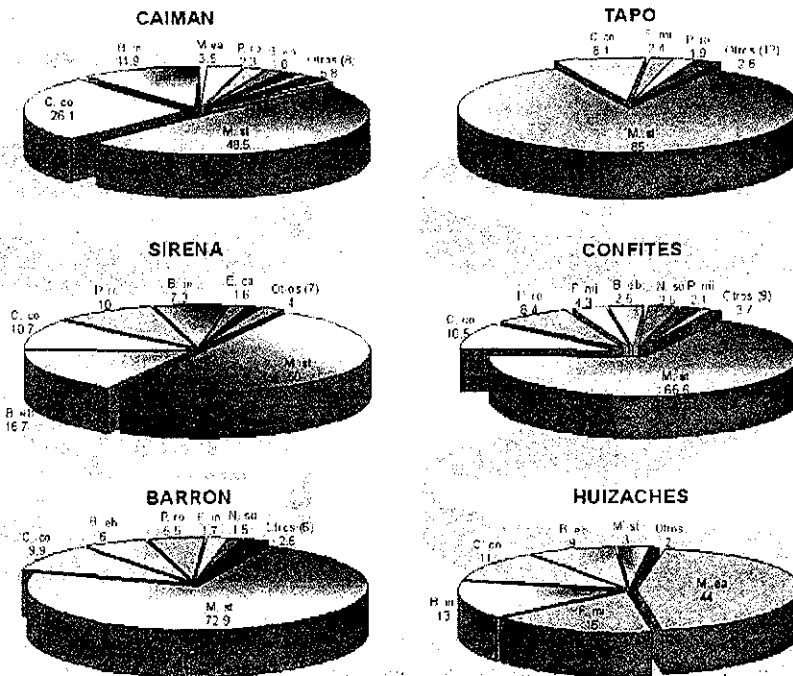


Figura 33. Abundancia relativa (porcentaje) en las raíces de mangle colectadas en noviembre de 1994, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, C.co = *Crassostrea columbiensis*, B.in = *Balanus inexpectatus*, B.eb = *Balanus eburneus*, M.ea = *Microeuraphia eastropacensis*, F.mi = *Ficopomatus miamiensis*, P.ro = *Petrolisthes robsonae*, E.ca = *Eurypanopeus canalensis*).

En noviembre de 1994 el número de especies permaneció relativamente bajo, particularmente en Caimán y Sirena (14 y 13 especies) con una densidad de organismos baja con respecto al resto de los muestreos en las mismas estaciones (1582 y 5262 org./m² respectivamente). Huizaches tuvo el menor número de especies y el menor número de ejemplares por unidad de muestreo de todo el estudio (100 ejemplares de 8 especies) y Tapo y Confites contaron con 16 especies. en Tapo la densidad de organismos fue la segunda más alta (10,323 org./m²) y en Confites fue la segunda más baja (Anexo 1).

Por lo que respecta a febrero de 1995, el número de especies y organismos recolectados se incrementó notablemente en todas las muestras. Caimán y Sirena contaron con 22 y 23 especies respectivamente (sin contar los cangrejos "sin quelas" y de difícil identificación). El resto de las estaciones tuvieron 17 especies (en Tapo), 18 (Barrón y Confites), además de que fue la colecta con mayor número de especies (19) en Huizaches (Anexo 1).

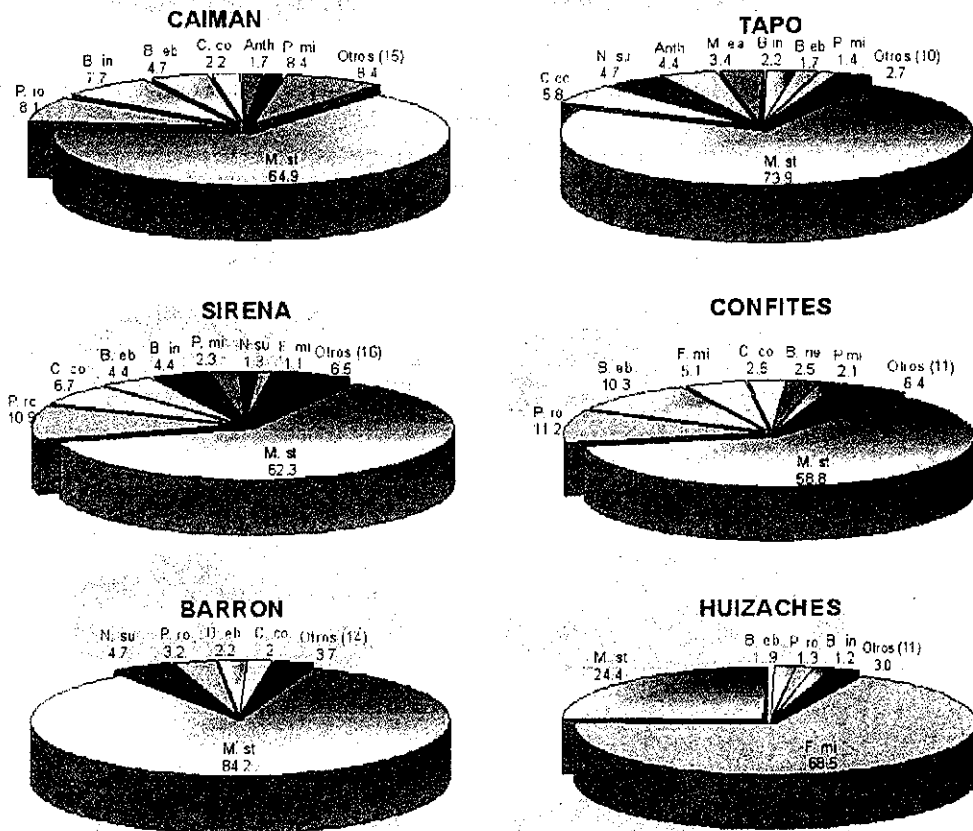
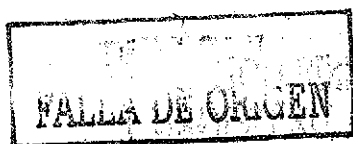


Figura 34. Abundancia relativa (porcentaje) de las especies recolectadas en las raíces de mangle en febrero de 1995, en las seis estaciones de muestreo (M.st = *Mytella strigata*, B.in = *Balanus inexpectatus*, B.eb = *Balanus eburneus*, C.co = *Crassostrea columbiensis*, F.mi = *Ficopomatus miamiensis*, P.ro. = *Petrolisthes robsonae*, P.mi = *Panopeus mirafloresensis*, M.ea = *Microeuraphia eastropacensis*, N. su = *Neanthes succinea*, Anth. = Anthozoa, B.ne = *Bugula neritina*).



4.1.2. Riqueza de especies

El índice de riqueza Margalef es un medidor simple de la riqueza de especies en una muestra que se basa en el número de especies ponderado por el número de organismos de cada especie (Magurran, 1988). Este índice tuvo amplias variaciones en las seis estaciones durante todo el estudio. Caimán tuvo valores de 2.7 a 4.9 ($\bar{X} = 3.74$), los valores de Sirena fueron de 2.2 a 4.3 ($\bar{X} = 2.8$), Barrón de 1.7 a 3.6 ($\bar{X} = 2.6$), Tapo de 2.7 a 4.0 ($\bar{X} = 3.1$), Confites de 2.1 a 4.7 ($\bar{X} = 3.4$) y Huizaches de 1.8 a 3.4 ($\bar{X} = 2.3$) (Fig. 35). La riqueza de Caimán fue la mayor en la mitad de los ocho muestreos, por el contrario Huizaches y Barrón tuvieron los valores más bajos; en la mitad de los muestreos de Huizaches se tuvo valor de riqueza más bajo y en el resto ocupó el segundo lugar de menor a mayor y Barrón tuvo el valor más bajo en dos muestreos y en tres más tuvo el segundo valor más bajo. Confites tuvo el valor más alto de riqueza en dos ocasiones y Sirena tuvo el valor más alto en una ocasión y el menor en otra. Las variaciones en este índice no tuvieron un comportamiento parecido entre las seis estaciones, con excepción del último muestreo, en que se observó un aumento importante en cinco de las seis estaciones. Las variaciones en este índice en las seis estaciones no muestran un patrón de variación que pueda ser asociado a alguna temporada del año, excepto por el hecho de que se incrementó notablemente en cinco de las estaciones durante los muestreos de febrero de 1995 (Fig. 35).

4.1.3. Diversidad y equitatividad.

En términos generales la mayor diversidad media de Shannon-Wiener se encontró en Caimán y Sirena, seguidas de Confites, Tapo, Barrón y Huizaches. Aunque esa fue la tendencia general, Barrón tuvo el segundo valor más alto en mayo de 1994 ($H' = 2.4$) y Huizaches el más alto en noviembre de 1994 ($H' = 2.3$).

La diversidad más alta se observó en Caimán ($H' = 2.16 \pm .4$) y en Sirena ($H' = 2.11 \pm .6$) mientras que el valor medio de H' en el resto de las estaciones no pasó de 2. Barrón y Tapo tuvieron una diversidad media igual ($1.5 \pm .5$), Confites tuvo una H' intermedia ($H' = 1.76 \pm .7$) y Huizaches tuvo el valor más bajo, con $H' = 1.33 \pm .5$. Por lo que concierne a la equitatividad, los valores más altos también se observaron en Caimán y Sirena, mientras que los más bajos se observaron en Tapo y Huizaches (Fig. 36).

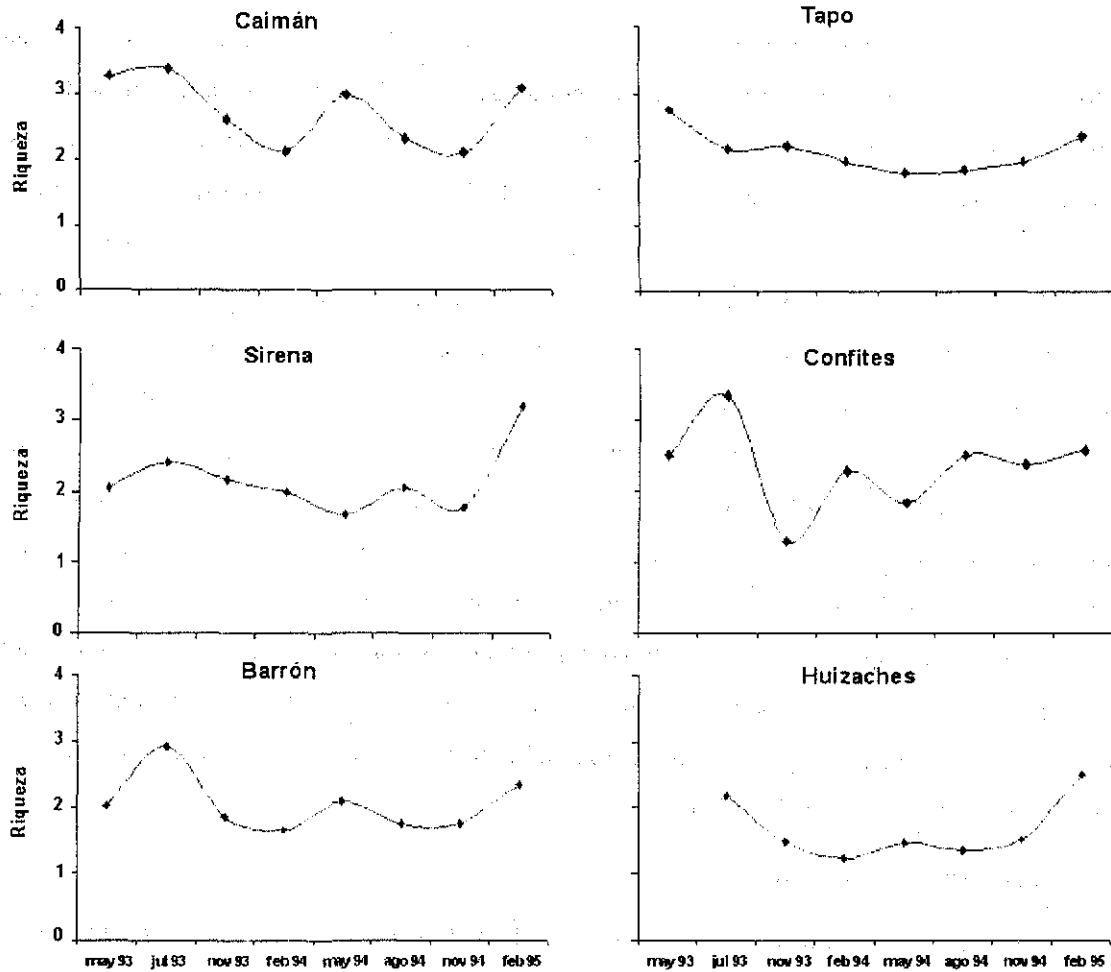


Figura 35. Riqueza de especies de Margalef en las raíces de mangle de las seis estaciones de muestreo

La abundancia de *B. inexpectatus* en Caimán (76%) durante el primer muestreo redundó en un valor de diversidad intermedio ($H' = 1.43$). En Barrón se tuvo la diversidad más baja ($H' = 0.92$) y en Tapo y Confites la especie dominante fue *M. strigata* con 65% o más del total de organismos. A diferencia de lo observado en las otras estaciones, en la muestra de Sirena el 80% de los organismos lo compusieron *S. canopus*, *M. strigata*, *B. inexpectatus* y *C. columbiensis*, con lo que su diversidad fue la mayor ($H' = 2.6$). La equitatividad en casi todos los casos fue baja y osciló alrededor de 0.3, solamente en Sirena fue de 0.68 (Fig. 36).

En julio de 1993 la abundancia de *B. inexpectatus* disminuyó en Caimán y el valor de diversidad aumentó a 2.5. En el resto de las estaciones *M. strigata* continuó siendo la especie dominante, excepto en Huizaches, donde la proporción relativa de *F. miamiensis* aumentó a casi el

40% y su diversidad fue de 1.56. En Sirena el valor de H' fue poco mayor al del muestreo anterior (2.8) y la equitatividad fue relativamente alta (0.7) (Fig. 36).

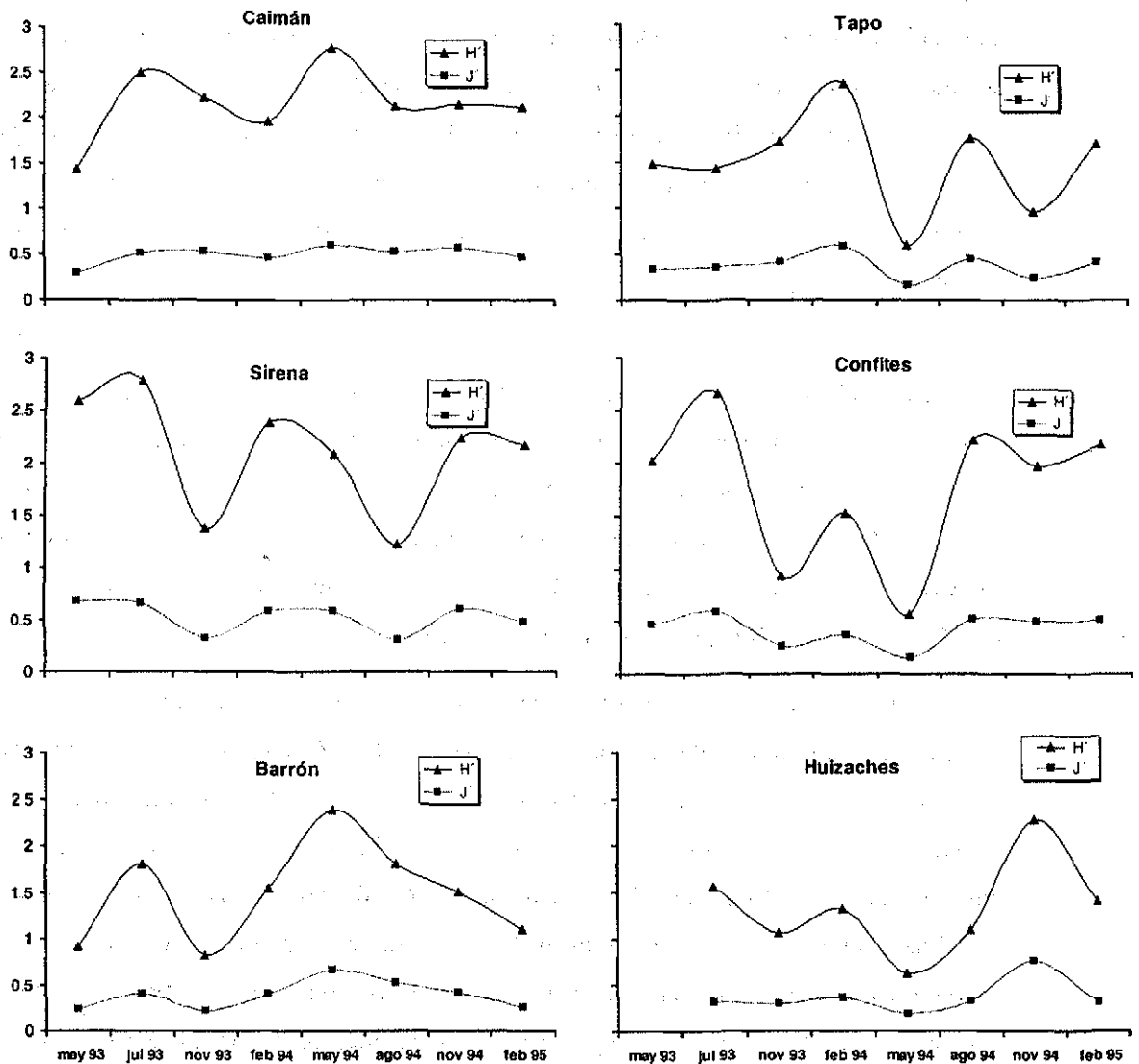


Figura 36. Diversidad de Shannon-Wiener (H') y Equitatividad (J) de las comunidades asociadas a las raíces de mangle recolectadas en las seis estaciones de muestreo a lo largo del estudio.

En el muestreo posterior a las lluvias todas las estaciones, excepto Tapo bajaron en su diversidad y los valores de equitatividad estuvieron entre los menores de todo el estudio, los valores más bajos de H' fueron 0.94 y 0.83 en Confites y Barrón respectivamente. La diversidad más alta se encontró en Caimán (2.2) y Tapo (1.72). En Huizaches *F. miamiensis* dominó con el 72% del total de ejemplares y tuvo una H' de 1.32, mientras que en Sirena la especie ampliamente dominante fue *M. strigata* y tuvo una H' de 1.4. En Caimán y Tapo también dominó *M. strigata*, aunque hubo otras especies con números relativamente altos, como *B. inexpectatus* y *P. robsonae*.

En febrero de 1994 las comunidades de invertebrados de las raíces de Huizaches estuvieron compuestas por solo ocho especies, de las cuales dominaron *F. miamiensis* y *M. strigata* en proporciones similares; ambas especies acumularon el 95.5% del total de organismos. El hecho de que hubiera dos especies abundantes incrementó el valor de diversidad ligeramente sobre el valor del muestreo anterior ($H' = 1.32$). En Caimán también hubo una gran mayoría de mejillones (62.7%) y balanos (30.3%) y la diversidad bajó ligeramente. En el resto de las estaciones se observó una condición similar, con muchos individuos de *Mytella* y con menos de otras especies. En Sirena, Barrón, Confites y Huizaches, la diversidad aumentó ligeramente, mientras que en Caimán y Tapo disminuyó (Fig. 36).

En el muestreo de mayo de 1994 se recolectaron 20 especies en Caimán y la proporción relativa de cada una de éstas fue baja con relación a las muestras anteriores por lo que los valores de diversidad y equitatividad fueron los más elevados de todo el estudio ($H' = 2.77$; $J' = 0.6$). Una situación similar ocurrió en Sirena, Barrón, Tapo y Confites y su índice de diversidad osciló alrededor de 2.0. En Sirena se tuvo la mayor equitatividad ($J' = .6$). En Tapo, Confites y Huizaches *M. strigata* dominó claramente y su diversidad fue la menor de todo el estudio (Tapo, $H' = 0.6$, Confites $H' = 0.56$ y Huizaches $H' = 0.63$) (Fig. 36).

Durante el muestreo de agosto de 1994 el número de organismos recolectados en Caimán fue bajo, con un número de especies relativamente alto; *M. strigata* y *C. columbiensis* dominaron con 46.5 y 22.7% de los organismos respectivamente, y las otras especies tuvieron proporciones individuales bajas. En Sirena, Barrón, Tapo y Huizaches dominó *M. strigata* con más del 65% de los ejemplares, con lo que el valor de diversidad obtenido descendió en las dos primeras estaciones. En Huizaches la diversidad se incrementó a causa de un aumento en la proporción relativa de *F. miamiensis*. En Confites hubo poca variación con respecto al período anterior; *M. strigata* dominó con poco más del 50% de los ejemplares y el resto se distribuyó entre 20 especies.

Con las lluvias de 1994 el número de ejemplares de *M. strigata* disminuyó en la mayoría de las estaciones con lo que la proporción relativa del resto de las especies aumentó para el muestreo de noviembre y la diversidad fue mayor que en el trimestre anterior, con excepción de Tapo, en que aumentó la proporción de mejillones, en detrimento de la diversidad. En Huizaches se recolectaron muy pocos organismos, con lo que las proporciones individuales de las especies fueron mas equitativas y hubo un incremento en el valor de diversidad. De hecho, este valor fue el más alto de todo el ciclo de muestreos para esta estación.

En el muestreo de febrero de 1995 la densidad de organismos no varió en la mayoría de las estaciones (excepto en Tapo). Esto se reflejó en los valores del índice de diversidad que

disminuyeron en casi todas estas estaciones, la diversidad solamente en Tapo se incrementó de 0.96 a 1.7. En Tapo y Confites la proporción relativa de las especies no dominantes se incrementó y el índice de diversidad aumentó con respecto al muestreo anterior ($H' = 1.7$ y . En Huizaches el número de mejillones se incrementó en más de 170,000% debido a que en el muestreo anterior estuvieron prácticamente ausentes: La especie dominante fue nuevamente *F. miamiensis* con casi el triple de densidad que *M. strigata* y el valor de diversidad bajó de 2.27 a 1.4 (Fig. 36).

4.2. Métodos multivariantes

4.2.1. Clasificación de estaciones (Similitud de Bray-Curtis)

Los dendrogramas de las estaciones, con base en las comunidades de cada uno de los dos años de estudio muestran dos tendencias en cuanto a su similitud con el índice de similitud de Bray-Curtis. Los diagramas de los valores del primer año presentan una separación de la estación Huizaches del resto de las estaciones (a un nivel de corte de 58%). De acuerdo con este diagrama, en el primer año la mayor similitud se presentó entre Sirena y Confites y por otro lado entre Tapo y Barrón. Caimán por su parte fue la estación más divergente de este grupo de estaciones (Fig. 37-A). El dendrograma del segundo año muestra un patrón distinto al anterior, en este caso la similitud fue más baja entre las estaciones. A un nivel de corte de 75% se formaron dos grupos de estaciones. Barrón y Huizaches presentan poca similitud entre si, pero forman un conjunto con características faunísticas más cercanas que el resto de las estaciones. A un corte de 83% se forman dos subgrupos con las estaciones restantes, en éstos Tapo y Sirena presentan más similitud entre sí y Caimán y Confites forman un segundo conjunto con menor similitud (Fig. 37-B).

El análisis de las comunidades de todo el estudio (Fig. 38) revela al menos dos tendencias en cuanto a la similitud entre las comunidades en el tiempo y en el espacio. Por un lado, se destaca que la similitud es mayor entre muestras de un mismo sitio, el caso más claro lo presentan seis de las siete muestras de Huizaches (en un extremo del gráfico). En el mismo sentido, las comunidades obtenidas de Caimán presentaron mayor similitud en las muestras de mayo y julio de 1993 y mayo de 1994 (C1, C2 y C5 en el diagrama). Por otro lado, se aprecia una agrupación de estaciones de acuerdo con la fecha de los muestreos; la muestra de febrero de 1994 de Caimán (C4) tuvo mayor similitud con las muestras de la misma fecha de colecta de Sirena, Tapo y Confites. De manera similar, las muestras de noviembre de 1994 también se agrupan en un conjunto (aunque con menor similitud) en el que no se incluye la muestra de Caimán.

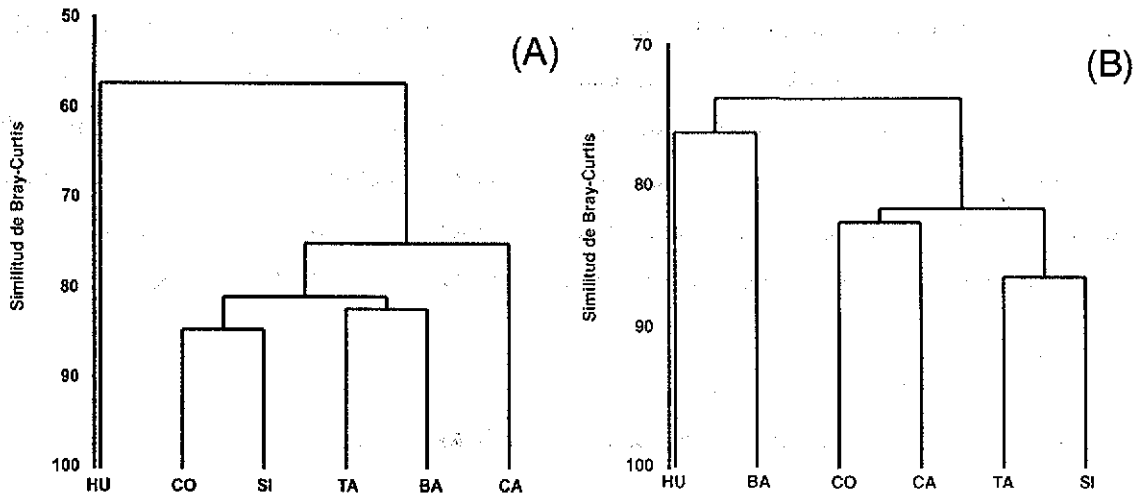


Figura 37. Dendrogramas de similitud de estaciones, con base en la estructura de sus comunidades, durante el primer año de muestreos (A) y el segundo año (B) de acuerdo con el índice de Bray-Curtis. (CA = Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, HU = Huizaches y CO = Confites).

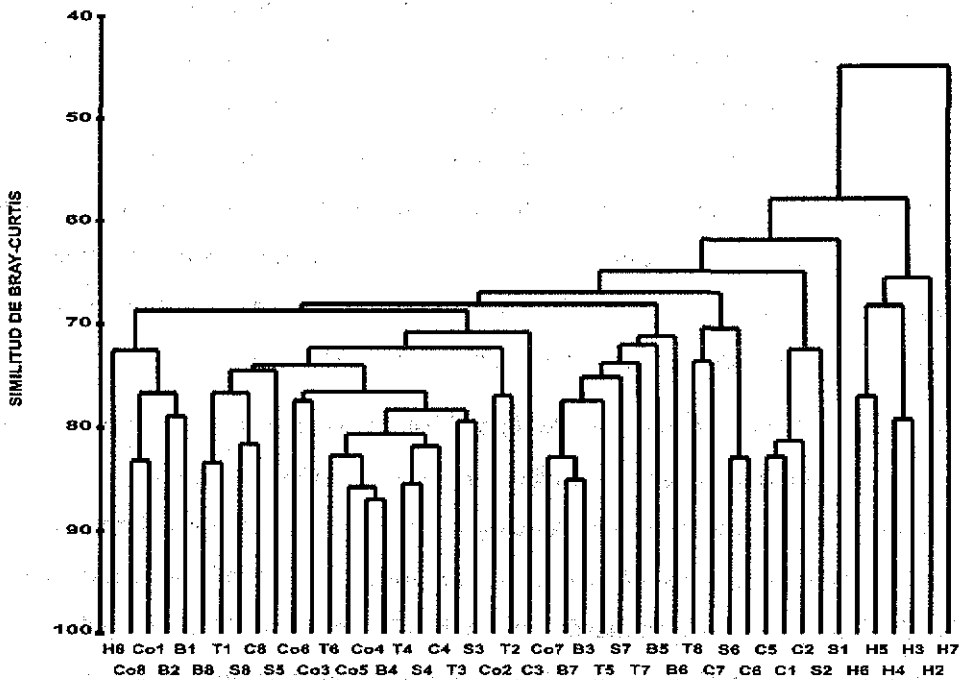


Figura 38. Dendrograma de las estaciones de muestreo durante todo el estudio, mediante el análisis de la similitud de las comunidades asociadas a las raíces de mangle con el índice de Bray-Curtis. Las abreviaturas corresponden a las estaciones de muestreo (C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches). El número posterior a las abreviaturas corresponde al número de muestreo, considerando las ocho fechas de muestreos biológicos del estudio.

La estación Huizaches, fue claramente distinta del resto, sus valores de similitud entre fechas de colecta fueron menos bajos que con el resto de las estaciones. Barrón, por su parte,

presenta mayor similitud en los muestreos de noviembre de 1993 y de 1994 (B3 y B7). Por último, se observa que en algunas épocas de muestreos la similitud fue más baja. El caso más claro se observa con el primer muestreo (Fig. 38).

En el dendrograma de los muestreos de Caimán, Barrón y Confites se presentan tres agrupamientos a un nivel de corte de 60%. Por un lado, los muestreos 1 a 5 de Caimán, en el otro extremo, la mayor parte de los muestreos de Barrón (1,3,5,6 y 7) junto con los dos de realizados en Caimán durante las lluvias del segundo año (6 y 7) y uno de Confites de la misma época. Y por último, se presenta un grupo más grande que incluye la mayor parte de los muestreos de Confites. En este grupo, la mayor similitud se observó entre los muestreos de noviembre de 1994 de Barrón y Confites (Fig. 39).

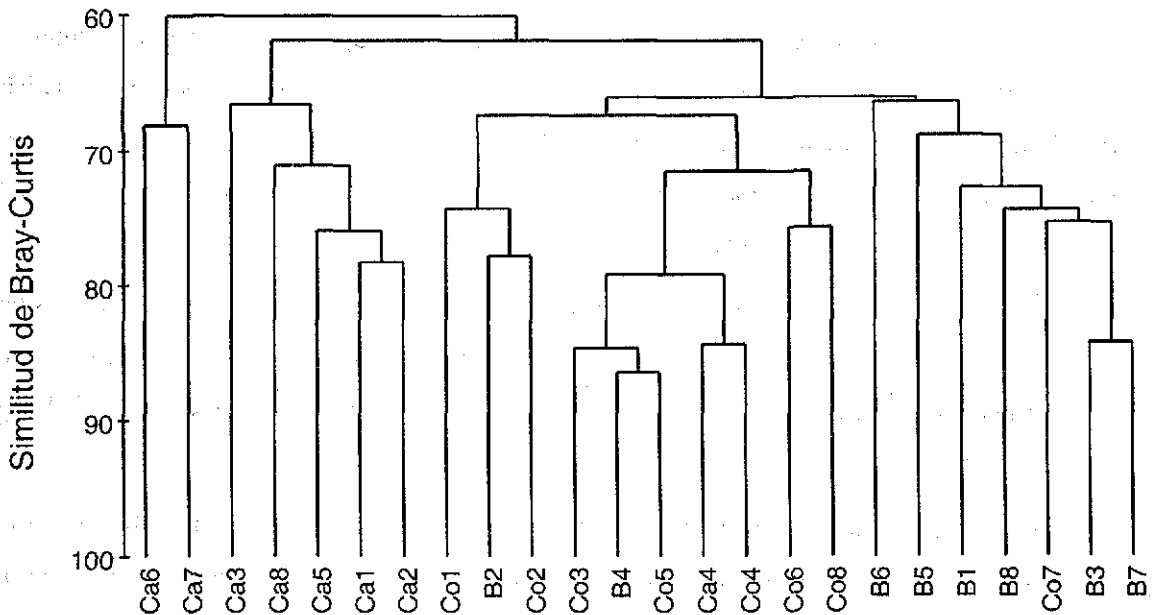


Figura 39. Dendrograma de similitud de estaciones realizado mediante el análisis de la similitud de las comunidades asociadas a las raíces de mangle con el índice de similitud de Bray-Curtis. Las abreviaturas corresponden a las estaciones de muestreo (Ca = Caimán, B = Barrón, y Co = Confites. El número posterior a las abreviaturas corresponde al número de muestreo, considerando las ocho fechas de muestreos biológicos del estudio.

En los dendrogramas correspondientes a los muestreos trimestrales, en la mayoría de los análisis Huizaches aparece como una estación distinta (Fig. 40 B, D y G), aunque en dos de los estudios aparece con mayor similitud con Barrón y Confites. Se observa también que el dendrograma obtenido para un determinado mes del primer año tiene un arreglo distinto al dendrograma obtenido para el mismo mes del segundo año. Los muestreos correspondientes a mayo de 1993 se observa una mayor similitud entre Confites y Barrón, y poca similitud entre el resto de

las estaciones, en mayo del año siguiente Confites tiene mayor similitud con Sirena, y con un índice menor que el máximo del año anterior. En julio de 1993 Huizaches se separa del resto de las estaciones y de éstas Confites se asemeja más a Barrón, mientras que en agosto de 1994 se forman claramente tres grupos de estaciones, en las que Sirena y Caimán presentan mayor similitud. Con los muestreos de noviembre de 1993 se obtuvieron mayores similitudes entre Confites y Huizaches, por un lado y Tapo, Caimán y Sirena por el otro. Y por lo que respecta a los muestreos de febrero, en el primer año se presenta un mayor índice de similitud entre todas las estaciones, excepto Huizaches, y en el muestreo del segundo las comunidades fueron mucho más divergentes.

Tanto en julio de 1993 como en febrero y noviembre de 1994 se observa que en cinco de las seis estaciones (excepto Huizaches) se presenta una alta similitud, producto de la aparición de condiciones ambientales semejantes en las estaciones. Por otro lado, los diagramas cluster que muestran agrupaciones de dos estaciones, o un arreglo concatenado con valor de similitud bajo indicarían que las comunidades de invertebrados estuvieron sujetas a condiciones ambientales distintas. El análisis de los cambios en las variables ambientales durante el estudio y el análisis de Bray-Curtis permite intuir una relación entre dichos cambios y el arreglo de las estaciones en el dendrograma, sin embargo, el análisis por trimestres permite establecer con mayor claridad esta relación, como se verá más adelante.

En las muestras de mayo de 1993 la mayor similitud se observó entre Confites y Barrón (78.6%), mientras que la menor similitud se observó entre Caimán y el resto de las estaciones (Fig. 40-A), lo cual concuerda con el análisis de riqueza y abundancia de las comunidades de Caimán, que fueron superiores a las del resto de las estaciones.

En el muestreo de julio de 1993 se obtuvo una configuración muy parecida a la de mayo (concatenada), con la diferencia de que entre las muestras ya se había incluido a las de la estación Huizaches. En este mes la similitud entre las estaciones (excepto Huizaches) es mayor que en el muestreo anterior, aunque las dos estaciones más parecidas (Barrón y Confites) presentaron un índice de similitud similar al anterior (Fig. 40-B). En este muestreo el valor de diversidad de Huizaches fue similar al de otras estaciones, sin embargo, la densidad de organismos fue mucho menor y su composición de especies fue distinta, lo cual explica su baja similitud con el resto de las estaciones.

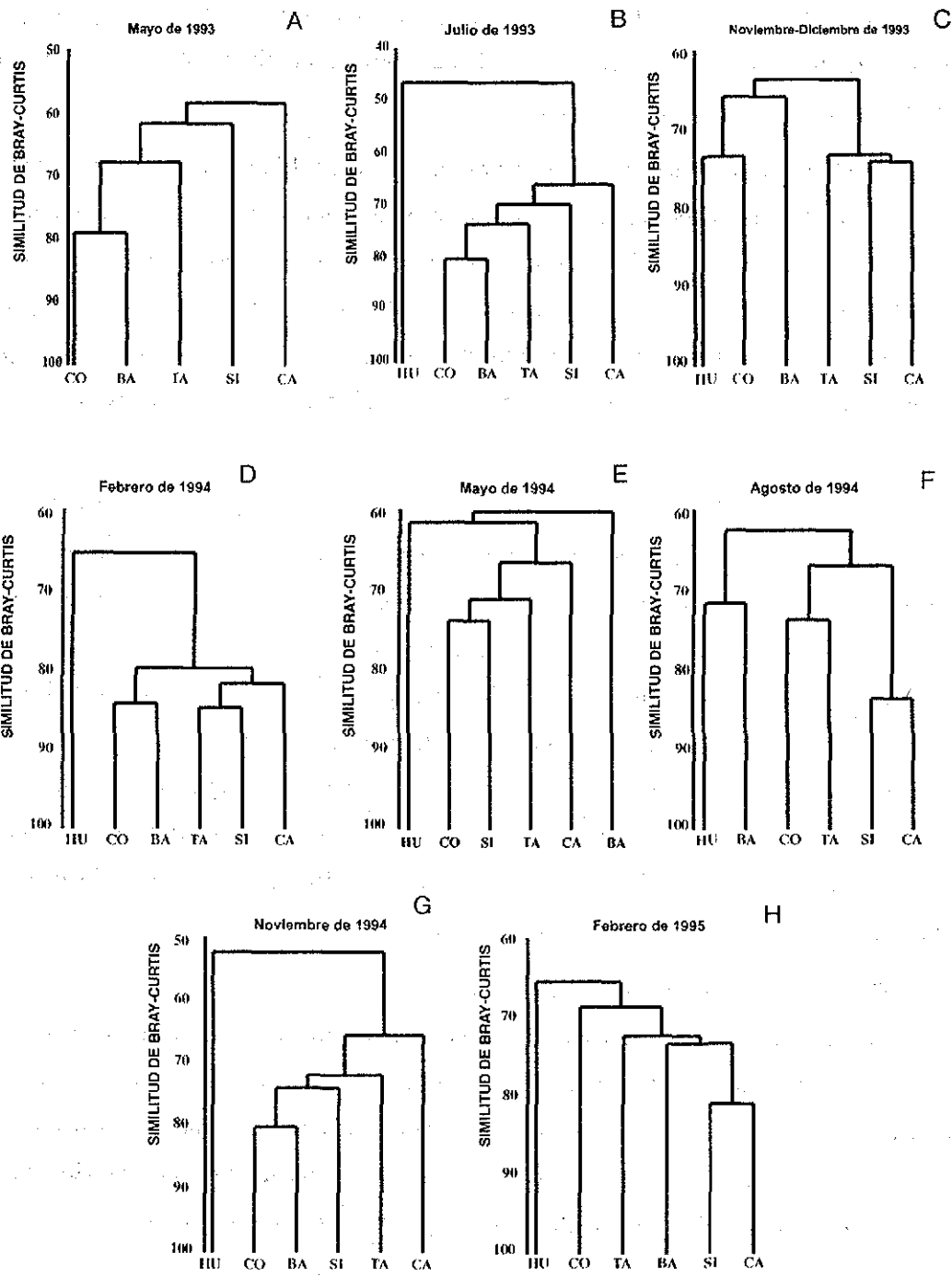


Figura 40. Dendrogramas de similitud de Bray-Curtis basado en las comunidades asociadas a las raíces de mangle recolectadas a lo largo del estudio.

En el dendrograma correspondiente al muestreo posterior a la época de lluvias (noviembre-diciembre de 1993) se forman dos grupos de estaciones. Por un lado las de los esteros que rodean a la granja (Barrón, Confites y Huizaches) y por el otro las del estero La Sirena (Tapo y Sirena) y Caimán. Antes del nivel de corte del 70% se observa que Barrón aparece como una estación

distinta, Confites y Huizaches forman un subgrupo y Tapo se aproxima al subgrupo que forman Caimán y Sirena (Fig. 40-C), lo que parece indicar que la similitud entre las estaciones en este período estuvo asociada a la distancia entre éstas.

En febrero de 1994 se volvió a observar una marcada diferencia entre Huizaches y el resto de las estaciones. El poliqueto *F. miamiensis* fue la especie dominante en esa estación, mientras que no fue observada en las raíces en las otras estaciones, que a su vez forman un grupo más compacto (hasta el nivel de corte de 80%) y en las que *M. strigata* dominó numéricamente. A mayor similitud se formaron dos subgrupos; por un lado Barrón y Confites, con diversidad semejante y por el otro Caimán, Sirena y Tapo, con valores de riqueza y abundancia superiores a los del otro subgrupo (Fig. 40-D).

Al momento del muestreo de mayo de 1994 (previo a la época de lluvias del segundo año) más del 50% del área de cultivo de la granja estaba inactivo y la clorofila *a* en las estaciones presentaba valores entre 3 y 9 mg/m³, con excepción de Barrón (alrededor de 30 mg/m³). Los estanques 3A y 4A habían sido vaciados un mes antes hacia el estero Barrón, (lo cual parece reflejarse en las concentraciones de clorofila de esa estación) La similitud entre estaciones fue mucho menor a la del trimestre anterior, a la vez que se detectaron grandes variaciones en los valores de diversidad y abundancia en las unidades de muestreo. El agrupamiento de las estaciones es de forma concatenada. La mayor similitud entre estaciones se presentó entre Confites y Sirena, con una similitud cercana a 75% entre sí, mientras que Barrón fue la estación más divergente, seguida de Huizaches, Caimán y Tapo (Fig. 40-E).

En el dendrograma de agosto de 1994 (Fig. 40-F) se forman tres grupos de dos estaciones con mayor similitud entre si. Las estaciones lejanas a la granja (Caimán y Sirena) tuvieron un valor de similitud cercano al 87%. Confites y Tapo, que son las estaciones más cercanas entre sí, tuvieron un valor de similitud del 74%. Por último Barrón y Huizaches, ambas con menor riqueza de especies y menor abundancia de organismos por unidad de área durante ese período tuvieron 71.5% de similitud. La similitud entre este último subgrupo y el resto fue de 62.5%.

El análisis de las muestras de noviembre de 1994 formó un dendrograma muy parecido al de julio de 1993, aunque en este caso la estación Tapo tuvo mayor similitud con Caimán que con Sirena (Fig. 40-G). Al igual que en aquel muestreo, en Huizaches, se obtuvo el menor número de especies y el menor número de ejemplares, por lo que su índice de riqueza fue el menor de entre las seis estaciones. Barrón y Confites, por su parte, tuvieron una conformación semejante en cuanto a la abundancia parcial de varias de las especies presentes en sus unidades de muestreo y esto se reflejó en la forma del dendrograma.

En febrero de 1995 el dendrograma presenta forma concatenada en el que la mayor similitud (81%) se presentó entre las estaciones más alejadas de la granja camaronícola (Sirena y Caimán) (Fig. 40-H). En la muestra de Barrón de ese mes se observó un incremento importante en el número de ejemplares de *M. strigata*, lo que se ve reflejado en el gráfico como la estación más parecida a Sirena y Caimán. Como en la mayoría de los muestreos, la estación Huizaches fue la más divergente (< 64%), seguida de Confites y Tapo. A diferencia de lo que se observó en el resto de las estaciones, en Huizaches las comunidades asociadas a las raíces de mangle estuvieron dominadas por *F. miamiensis*.

4.2.2. Non-Metric Multi Dimensional Scaling (MDS) y análisis de correlación "BIO-ENV"

Las representaciones espaciales de las estaciones de muestreo en gráficos bidimensionales, creados mediante el método MDS, fueron consistentes con las clasificaciones obtenidas mediante el índice de Bray-Curtis, tanto en los dos años como en los muestreos trimestrales.

El ordenamiento MDS por años y por trimestres no sobrepasó el valor de estrés de 0.01, con excepción del análisis global de los ocho muestreos (estrés =.19), lo que indica que las configuraciones obtenidas son buenas representaciones de la similitud entre estaciones y de su ordenamiento de acuerdo con un gradiente.

En el gráfico MDS que agrupa todas las muestras de las seis estaciones no se observan diferencias claras entre los muestreos del primer año y del segundo (Fig. 41), aunque su mayor concordancia con el análisis de clasificación (Bray-Curtis) se refiere a la baja similitud de Huizaches con el resto de las estaciones.

El ordenamiento de las estaciones a lo largo del eje 1 (horizontal) muestra un gradiente en el que los muestreos de Huizaches y Barrón son opuestos a los de Caimán y Sirena. El resto de las estaciones se ubica en el centro de la nube de puntos, con diferencias y semejanzas tanto al nivel de estación como de fecha de muestreos. El arreglo al nivel del segundo eje (vertical) muestra de algún modo que existen diferencias entre las comunidades de Huizaches y Barrón y que éstas últimas tienen mayor semejanza con las comunidades de Tapo y Confites.

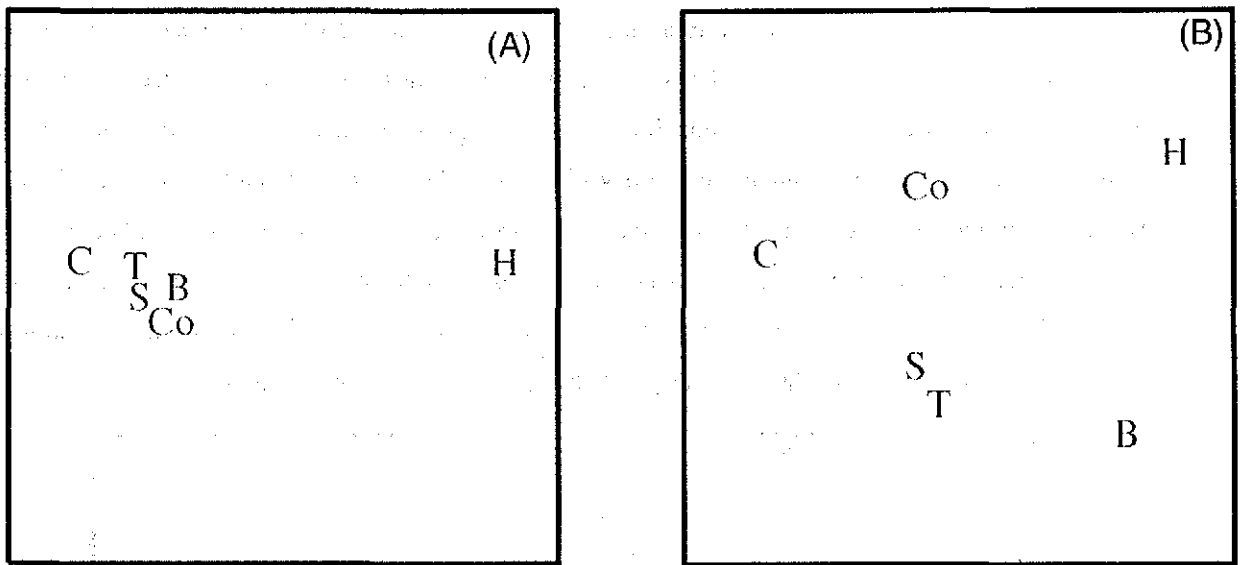


Figura 42. Configuración MDS de las estaciones de muestreo durante el primer año de estudio (A) y el segundo año (B) (C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches). En el primer año el estrés fue igual a 0 y en el segundo fue igual a 0.01.

Tabla 13. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones de la media de los valores de las variables ambientales registradas en el primer año, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Además del valor de correlación obtenido para cada variable, se presentan los valores de correlación significativa (≥ 0.5) para los grupos de variables. En negritas se presenta la variable o la combinación de variables con el mayor valor de ρ_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; CFO = carbono fácilmente oxidable; mar = nivel de la marea.

Mejores combinaciones de variables (ρ_w) Mayo de 1993 a febrero de 1994							
	sal	temp	cl a	cl b	DBO	CFO	mar
1	(0.36)	(-0.24)	(0.36)	(0.55)	(0.27)	(0.19)	(-0.44)
2	cl b, CFO (0.63)	cl a, CFO (0.54)					
3	sal, cl a, CFO (0.65)	cl a, cl b, CFO (0.64)		sal, cl a, CFO (0.63)		Ox, cl b, CFO (0.55)	ox, cl a, CFO (0.55)
4	sal, cl a, cl b, CFO (0.67)	ox, cl a, cl b, CFO (0.59)			sal, DBO, cl b, CFO (0.54)		

El arreglo bidimensional de las estaciones, basado en el análisis de las variables ambientales con mayor correlación (de manera individual o en asociación con otras variables) indica que en el primer año las clorofilas a y b se correlacionaron de manera muy semejante con las estaciones

(Figs. 43 A-B). La correlación más importante de los dos tipos de clorofila se presentó con Barrón y con Tapo y, en menor medida, con Sirena y Confites. En los dos casos se puede observar que tanto Huizaches como Caimán tuvieron una influencia muy pobre (o inversa) de estas variables. La salinidad tuvo mayor importancia en Tapo y el carbono fácilmente oxidable (CFO) en Caimán, Barrón y Sirena. En concordancia con lo obtenido mediante el análisis de similitud, Huizaches no tuvo correlación significativa con ninguna de las variables analizadas, lo que demuestra que durante ese año la estación tuvo muy poca afinidad ambiental y biológica con el resto de las estaciones, a pesar de estar intercomunicada con éstas por el mismo cuerpo de agua (Figs. 43 A-D).

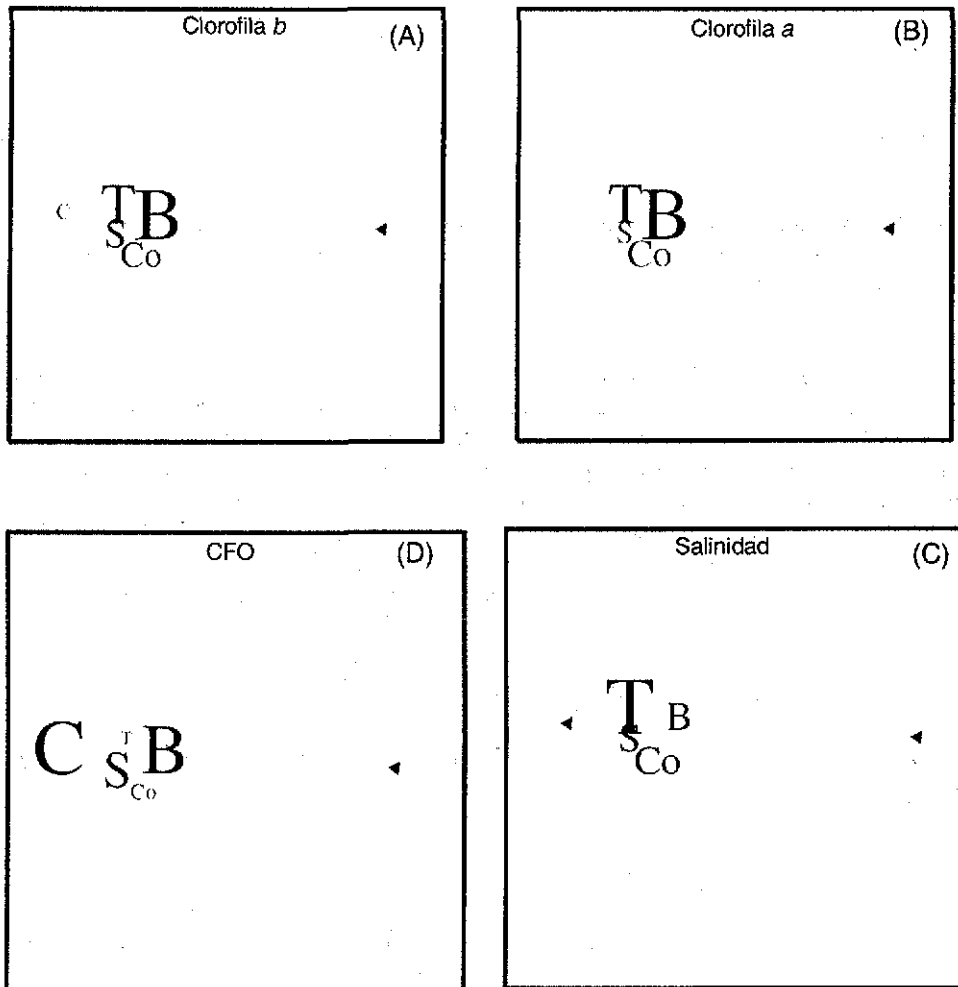


Figura 43. Configuración MDS de las estaciones de muestreo durante el primer año de estudio con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue insignificante y su tamaño proporcional es muy reducido.

En el segundo año se presentó un ordenamiento totalmente distinto al del año previo, aunque también concordante con la clasificación que se obtuvo con el índice de Bray-Curtis

(cluster). Al igual que en este tipo de análisis, las estaciones Tapo y Sirena presentaron mayor similitud entre si, mientras las demás estaciones no muestran afinidad entre sí (Figs. 44 A-E).

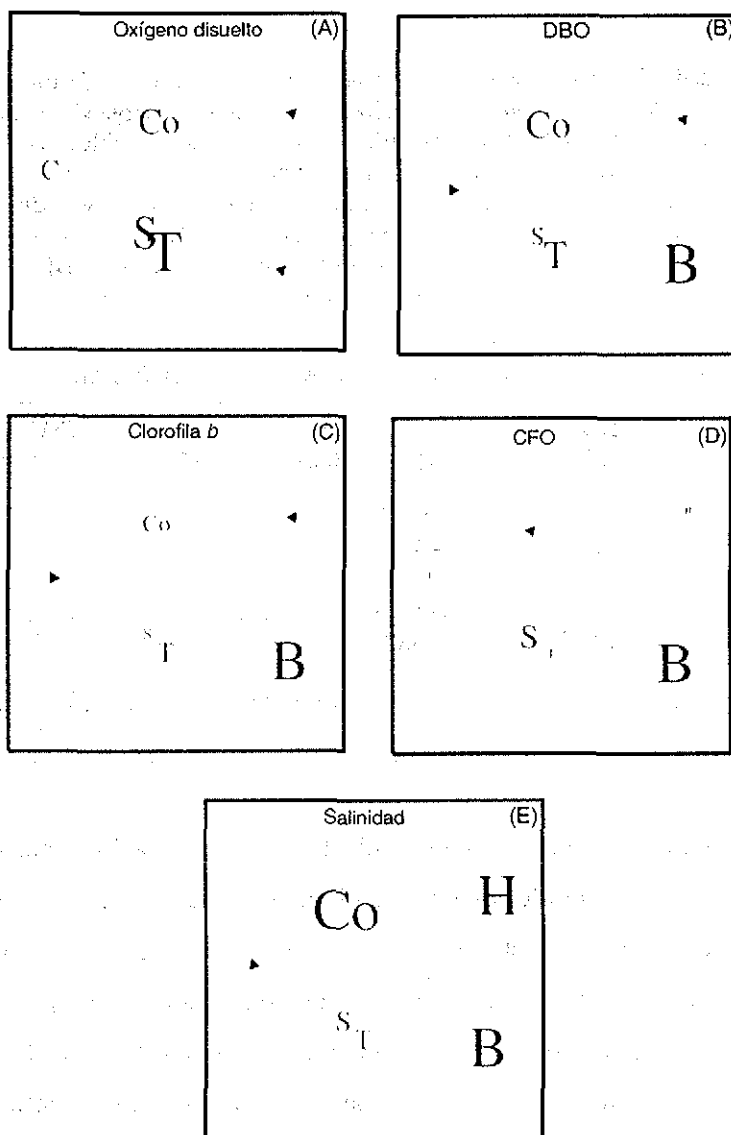


Figura 44. Configuración MDS de las estaciones de muestreo durante el segundo año de estudio con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fué insignificante y su tamaño proporcional es muy reducido.

El análisis BIO-ENV del segundo año indica que ninguna de las variables tuvo un valor de correlación de Spearman significativo ($p_s > 0.5$) de manera individual, aunque el oxígeno disuelto tuvo un valor positivo casi significativo ($p_s = 0.49$) al igual que las mareas, ($p_s = -0.47$) aunque éstas en correlación negativa. En varios casos las asociaciones de dos o mas variables sí tuvieron una

correlación significativa con el ordenamiento de las estaciones. La mayor correlación se dió con la asociación del oxígeno disuelto y de la clorofila *b* ($p_s = 0.67$); de hecho, en la totalidad de las asociaciones de variables con correlación significativa, estuvieron involucradas estas dos variables (Tabla 14).

Tabla 14. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones de la media de los valores de las variables ambientales registradas en el segundo año, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (*k*), mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (p_s). Se presentan los valores de correlación para cada variable individual y los valores significativos (≥ 0.5) para los grupos de variables. En negritas se presenta la variable o la combinación de variables con el mayor valor de p_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila *a*; cl b = clorofila *b*; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea, CFO = carbono fácilmente oxidable.

<i>k</i>	Mejores combinaciones de variables (p_s) Año 2							
1	ox (0.49)	DBO (0.32)	cl b (0.31)	cl a (0.29)	sal (0.24)	CFO (0.04)	temp (-0.09)	Mar (-0.47)
2	cl b, ox (0.67)	Ox, DBO (0.57)	ox, CFO (0.57)	ox, cl a (0.53)				
3	sal, ox, CFO (0.65)	sal, ox, cl b (0.62)	ox, cl a, CFO (0.60)	ox, cl b, CFO (0.58)	ox, sal, cl a (0.57)	ox, DBO, CFO (0.57)		
4	sal, ox, DBO, CFO (0.63)	ox, sal, cl a, CFO (0.62)	Ox, DBO, cl b, CFO (0.58)	ox, sal, cl b, CFO (0.57)	ox, sal, cl a, cl b. (0.56)			

La superposición de las variables ambientales con correlación significativa de Spearman y de las estaciones mediante el ordenamiento MDS muestra que el oxígeno tuvo mayor influencia con las comunidades de Tapo y Sirena, menor con Caimán y Confites y nula con Barrón y Huizaches como reflejo de las bajas concentraciones de oxígeno registradas en ese par de estaciones (Fig. 44-A). A diferencia de lo ocurrido con el oxígeno, la DBO, la clorofila *b* y el CFO tuvieron la mayor correlación con las comunidades de Barrón, menor con las de Tapo, Confites y Sirena e ínfima o nula con Caimán y Huizaches (Figs. 44 B-D).

La influencia de el CFO en las comunidades de Sirena también fue relativamente alta, pero los valores de productividad y de consumo de oxígeno fueron menores que los observados en Barrón. El resto de las estaciones muestra una relación variables-comunidades de tipo intermedio (Figs. 44 B-D). Por otro lado, las comunidades parecen haber respondido más a un gradiente de salinidad entre las estaciones y el mar puesto que las estaciones interiores tuvieron valores más elevados de correlación que Sirena y Caimán (Fig. 44-E).

Análisis por muestreos

El ordenamiento MDS arrojó tres tipos de arreglos gráficos a partir de los ocho muestreos trimestrales. En algunos casos se presentó una configuración de estaciones sin relación entre sí o con una mayor similitud entre dos de ellas y el resto disperso en el plano bidimensional (mayo de 1993, agosto de 1994 y febrero de 1995). El segundo tipo de arreglo se presentó con agrupaciones claras de estaciones, separadas generalmente de Huizaches (julio de 1993 y febrero y noviembre de 1994). Una tercera configuración, es aquella en la que las estaciones se alinearon en un gradiente en el que hubo grupos de estaciones con mayor afinidad entre si (julio y noviembre de 1993 y mayo de 1994). En todos los casos el estrés osciló entre 0.00 y 0.01, lo que indica que la ordenación bidimensional corresponde a una buena representación gráfica de las relaciones entre estaciones (Clarke y Ainsworth, 1993). Por otra parte, no se observa una relación entre los muestreos del primero y segundo años para la misma época. La configuración que se presentó en cualquiera de los meses del primer año de muestreos fue distinta al mismo mes del segundo año.

Tabla 15. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en mayo de 1993, a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Se presentan los valores de correlación para cada variable individual y los valores significativos (≥ 0.5) de los grupos de variables. En negritas se presenta la combinación de variables con el mayor valor de ρ_s en términos absolutos. Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea.

k	Mejores combinaciones de variables (ρ_s) mayo/1993						
1	sal (0.26)	temp (-0.48)	ox (-0.34)	DBO (-0.06)	cl a (-0.02)	cl b (-0.38)	mar (-0.05)
2	temp, DBO (-0.54)	temp, ox (-0.46)					
3	temp, ox, DBO (-0.59)	temp, DBO, cl b (-0.54)	temp, DBO, cl a (-0.54)				
4	temp, DBO, cl b, mar (-0.52)						

Del mismo modo que se observó con el análisis de Bray-Curtis para la colecta de mayo de 1993, el análisis MDS no presenta una similitud clara entre ninguna estación (Fig. 45 A). Se presenta un gradiente a partir del primer eje en uno de cuyos extremos se ubicó Caimán y en el opuesto Sirena. De acuerdo con el segundo eje el gradiente va desde Sirena y Caimán hasta Barrón.

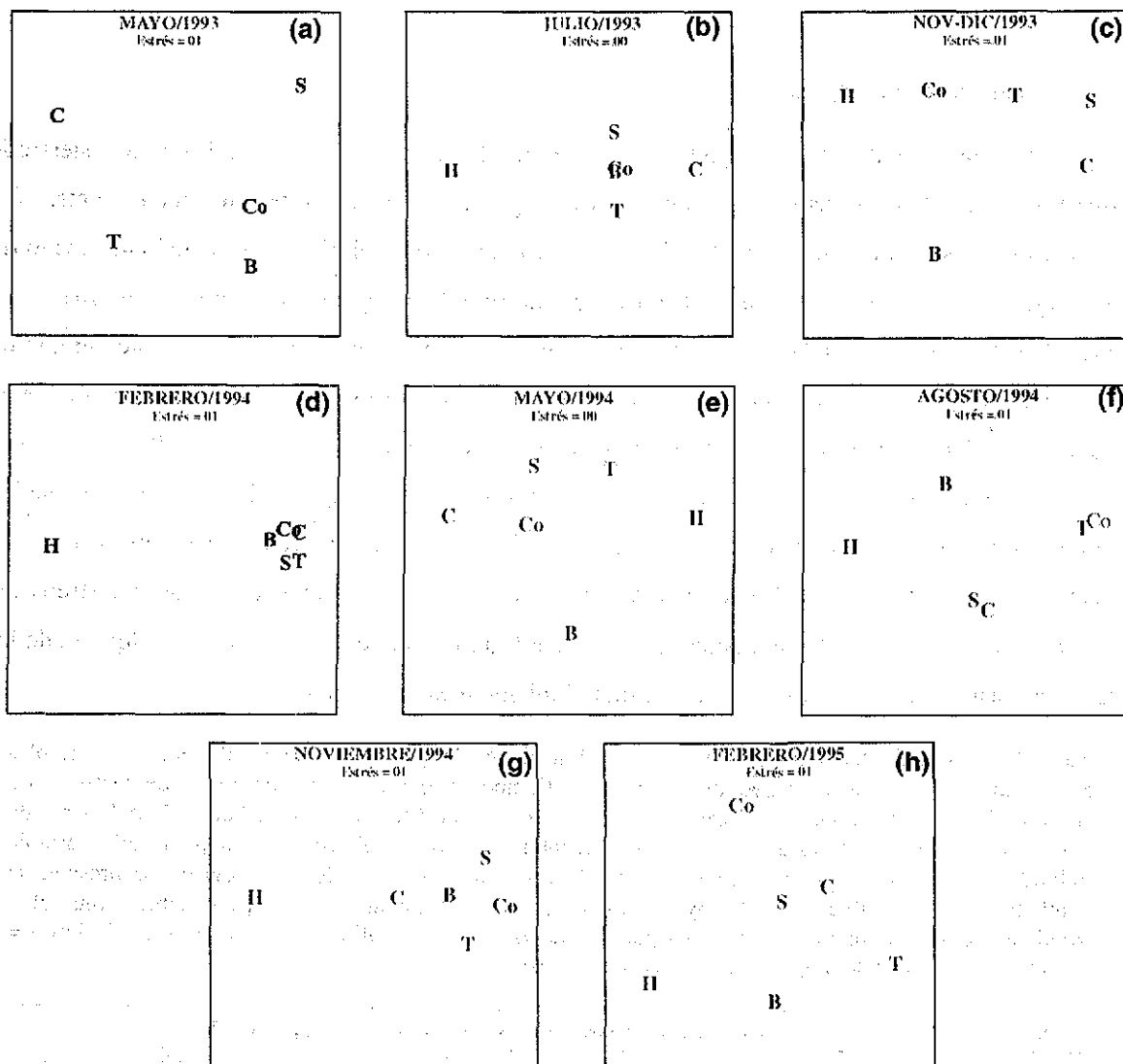


Figura 45. Configuración MDS de las estaciones durante los ocho muestreos biológicos realizados a lo largo del estudio utilizando como nivel de resolución taxonómica a la especie. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches.

El análisis de correlación de Spearman no muestra ninguna correlación significativa para las variables analizadas de manera aislada y el valor de correlación más alto (con sentido negativo) lo tuvo la temperatura, ($p_s = -0.48$); del mismo modo, las combinaciones de variables con valores considerados como significativos, invariablemente incluyen a la temperatura, aunque también en valores negativos. El valor más alto de correlación ($p_s = -0.59$) se presentó con la asociación de temperatura, oxígeno y DBO (Tabla 15).

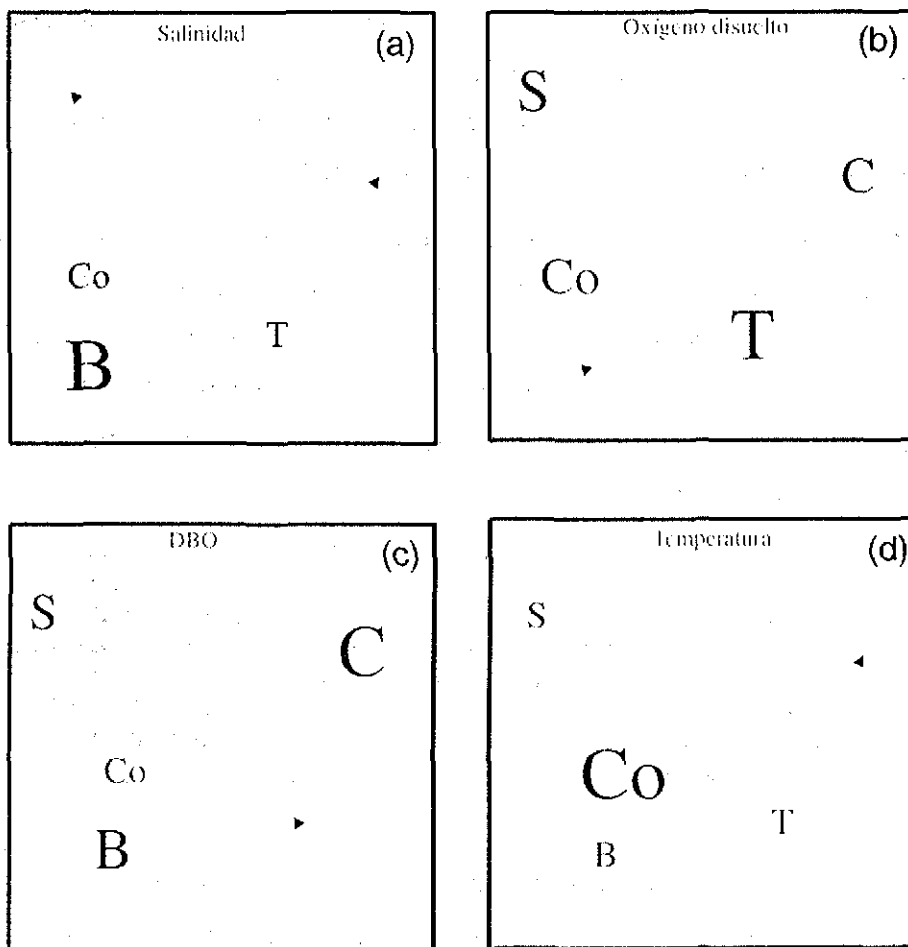


Figura 46. Ordenación MDS de los muestreos de mayo de 1993 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo y Co = Confites. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

La superposición de los valores de las variables ambientales en las estaciones, mediante el algoritmo MDS muestra que las correlaciones fueron distintas para las seis estaciones. El gradiente que se forma a lo largo del primer eje se puede explicar considerando las variaciones de la temperatura y de la salinidad. Ambas variables tuvieron poco efecto en las comunidades de Caimán, mientras que con las comunidades de Confites Tapo y Sirena esta relación fue más evidente (Figs. 46 A-D). El ordenamiento observado a lo largo del segundo eje puede ser explicado a partir de la correlación entre la salinidad y las estaciones. Barrón por su parte, tuvo mayores registros de salinidad y DBO, Caimán tuvo más influencia de la DBO, aunque cabe recordar que esta variable tuvo una correlación muy baja en el análisis BIO-ENV. Únicamente el oxígeno disuelto tuvo una influencia clara en Caimán, Sirena, Tapo y Confites (Figs. 46 A-D).

Las muestras de julio de 1993 fueron recolectadas un mes después de haberse cosechado toda la granja. Las estaciones se ordenaron en un gradiente a lo largo del primer eje con Caimán en un extremo y Huizaches en el otro. Las cuatro estaciones que rodean la granja aparecen como un grupo, en tanto que Caimán y Huizaches son distintas (Fig. 45 B).

El coeficiente de correlación de Spearman indica, por su parte que la única variable que se correlacionó significativamente (de manera individual) fue la clorofila *a* ($p_s = 0.57$). En conjunto, la clorofila *a*, la clorofila *b*, la DBO y la CFO también tuvieron correlaciones significativas. La asociación de la clorofila *a* con el CFO obtuvo la mayor correlación ($p_s = 0.72$). Por otro lado, las variables ajenas a factores biológicos (salinidad, temperatura, mareas) tuvieron valores de correlación negativos (Tabla.16).

Tabla 16. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en julio de 1993, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (p_s). Se presentan todos los valores de cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) de las combinaciones de variables. En negritas se presenta la variable y la combinación de variables con el mayor valor de p_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila *a*; cl b = clorofila *b*; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; CFO = carbono fácilmente oxidable; mar = nivel de la marea.

k	Mejores combinaciones de variables (p_s) julio/1993.							
1	sal (-0.06)	temp (-0.18)	ox (0.19)	DBO (0.36)	cl a (0.57)	cl b (0.37)	CFO (0.24)	mar (-0.40)
2	cl a,CFO (0.72)		DBO,cl a (0.69)	temp, marea (-0.70)				
3	cl a, cl b, CFO (0.67)		DBO, cl b, CFO (0.62)	ox, cl a, CFO (0.59)	temp, ox, mar (-0.60)	sal, temp, mar (-0.67)		
4	DBO,cl a,cl b,CFO (0.64)		ox,DBO,cl a,CFO (0.57)	sal,temp,ox,mar (-0.56)		sal,temp,CFO,mar (-0.56)		

Por lo que respecta al efecto de las variables, se observa que en ese período la clorofila *a* se correlacionó principalmente con Caimán, Sirena y Tapo, en tanto que la clorofila *b* se asoció más con Barrón, lo que indica que pudo haber una diferencia en la composición de especies de fitoplancton en estas estaciones. Tanto la DBO como la CFO se tuvieron mayor importancia básicamente con Caimán. La DBO se relacionó en menor medida con Tapo, Sirena y Barrón y nada con Huizaches (Fig. 47).

Durante el muestreo posterior a las lluvias del primer año (nov-dic/93), toda la estanquería de la granja camaronícola operaba regularmente, sin cosechas recientes. El ordenamiento MDS de

este período muestra un arreglo en gradiente a lo largo del primer eje, desde Caimán hasta Huizaches, (Fig. 45 C). En este trimestre Barrón apareció como la estación más distinta.

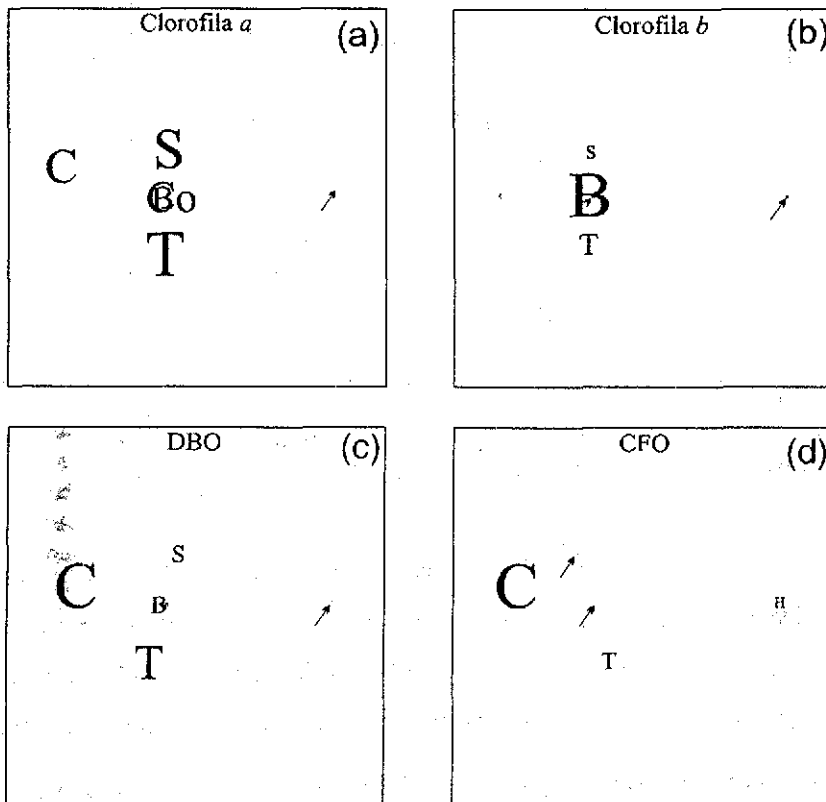


Figura 47. Ordenación MDS de los muestreos de julio de 1993 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

El procedimiento BIO-ENV muestra que las actividades de la granja durante el período nov./dic. de 1993 no necesariamente repercutieron sobre la estructura de las comunidades de la mayor parte de las estaciones, puesto que las correlaciones significativas se presentaron con el oxígeno disuelto y con la clorofila *b* ($p_s = 0.56$ y 0.50 respectivamente) aunque la mayoría de las correlaciones de dos o más variables con $p_s > 0.5$ incluyeron a la temperatura y el oxígeno disuelto (Tabla 17).

La superposición de las matrices de datos ambientales y de la matriz de similitud (MDS) del período de noviembre-diciembre de 1993 también arrojan resultados interesantes. Los gráficos bidimensionales muestran una relación entre la salinidad y la DBO asociada con la distancia entre las estaciones y la distancia a la boca del sistema. La mayor influencia de estas variables se presentó en Caimán y en Sirena y la relación más baja (o nula) se presentó con Barrón y Huizaches (Fig. 48).

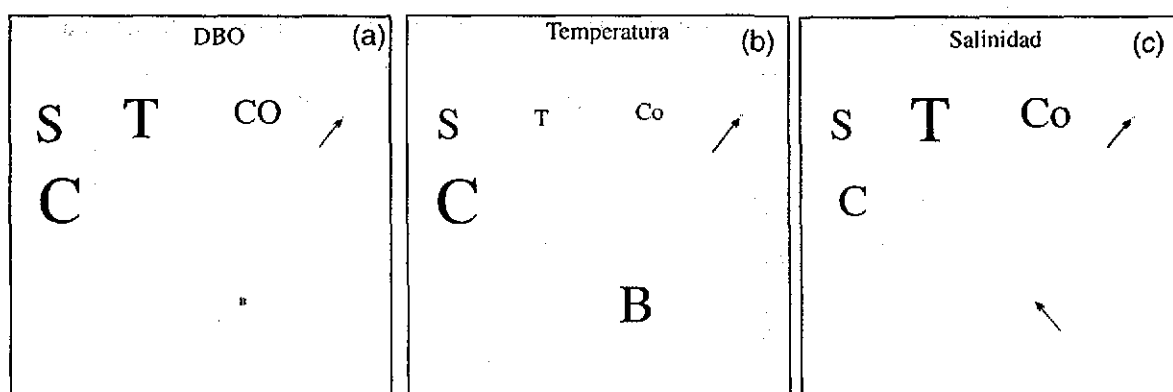


Figura 48. Ordenación MDS de los muestreos de noviembre y diciembre de 1993 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

Durante el mes de enero de 1994 se habían cosechado 10 de los 12 estanques de la granja. El análisis MDS de febrero de ese año muestra la mayor similitud de todo el estudio entre cinco estaciones (excepto Huizaches) (Fig. 45 D). El tipo de agrupamiento también concuerda con lo obtenido mediante el índice de similitud de Bray-Curtis de ese muestreo (Fig. 40 D).

Tabla 17. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en noviembre y diciembre de 1993, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k), mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Se presentan todos los valores de correlación de cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) en el caso de las combinaciones de variables. En negritas se presentan la variable y las combinaciones de variables con el mayor valor de ρ_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; CFO = carbono fácilmente oxidable; mar = nivel de la marea.

k	Mejor combinación de variables (ρ_s) nov-dic/1993.							
1	sal (0.49)	temp (0.47)	Ox (0.56)	DBO (0.22)	cl a (0.19)	cl b (0.50)	CFO (-0.18)	mar (0.28)
2	ox, marea (0.72)	ox, cl a (0.71)	temp, cl b (0.69)	ox, cl b (0.65)	sal, temp (0.61)	ox, DBO (0.59)		
3	temp, ox, mar (0.86)	temp, ox, cl b (0.83)	temp, ox, DBO (0.77)	temp, ox, cl a (0.76)	temp, sal, cl b (0.73)			
4	sal, temp, ox, mar (0.86)	temp, ox, cl b, mar (0.82)	Temp, ox, cl b, mar (0.81)	temp, sal, ox, cl a (0.78)				

Con el análisis de correlación de Spearman se constata que para este mes la DBO fue la única variable con correlación altamente significativa de manera individual ($p_s = 0.70$) o en conjunto con otras variables. El mayor valor de correlación ($p_s = 0.77$) se obtuvo con la combinación de oxígeno, DBO y clorofila *b* (Tabla 18) (Fig. 49).

Lo anterior permite establecer que las cosechas en la granja, efectuadas en enero de ese año, tuvieron una influencia en la conformación de las comunidades de invertebrados que recibieron las aguas de descarga. La superposición de variables ambientales con la matriz de similitud biológica muestra que la DBO influyó en todas las estaciones, excepto en Huizaches. El oxígeno se relacionó más con las comunidades de Tapo, Sirena, Caimán y Huizaches, mientras que las clorofilas tuvieron mayor peso en Barrón y Tapo. Durante esta época del año el sistema se comporta como un antiestuario y la correlación entre la salinidad y las comunidades fue elevada; Los valores más altos de esta correlación se dieron con las estaciones ubicadas en la parte alta del sistema lagunar, particularmente en los esteros Barrón y El Confito, y el menor efecto se dio en Caimán (Fig. 49).

Tabla 18. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en febrero de 1994, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (p_s). Se presentan todos los valores de correlación para cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) en el caso de las combinaciones de variables. En negritas se presenta la variable y la combinación de variables con el mayor valor de p_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila *a*, cl b = clorofila *b*; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea.

k	Mejor combinación de variables (p_s) feb/1994.						
1	sal (-0.26)	temp (-0.15)	ox (0.09)	DBO (0.70)	cl. a (-0.03)	cl b (0.09)	mar (-0.32)
2	DBO,ox (0.76)	DBO, cl b (0.74)	DBO,cl a (0.70)	DBO,cl a (0.70)	DBO,sal (0.60)	DBO,mar (0.51)	
3	DBO,ox,cl b (0.77)	DBO,ox,cl a (0.65)	DBO,sal,cl b (0.62)	DBO,sal,cl b (0.62)	DBO,cl b,mar (0.60)	DBO,ox,mar (0.60)	
4	DBO,ox,cl b,mar (0.60)	DBO,sal,ox,cl b (0.58)	DBO,sal,ox,mar (0.57)	DBO,sal,ox,mar (0.57)	DBO,ox,cl a,mar (0.52)		

Cuando se recolectaron las raíces de mangle en el muestreo de mayo de 1994, habían sido cosechados recientemente los estanques 3A y 4A de la granja. Poco más de 11 hectáreas de cultivo habían sido drenadas hacia el estero Barrón. El algoritmo MDS muestra un gradiente a lo largo del primer eje en uno de cuyos extremos se ubicó la estación Huizaches y en el otro Caimán. Las estaciones Sirena, Tapo y Confites se ubicaron en ese eje y Barrón apareció más asociado al segundo eje del esquema bidimensional (Fig. 45 E).

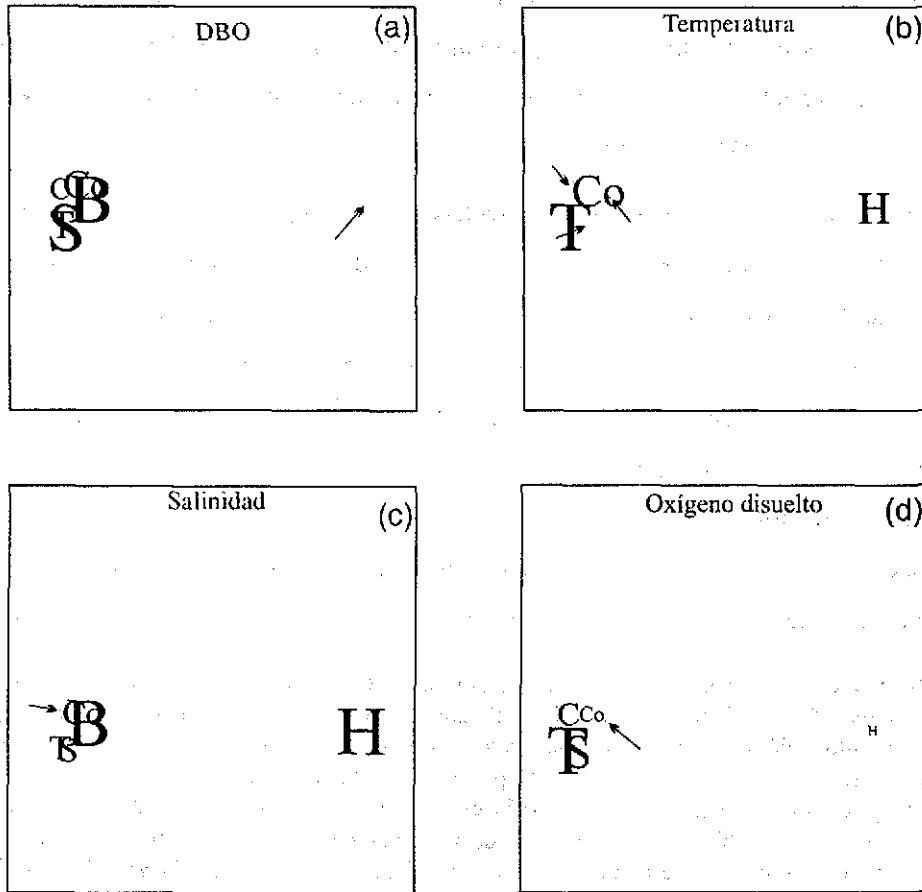


Figura 49. Ordenación MDS de los muestreos de febrero de 1994 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

Las correlaciones de Spearman con valor significativo para una variable fueron la DBO y la salinidad ($p_s = 0.54$), así como el oxígeno, con un valor cercano a significativo ($p_s = 0.48$). Al igual que en el trimestre anterior, los valores más altos de correlación de dos o más variables en mayo de 1994 tuvieron como componente a la DBO. La combinación de variables con la mayor correlación correspondió a la DBO, con la salinidad, la temperatura y las clorofilas *a* y *b* ($p_s = 0.68$) (Tabla 19).

La superposición de estas cinco variables con la matriz de similitud muestra que la DBO y la clorofila *a* tuvieron mayor influencia en Barrón y de ningún modo con Huizaches. El oxígeno disuelto se correlacionó con todas las estaciones, excepto con Barrón. Por otro lado, la salinidad, se presenta en un gradiente de con un efecto que va de mayor a menor desde las estaciones del interior de la laguna hacia Caimán (Figs. 50 A-D).

Tabla 19. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en mayo de 1994, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Se presentan todos los valores de correlación para cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) en el caso de las combinaciones de variables. En negritas se presentan las variables o las combinaciones de variables con el mayor valor de correlación. Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea.

k	Mejor combinación de variables (ρ_w) mayo/1994.						
1	sal (0.54)	temp (0.25)	ox (0.48)	DBO (0.54)	cl a (0.33)	cl b. (0.39)	Mar (-0.10)
2	DBO, cl a (0.65)	DBO,cl b (0.65)	DBO, temp (0.61)	DBO, sal (0.59)	sal, ox (0.57)	DBO, ox (0.53)	
3	DBO, sal, cl b (0.67)	DBO,ox,cl a (0.65)	DBO,cl a, cl b (0.64)	DBO,ox, cl b (0.64)	DBO,temp,cl b (0.62)		
4	DBO,sal,temp,cl a (0.68)	DBO,sal,temp,cl b (0.68)	DBO,ox, cl a,cl b (0.63)	DBO,tmp,ox, cl b (0.62)			

Los gráficos muestran que en las estaciones en las que el oxígeno tuvo un peso importante, la relación con la DBO fue menor o viceversa. Es de notar que las comunidades de Huizaches se relacionaron con el oxígeno disuelto y la salinidad y no con la DBO, mientras que las de Barrón tuvieron mayor influencia de la DBO y la clorofila *a* y baja con el oxígeno disuelto (Figs. 50 A-D).

Durante el muestreo de agosto de 1994, a mediados de la época de lluvias, la granja estaba prácticamente sin operar. El gráfico MDS muestra que las similitudes entre las estaciones fueron acordes con un gradiente de localización geográfica. El modelo bidimensional agrupa a Caimán con Sirena, a Tapo con Confites y las dos estaciones restantes aparecen relativamente cerca (Fig. 45 F)

El análisis de correlación de Spearman indica que para el muestreo de agosto de 1994 la clorofila *b* fue la única variable con una correlación significativa a escala individual ($P_s = 0.57$). Para dos o más variables, la mayor correlación correspondió a la clorofila *b* y *a* (en ese orden) y la DBO. La combinación con mayor valor de correlación la tuvo a la asociación DBO - clorofila *b* ($P_s = 0.58$), mientras que la salinidad y la temperatura tuvieron un valor de correlación bajo (Tabla 20).

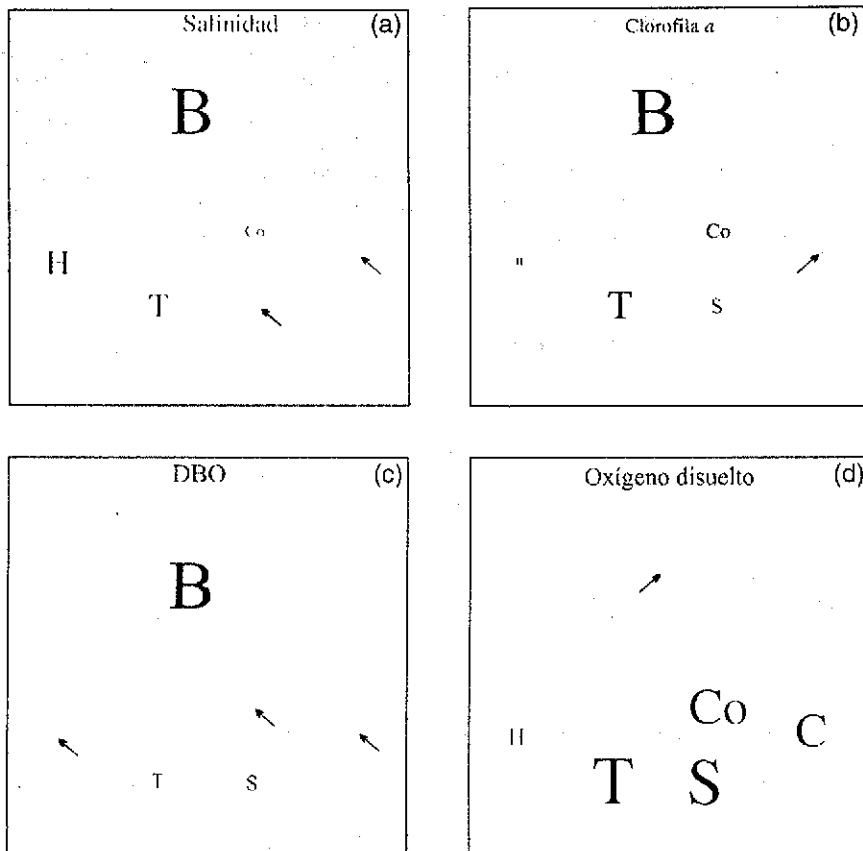


Figura 50. Ordenación MDS de los muestreos de mayo de 1994 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo y Co = Confites. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

La correlación organismos-variables con mayor valor (MDS) indica que en agosto de 1994 la DBO estuvo tuvo mayor influencia con las comunidades de Confites, Sirena, Barrón y Tapo, en ese orden, mientras que las clorofilas tuvieron sus valores máximos con Barrón, que a su vez, tuvo valores más bajos de oxígeno. A Huizaches, por su parte no se le relacionó con ninguna de estas variables y sí, en cambio, con la salinidad (no graficada). Esta última variable tuvo un valor muy bajo de correlación de Pearson y esto se refleja en la poca similitud que presenta la distribución de las estaciones con el ordenamiento MDS (Figs. 51 A-D).

Cuando se realizó el séptimo muestreo, a finales de noviembre de 1994, la temporada de lluvias llegaba a su término y la granja estaba operando al 100% de su capacidad, con alrededor de tres meses de haber iniciado las actividades del ciclo de invierno. El gráfico bidimensional MDS de ese período, muestra un ordenamiento a lo largo del primer eje, con cinco estaciones agrupadas por un lado (Caimán a Confites) y Huizaches separada del grupo, lo que indica que una o más variables influyeron de manera similar sobre la estructura de las comunidades analizadas (Fig. 45 G), sin

Tabla 20. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en agosto de 1994, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Se presentan todos los valores de correlación para cada variable y, en el caso de las combinaciones de variables, los valores significativos (≥ 0.5) o cercanos a ese valor. En negritas se presenta la variable y la combinación de variables con el mayor valor de ρ_s . Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea.

k	Mejor combinación de variables (ρ_s) agosto/1994.						
1	sal (-0.004)	temp (0.058)	ox (0.007)	DBO (0.25)	cl a (0.25)	cl b (0.57)	CFO (-0.40)
2	DBO, cl b (0.58)	cl a, cl b (0.53)	ox, cl b (0.45)				
3	DBO, cl a, cl b (0.56)	temp, DBO, cl a (0.44)					
4	temp, DBO, cl a, cl b (0.51)	sal, ox, DBO, cl b (0.47)					

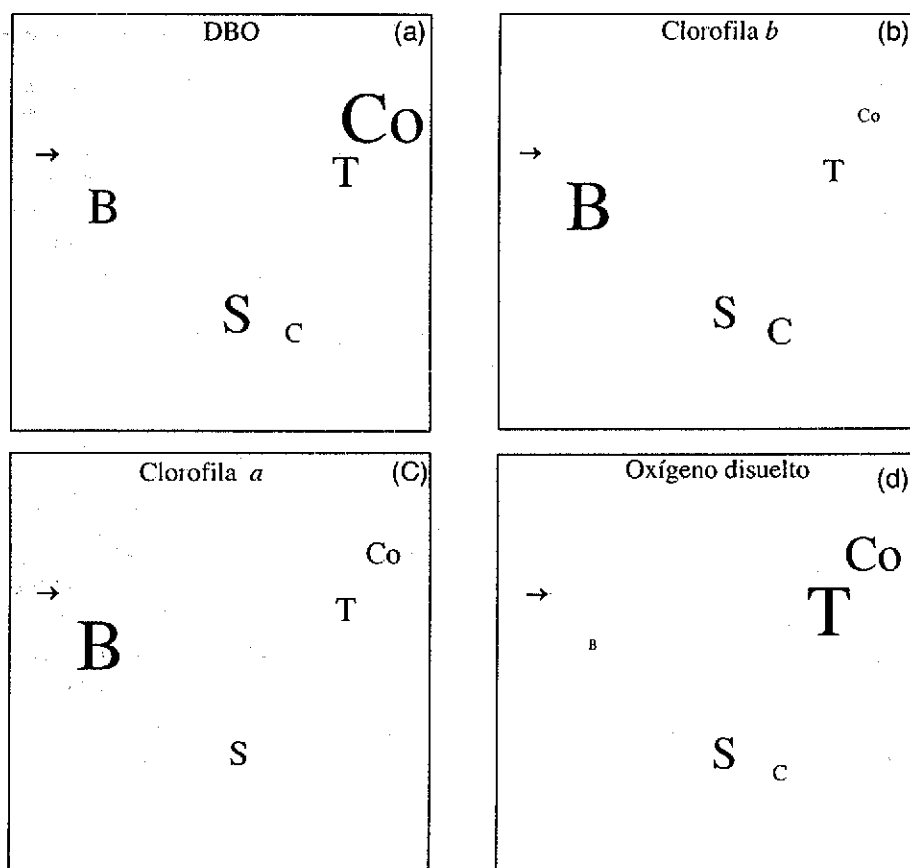


Figura 51. Ordenación MDS de los muestreos de agosto de 1994 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

embargo, el análisis de correlación de Spearman (BIO-ENV) muestra que los valores significativos de correlación entre variables y comunidades se dieron con signo negativo. Los valores significativos (en términos absolutos) para las variables individuales se observaron con la clorofila *b* y la DBO ($p_s = -0.55$ y -0.52 , respectivamente), mientras que la combinación de temperatura, oxígeno y mareas obtuvo el valor más bajo ($p_s = -0.72$). Un dato interesante fue el que la clorofila *a* tuvo correlación cero y la clorofila *b* tuvo el valor más negativo (y significativo) (Tabla 21).

La superposición de las variables ambientales en el gráfico MDS muestra que en ese trimestre las estaciones no tuvieron la influencia predominante de una sola variable puesto que ninguna de éstas explica de manera consistente el ordenamiento gráfico. Este ordenamiento muestra la contraposición entre el oxígeno disuelto y la DBO, puesto que el oxígeno disuelto tuvo una importancia relativamente alta en Caimán, Sirena, Tapo y Confites, mientras que la DBO y la clorofila *b* se asociaron mejor con la estructura de comunidades de Barrón y no así con el resto de las estaciones. La temperatura y las mareas tuvieron correlaciones variables con las estaciones y Huizaches tuvo una correlación intermedia o baja con las variables analizadas (Figs. 52 A-D).

Tabla 21. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en noviembre de 1994, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (*k*) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (p_s). Se presentan los valores de correlación de cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) en el caso de las combinaciones de variables. En negritas se presenta la variable y la combinación de variables con el mayor valor de p_s en términos absolutos. Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila *a*; cl b = clorofila *b*; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea

<i>k</i>	Mejor combinación de variables (p_s) noviembre/1994.						
1	sal (0.138)	Temp (-0.230)	ox (-0.246)	DBO (-0.518)	cl. a (0.000)	cl b (-0.554)	Mar (-0.242)
2	cl b, mar (-0.611)	cl b, temp (-0.579)	DBO,mar (-0.568)	ox, mar (-0.543)	temp, DBO (-0.532)	DBO,cl b (-0.525)	
3	temp,ox,mar (-0.721)	temp,cl b, mar (-0.711)	temp, DBO, mar (-0.711)	DBO,cl a, cl b (-0.625)	oxi,cl a, mar (-0.586)		
4	temp,DBO,cl b,mar (-0.696)	temp,ox,DBO,mar (-0.686)	DBO,cl a,cl b,mar (-0.671)	temp,ox,cl b,mar (-0.686)			

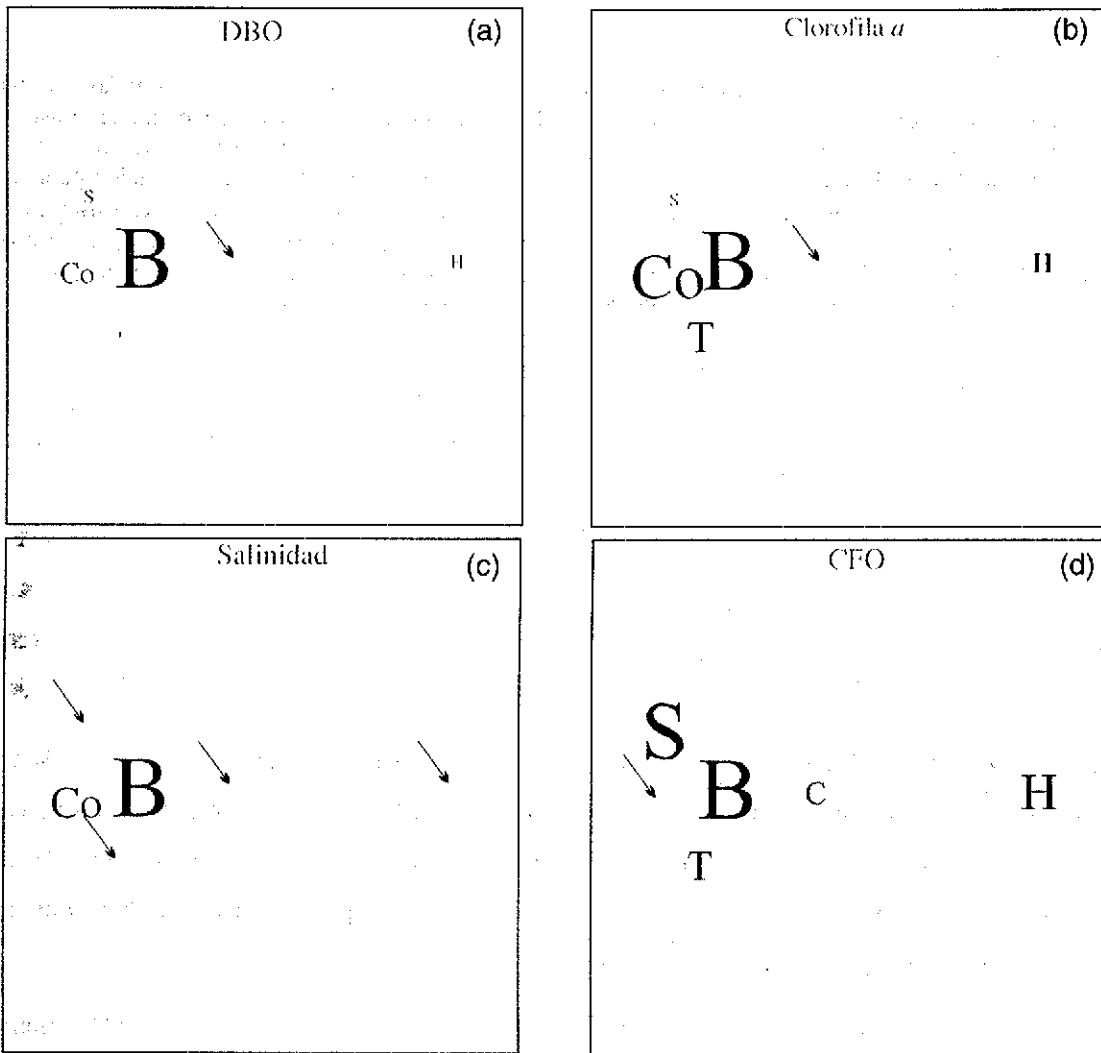


Figura 52. Ordenación MDS de los muestreos de noviembre de 1994 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

En el muestreo del 24 de febrero de 1995 la granja se encontraba en etapa de cosecha. Cuatro de los doce estanques que habían sido puestos en operación ya se habían cosechado y dos estaban siendo vaciados para efectuar su cosecha en ese mismo día o por la noche (Tabla 7), sin embargo, el análisis MDS de ese mes no lo refleja de manera clara. El esquema bidimensional muestra un gradiente a lo largo del primer eje, con Huizaches en un extremo y Caimán y Tapo en el otro. El análisis BIO-ENV indica poca afinidad entre las estaciones y poca influencia de las variables sobre la estructura de las comunidades, puesto que las correlaciones entre variables y comunidades son bajas y los únicos valores significativos se tuvieron para la DBO, a escala individual ($p_s = 0.67$) y para la conjunción de salinidad, mareas y temperatura ($p_s = 0.5$) (Tabla 22).

Tabla 22. Resultado del análisis BIO-ENV: combinaciones del promedio de los valores de las variables ambientales registradas en febrero de 1995, analizadas a un tiempo, arrojando el mejor ajuste de matrices de similitud bióticas y abióticas para cada variable o conjunto de variables (k) mediante el coeficiente de correlación estándar de Spearman (ρ_s). Se presentan los valores de correlación para cada variable y los valores significativos (≥ 0.5) o cercanos en el caso de las combinaciones de variables. En negritas se presenta la variable y la combinación de variables con el mayor valor de ρ_s en términos absolutos. Las variables son: sal = salinidad; temp = temperatura; ox = oxígeno disuelto; cl a = clorofila a; cl b = clorofila b; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; mar = nivel de la marea.

k	Mejor combinación de variables (ρ_w) febrero/1995.						
1	sal (-0.22)	temp (-0.21)	Ox (0.08)	DBO (0.67)	cl a (0.03)	cl b (-0.01)	mar (-0.43)
2	DBO, temp (0.49)	temp,cl b, mar (-0.49)	Sal,temp, mar (-0.50)				
3	sal,temp,cl a,mar (-0.45)	sal,temp,cl b,mar (-0.48)					

Las mareas tuvieron correlación negativa y su mayor asociación fue con Sirena y Huizaches, es decir la estación en la que se considera que hay un menor recambio de agua. Por último, la única combinación de variables con valor significativo (negativo) de correlación fue la asociación de la salinidad con la temperatura y las mareas ($\rho_s = -0.50$), variables que no se relacionan directamente con las actividades de la granja (Tabla 22).

El gráfico MDS no muestra una asociación clara entre las estaciones ni un ordenamiento en gradiente (Fig. 45 H), en tanto que los gráficos MDS con la superposición de variables (Fig. 53 A-D), muestran que la DBO tuvo un efecto importante en Barrón y Tapo, en tanto que en Caimán y las dos estaciones del estero El Confite no hubo ese efecto. Por otro lado, la temperatura se correlacionó con Confites, Tapo, Sirena y Huizaches y el CFO con Caimán, Sirena y Barrón.

Análisis MDS de las tres estaciones

El análisis MDS con la información que se refiere solamente a las comunidades de las estaciones Caimán, Barrón y Confites presentó un estrés de 0.18. En la figura 54 se observa un

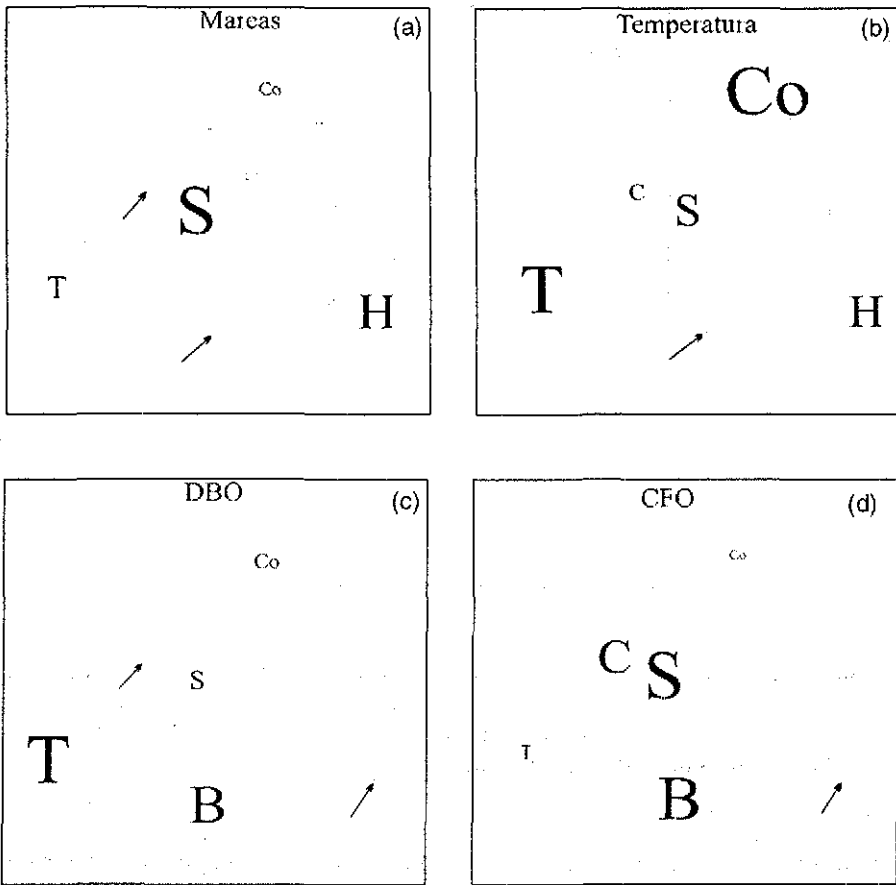


Figura 53. Ordenación MDS de los muestreos de febrero de 1995 con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones cuya correlación con la variable fue muy reducida o insignificante.

gradiente que va desde la mayor parte de las muestras de la estación control (Caimán) hasta la mayoría de las muestras de la estación de mayor impacto (Barrón), con una zona de transición en la que se ubica la mayor parte de las muestras de Confites. De acuerdo con este gradiente, el efecto de la temporalidad entre estas estaciones es menos evidente que el efecto relacionado con la distancia

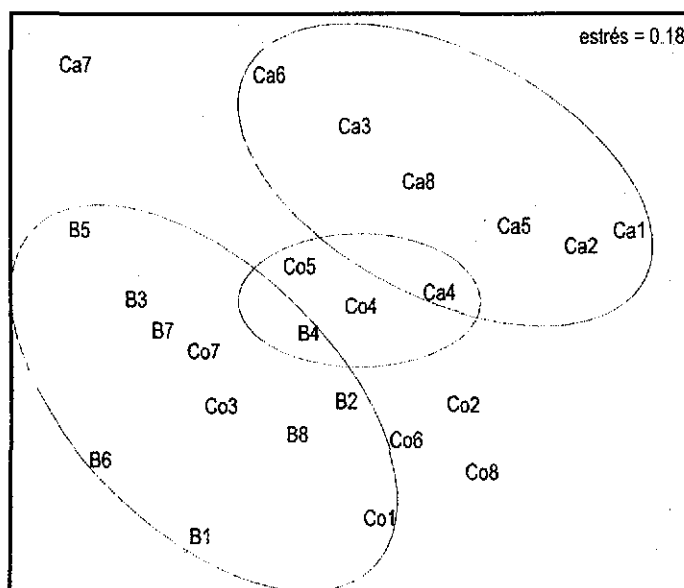


Figura 54. Ordenación MDS de las comunidades de invertebrados asociados a raíces de mangle obtenidos en los muestreos trimestrales de raíces de mangle en las estaciones Caimán (Ca), Barrón (B) y Confites (Co). El número posterior a las abreviaturas corresponde al número de muestreo, considerando las ocho fechas de muestreos biológicos del estudio.

hacia la zona de descargas de la granja camaronícola (o su zona de mayor influencia). Puede verse también una mayor similitud entre la estructura de las comunidades capturadas en las tres estaciones durante febrero de 1994 y la captura de mayo de 1994 en Confites (óvalo central), coincidiendo con la cosecha de invierno del ciclo 1993 –1994.

4.2.3. Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA).

Al igual que en los métodos usados anteriormente, el análisis de ordenación CCA muestra diferencias entre los dos años y durante los ocho muestreos.

En el análisis de correspondencias canónicas del primer año, se observa que las variables analizadas explican un 0.694 de la varianza total o inercia y de ésta, la suma de los dos ejes principales acumuló el 94.7%, lo cual indica que con un gráfico bidimensional se obtuvo una buena representación de la varianza.

En el primer año la clorofila *b* y la DBO fueron las variables que predominaron tanto en el gradiente del primer eje como en el del segundo. Las estaciones asociadas a estas variables fueron Barrón y Confites y las especies más representativas fueron los tunicados *A. ceratodes* (Ascididae) y *S. canopus* (Styelidae), así como los gasterópodos *L. aberrans* (Littorinidae) y *C. uncata*

(Calyptraeidae). El carbono fácilmente oxidable y el oxígeno disuelto se asociaron con el primer eje y las estaciones más relacionadas con estas variables fueron Tapo y Sirena y, en menor medida Caimán. Entre las especies asociadas a Caimán figuran los porcelánidos (*Petrolisthes* spp.), *B. inexpectatus* y varias especies de *Panopeus* (Panopeidae). Huizaches, por su parte, aparece como una estación distinta del resto, asociada con el poliqueto *F. miamiensis*. Al margen de lo observado en la estación Huizaches, el ordenamiento a lo largo del segundo eje muestra un gradiente en el que Caimán se ubica en el lado positivo y el resto de ellas en el lado negativo (Fig. 55 A).

En el gráfico del ordenamiento CCA del segundo año se presentó una tendencia similar al primero, con algunas variaciones en la disposición espacial de las especies y de las estaciones (Figs. 55 B). La varianza explicada con el algoritmo para el segundo año fue menor que la obtenida para el primero (0.387) y los dos ejes principales explican una buena parte de ésta (88.1%). El primer eje se asoció con el oxígeno disuelto y las estaciones Sirena y Tapo. El segundo eje (con el 24% de la varianza explicada) se asoció con la clorofila *b*, la DBO y el CFO. La salinidad, por su parte, tuvo correlación negativa con los dos ejes del ordenamiento. Al igual que en la gráfica del año anterior, las variables se ubican a lo largo del segundo eje con Barrón en el extremo negativo y con Caimán en el positivo. Confites, por su parte, se ubicó muy cercano al punto cero de ambos ejes. *Ficopomatus miamiensis* se relacionó con Huizaches, ambos con una correlación negativa respecto al primer eje y una correlación negativa con el oxígeno disuelto.

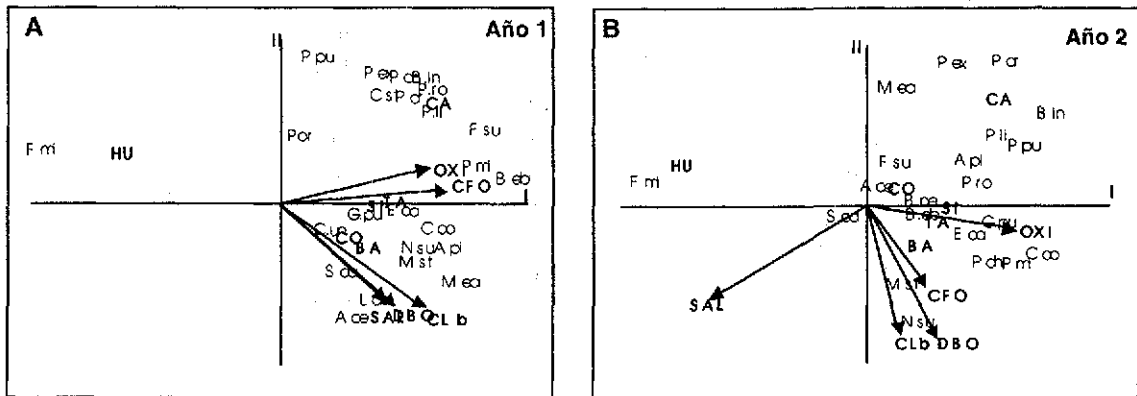


Figura 55. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las especies más abundantes y/o frecuentes en las raíces de mangle con respecto a las variables ambientales con mayor correlación de Spearman en el análisis BIO-ENV. A = primer año de muestreo, B = segundo año de muestreo. Cada vector indica la dirección de máximo cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies se presentan en la tabla 22. CA = Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches.

En el segundo año las variaciones en la salinidad fueron mucho menores que en el primero y la mayoría de las especies tuvieron correlación negativa con esta variable. Por el lado contrario, el oxígeno disuelto tuvo mayor relación con *C. columbiensis*, *P. mirafloresensis* y *P. chilensis*. Por otra parte, *Balanus*

inexpectatus, *P. exarata*, y *P. armatus*, junto con otras especies de braquiuros y anomuros, mostraron mayor afinidad con la estación Caimán durante los dos años.

Tabla 23. Especies y sus abreviaturas, así como la abreviatura de la familia o taxa superior a la que pertenecen.

Espece	Abreviatura de especies	Abreviatura de familias o taxa sup.
Amphipoda	Amph	Amph
Anthozoa	Anth	Anth
<i>Aratus pisonii</i>	A.pi	Grap
<i>Ascidia ceratodes</i>	A.ce	Asci
<i>Balanus eburneus</i>	B.eb	Bala
<i>Balanus inexpectatus</i>	B.in	Bala
<i>Bugula neritina</i>	B.ne	Bryo
<i>Callinectes arcuatus</i>	C.ar	Port
<i>Caprella</i> sp	Cap	Capr
<i>Clibanarius panamensis</i>	C.pa	Diog
<i>Crassostrea columbiensis</i>	C.co	Ostr
<i>Crepidula striolata</i>	C.st	Caly
<i>Crepidula uncata</i>	C.un	Caly
<i>Cymatium gibbosum</i>	C.gi	Cyma
<i>Euraphia eastropacensis</i>	E.ea	Chta
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	E.ca	Pano
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	F.mi	Serp
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	F.su	Bala
<i>Goniopsis pulchra</i>	G.pu	Grap
<i>Hexapanopeus beebei</i>	H.be	Pano
Isopoda	Iso	Isop
<i>Littorina aberrans</i>	L.ab	Litt
<i>Mytella strigata</i>	M.st	Myti
<i>Neanthes succinea</i>	N.su	Nere
<i>Panopeus chilensis</i>	P.ch	Pano
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	P.mi	Pano
<i>Panopeus purpureus</i>	P.pu	Pano
<i>Petricola exarata</i>	P.ex	Petr
<i>Petrolisthes armatus</i>	P.ar	Porc
<i>Petrolisthes lindae</i>	P.li	Porc
<i>Petrolisthes robsonae</i>	P.ro	Porc
Porifera	Por	Pori
<i>Sabella</i> sp	Sab	Sabe
<i>Styela canopus</i>	S.ca	Asci

Del mismo modo que ha ocurrido con los análisis de clasificación y ordenamiento vistos previamente, el análisis trimestral de los muestreos arrojó información más detallada acerca del efecto de los cambios estacionales. Esto permitió asociar las actividades de la granja con los cambios en las comunidades asociadas a las raíces de mangle.

Mayo de 1993: La inercia en análisis de correspondencias del primer muestreo fue de 0.907 para el análisis a nivel especie. Los dos ejes principales acumularon un 93% de la varianza explicada. Las variables que mejor explican la diversidad en las estaciones fueron: el oxígeno disuelto, positivo con respecto al primer eje y negativo con el segundo; la salinidad, opuesta al oxígeno y la temperatura, negativa con respecto a los dos ejes (Fig. 56A). En términos generales, las estaciones y las especies se ordenaron en un gradiente con respecto al eje I, con Caimán en el extremo positivo y con correlación negativa con la temperatura. Entre las especies asociadas a esa estación figuran los porcelánidos (*Petrolisthes* spp.) los panopeidos (*Panopeus* spp.) y los cirripedios (*Balanus* spp.). En el extremo negativo del primer eje se tuvo a Barrón, Tapo y Confites con correlación positiva con la salinidad y negativa con el oxígeno disuelto. Las especies asociadas a estas estaciones pertenecen a distintos grupos taxonómicos, entre ellas destacan el bivalvo *M. strigata*, el gasterópodo *L. aberrans*, los cangrejos grápsidos *G. pulchra* y *A. pisonii* y el poliqueto *N. succinea*. No obstante que las comunidades de Sirena no estuvieron dominadas por una sola especie, el ordenamiento muestra una mayor relación con *C. columbiensis* (Fig. 56 A).

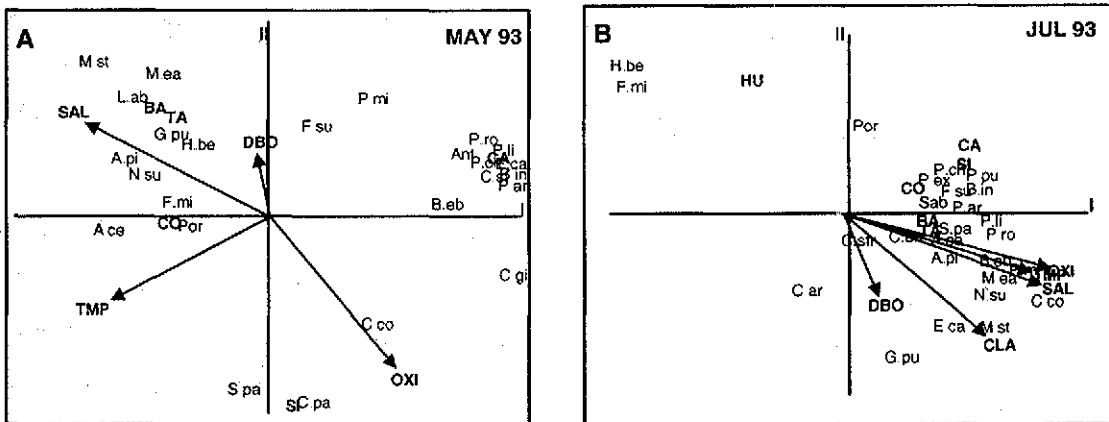


Figura 56. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las especies más abundantes y/o frecuentes en las raíces de mangle con respecto a las variables ambientales con mayor correlación de Spearman en el análisis BIO-ENV. A = muestreos de mayo de 1993, B= muestreos de julio de 1993. Cada vector indica la dirección de máximo cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies se presentan en la tabla 23. CA= Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches.

Balanus inexpectatus fue mucho más abundante en Caimán que en el resto de las estaciones y esto se reflejó en el grado de afinidad entre esa especie y la estación Caimán. El resto de las especies asociadas a Caimán fueron del tipo no sésil (e.g. *P. chilensis*, *E. canalensis* y *P. lindae*). El

tunicado *S. canopus* fue mucho más abundante en Sirena que en las otras estaciones; sin embargo, en el ordenamiento no aparece como claramente asociado a la estación.

Julio de 1993: La inercia o varianza explicada en el desarrollo del algoritmo alcanzó 0.607. El cálculo del primer eje no se obtuvo después de 20 iteraciones; sin embargo, de acuerdo con el criterio propuesto por ter Braak (1988), el análisis llega a ser confiable puesto que la diferencia entre ésta y la iteración previa no rebasa el límite de 0.02. En este caso los dos ejes principales recogieron el 75.5% de la inercia o varianza explicada (Fig. 56 B).

El arreglo bidimensional de las especies y de las estaciones ubica a la mayoría de éstas en la parte positiva del eje 1 y en gradiente con respecto al segundo eje. El arreglo de las estaciones a lo largo de ese gradiente ubica a Barrón y Tapo cerca del valor cero del segundo eje y Confites, Sirena y Caimán en el lado positivo. En este ordenamiento todas las variables aparecen asociadas en el extremo negativo del eje 2, con mayor relación entre salinidad, temperatura y oxígeno disuelto, por un lado y clorofila *a* y DBO por el otro. Entre las especies asociadas con la salinidad, la temperatura y el oxígeno disuelto figuran *C. columbiensis*, *P. mirafloresensis*, *N. succinea*, *B. eburneus* y *M. eastropacensis*, mientras que la presencia de *M. strigata* estuvo más relacionada con la presencia de clorofila *a*. La estación Huizaches aparece en el extremo opuesto de la gráfica, en la porción negativa del eje 1 y la positiva del eje 2; con una correlación negativa con la DBO y la clorofila *a*, asociada con *F. miamiensis* y *H. beebei* y opuesta a la mayoría de las estaciones, variables y especies (Fig. 56 B).

Nov.-Dic. de 1993. El análisis de los muestreos posteriores a la temporada de lluvias del primer año (noviembre-diciembre de 1993) presentó una inercia o varianza explicada de 0.756 y los dos principales ejes acumularon el 93% de ésta. La gráfica correspondiente indica que la salinidad, el oxígeno disuelto y el CFO tuvieron una correlación positiva con los dos primeros ejes, mientras que la DBO tuvo una correlación negativa y significativa con el segundo eje. De acuerdo con el gráfico, los movimientos de marea tuvieron una influencia importante para las especies y las estaciones (Fig. 57 A).

Se presenta un gradiente del lado positivo del primer eje y a lo largo del segundo, con Confites, Barrón Tapo y Sirena alineados con el eje uno, aunque muy cerca del vértice. Huizaches se ubicó en el extremo negativo del primer eje junto, sin relación con las variables ambientales registradas y con *F. miamiensis* como la especie más característica de esa estación (con el 72% del total de organismos en la unidad de muestreo). Tapo, Sirena, Barrón y Confite se alinearon solo con el primer eje. Caimán presentó correlación con los dos ejes y con influencia de la salinidad y del

oxígeno disuelto. Del mismo modo que en el muestreo anterior, las especies de porcelánidos y panopeidos se asociaron con la estación Caimán (Figs. 57 A).

Mytella strigata, *B. eburneus*, *E. canalensis*, *F. suturaltus* y *M. eastropacensis* fueron comunes en la mayoría de las estaciones y se alinearon con los dos ejes, con mayor influencia de la DBO. *Crassostrea columbiensis* se relacionó positivamente con el primer eje; los cangrejos *P. robsonae*, *P. lindae*, *A. pisonii* y *P. mirafloresensis* se correlacionan positivamente con ambos ejes, con mayor relación con el oxígeno disuelto, además de que muestran una afinidad hacia la estación Caimán. Los cangrejos de mayor talla (*P. purpureus*, *P. chilensis* y *G. pulchra*), el poliqueto *N. succinea* y el balano *B. inexpectatus* se asociaron más con Caimán que con el resto de las estaciones (Fig. 57 A).

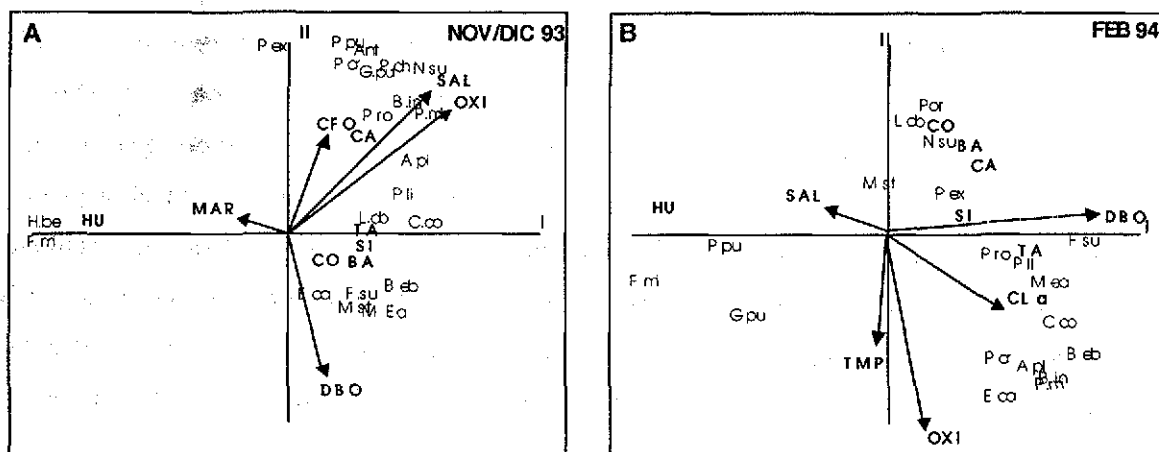


Figura 57. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las especies más abundantes y/o frecuentes en las raíces de mangle con respecto a las variables ambientales con mayor correlación de Spearman en el análisis BIO-ENV. A = muestreos de noviembre y diciembre de 1993, B = muestreos de febrero de 1994. Cada vector indica la dirección de máximo cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies se presentan en la tabla 23 CA= Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches.

Febrero de 1994. El análisis de correspondencias de este mes tuvo una varianza de 0.531, de la cual el primer eje tuvo un valor propio equivalente al 72. % y el segundo el 19.1%. Este muestreo se realizó a poco más de un mes después de la época de las cosechas de invierno y el algoritmo muestra una mayor importancia de las variables asociadas con este evento (DBO, clorofila y oxígeno disuelto) (Fig. 57 B).

En concordancia con lo observado con el análisis BIO-ENV para este muestreo, la DBO y la clorofila *a* fueron las variables que explican mejor el comportamiento de las especies y estaciones en el área de estudio. Ambas variables tuvieron la mayor correlación con el primer eje y una

relación opuesta con la salinidad. La temperatura y el oxígeno se correlacionaron negativamente con el segundo eje. Las estaciones se ubicaron en las proximidades del vértice de ambos ejes, excepto Huizaches. Caimán, Barrón y Confites se asociaron con la DBO, mientras que Sirena y Tapo fueron las estaciones con mayor relación con la clorofila *a*. Solo Huizaches se ubicó en el extremo negativo del eje 1, con correlación negativa con la DBO y la especie más asociada nuevamente fue *F. miamiensis*. La distribución general de las especies se asemejó bastante a la del muestreo anterior, aunque en este caso no existió una asociación clara de Caimán con la mayoría de las especies dominantes (Fig. 57 B).

Mayo de 1994. La asociación de variables y estaciones de mayo de 1994 tuvo un ordenamiento con una inercia relativamente baja (0.433) y un porcentaje acumulado de 80.3% entre los dos ejes principales (Fig. 58 A).

Como reflejo de la época previa a las lluvias, la salinidad tuvo una correlación negativa con los dos ejes del ordenamiento y la temperatura solo con el primero. El oxígeno disuelto tuvo valores muy bajos en sus coordenadas y aparece prácticamente en el vértice de los dos ejes, asociado con Sirena. La DBO tuvo correlación positiva con el primer eje y negativa con el segundo y sus estaciones asociadas fueron Barrón y Tapo. Caimán tuvo correlación negativa con la salinidad y la clorofila *a*. Al igual que en los análisis anteriores, en este mes a mayoría de las especies sésiles no tuvieron una correlación positiva con las variables; su ordenación en un gradiente desde el extremo positivo de los dos ejes hacia el lado negativo esta más relacionado con la salinidad, aunque de manera negativa (Fig. 58 A).

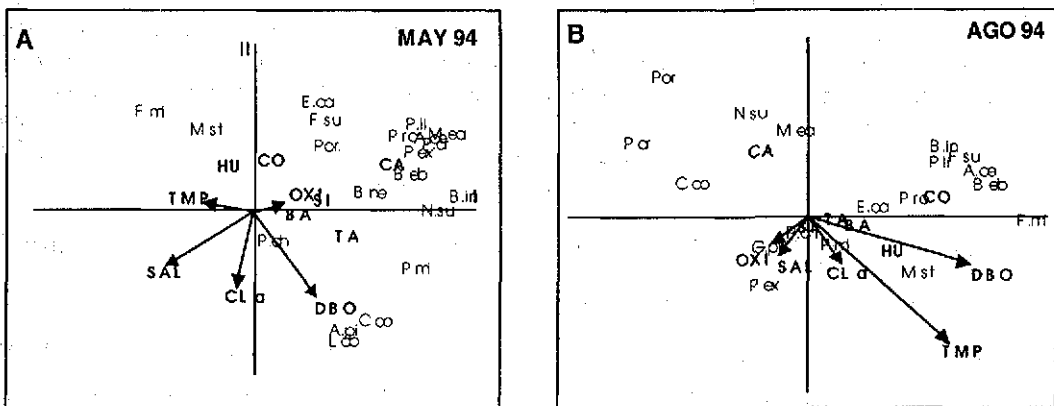


Figura 58. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las especies más abundantes y/o frecuentes en las raíces de mangle con respecto a las variables ambientales con mayor correlación de Spearman en el análisis BIO-ENV. A = muestreos de mayo de 1994, B = muestreos de agosto de 1994. Cada vector indica la dirección de máximo cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies se presentan en la tabla 23. CA= Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches.

La especie asociada con las dos estaciones del estero El Confite volvió a ser *F. miamiensis*, aunque en este caso fue más abundante en la muestra de Confites que en la de Huizaches. Las especies más asociadas a Caimán pertenecieron a distintos taxa: *P. robsonae*, *B. eburneus*, *B. neritina*, *P. lindae*, *A. ceratodes*, *P. purpureus*, *M. eastropacensis* y *P. exarata*. *Mytella strigata* se asoció más con Huizaches y, al contrario de lo observado en muestreos anteriores, *C. columbiensis* tuvo una mayor relación con la DBO.

Agosto de 1994. En el análisis de agosto de 1994 el valor de inercia o varianza explicada fue bajo (0.249). El cálculo del primer eje no se obtuvo después de 20 iteraciones, aunque, es confiable debido a que la diferencia entre ésta y la iteración previa no rebasó el límite de 0.02. El primer eje explica un 50% de la varianza y el segundo un 32%.

En la figura 58 B se muestra que la DBO y la temperatura se relacionan positivamente con el primer eje del gráfico de correspondencias y negativamente con el segundo eje. Las estaciones asociadas a estas variables fueron Huizaches y Barrón (principalmente la segunda) y la única especie asociada con esas mismas variables fue *M. strigata*. La clorofila *a*, el oxígeno y la salinidad aparecen representados como variables con una asociación débil con los dos ejes del gráfico. Caimán tuvo correlación negativa con la DBO y la temperatura y Confites no parece tener relación con las variables estudiadas, pero sí en cambio con los porcelánidos *Petrolisthes* sp y los cirripedios.

En el gráfico la mayoría de las especies se ubicó fuera del área considerada como de influencia de las variables y las estaciones; lo que indica la posibilidad de que su presencia en las comunidades de raíces de mangle haya estado relacionada con variables ambientales distintas a las estudiadas. *Panopeus mirafloresensis*, *P. chilensis*, *E. canalensis* y *G. pulchra* se ubicaron cerca del vértice de los dos ejes (Fig. 58 B), por lo que pueden considerarse como especies comunes en la mayoría de las estaciones y con influencia de las variables estudiadas.

Noviembre de 1994. La varianza explicada por el algoritmo para este mes fue de 0.606 y los dos primeros ejes agruparon el 85.7% de ésta. Tanto las variables analizadas como las estaciones y las especies se ordenaron con relación al segundo eje. La variable que tuvo la mayor correlación, negativa con respecto a los dos ejes, fue la salinidad (Fig. 59 A). La importancia que tuvo esta variable durante noviembre de 1994 quedó de manifiesto, toda vez que la mayoría de las especies y todas las estaciones, excepto Huizaches tuvieron una relación inversa con la salinidad.

En el gráfico mencionado, la mayoría de las especies y de las estaciones se distribuyeron en un gradiente a lo largo del segundo eje, con Sirena en la partea positiva del eje y el resto muy cerca

Al igual que en la mayoría de los análisis anteriores, la mayoría de las especies y las estaciones se ordenaron en un gradiente que corre a lo largo del segundo eje del diagrama y del lado positivo del primer eje. En este gradiente Tapo y Barrón se sitúan en el lado negativo del eje II y Caimán, Sirena y Confites se ubicaron en el lado positivo. La gran mayoría de las especies se alineó con este gradiente. Al igual que en ocasiones anteriores, las dos especies de ascidias, los porcelánidos y los balanos se ubicaron en el extremo positivo del segundo eje y con una correlación negativa con temperatura. Confites tuvo como especies asociadas a *M. strigata* y *C. columbiensis*. Huizaches volvió a ubicarse en coordenadas separadas a las del resto de las estaciones y de las variables. Por su ubicación (en la porción negativa del primer eje) aparece con correlación negativa respecto a la DBO y la clorofila *a* y, al igual que en los otros análisis la especie más fuertemente asociada fue *F. miamiensis*.

4.3. Análisis utilizando resolución taxonómica menor

En el dendrograma de similitud de Bray-Curtis de los ocho muestreos a nivel familia (Fig. 60), se puede observar que las afinidades más claras entre estaciones se presentaron por épocas de muestreo. Al igual que en los análisis a nivel de especie, a nivel de familia las muestras de la estación Huizaches también aparecen como distintas del resto, aunque con un valor bajo de similitud entre ellas. Los muestreos realizados en febrero de 1994 y en febrero de 1995 se presentan como distintos del resto por agrupar cinco o seis de los muestreos en pequeños conjuntos con una similitud alta (> 80%), lo que indica que sus comunidades podrían tener influencia de una o más variables ambientales de manera parecida. El resto de las estaciones mostró agrupaciones variables, entre las que se destacan algunas similitudes entre los muestreos de Barrón (1, 3, 6 y 7) y, por el contrario, las muestras de noviembre/diciembre de 1993 tuvieron poca similitud entre si (Fig. 60).

En el análisis trimestral los dendrogramas al nivel de familia mantuvieron, en términos generales, una configuración semejante al de nivel de especie. Las variaciones consistieron básicamente en diferencias en el grado de similitud entre dos o tres estaciones. De hecho, el análisis de noviembre de 1994 fue copia fiel del realizado con la categoría de especie. La excepción más clara se presentó en los análisis de mayo de 1994, puesto que a nivel familia, la estación más disímil no lo fue Huizaches, sino Caimán (Figs. 61 A-H).

El análisis del total de los muestreos mediante el algoritmo MDS, utilizando los niveles familia y orden tuvieron valores de estrés superiores a 0.2, por lo que la interpretación de la información que contienen es considerada como menos confiable (estrés = 0.21 a nivel de familia y 0.22 a nivel de orden). Sin embargo, presentan similitud con los análisis al nivel de especie en el

arreglo general. En los dos análisis puede apreciarse la presencia de un gradiente que va de Caimán y Sirena hasta Huizaches y en la parte media, una nube con los muestreos de las demás estaciones y con mayor proximidad entre si. La cercanía entre los muestreos tiende a ser mayor con el análisis al nivel de orden, lo que puede ser interpretado como resultado de la pérdida de información al usar un nivel de resolución bajo (Fig. 62 A-B).

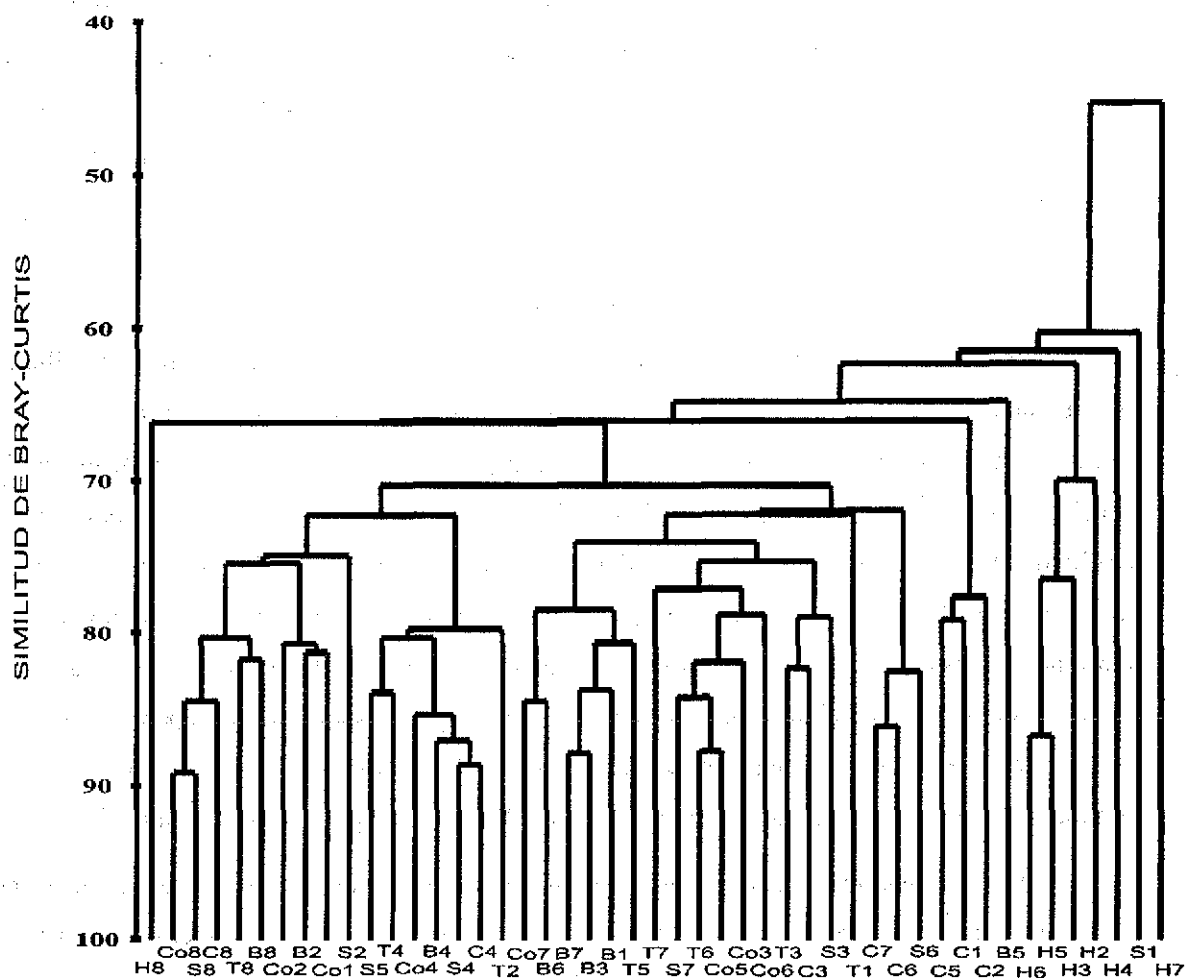


Figura 60. Dendrograma de similitud de estaciones realizado mediante el análisis de la similitud de las comunidades asociadas a las raíces de mangle con el índice de Bray-Curtis y utilizando como nivel de resolución taxonómica a la familia. Las abreviaturas corresponden a las estaciones de muestreo (C= Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches). El número posterior a las abreviaturas corresponde al número de muestreo, considerando las ocho fechas de muestreos biológicos del estudio.

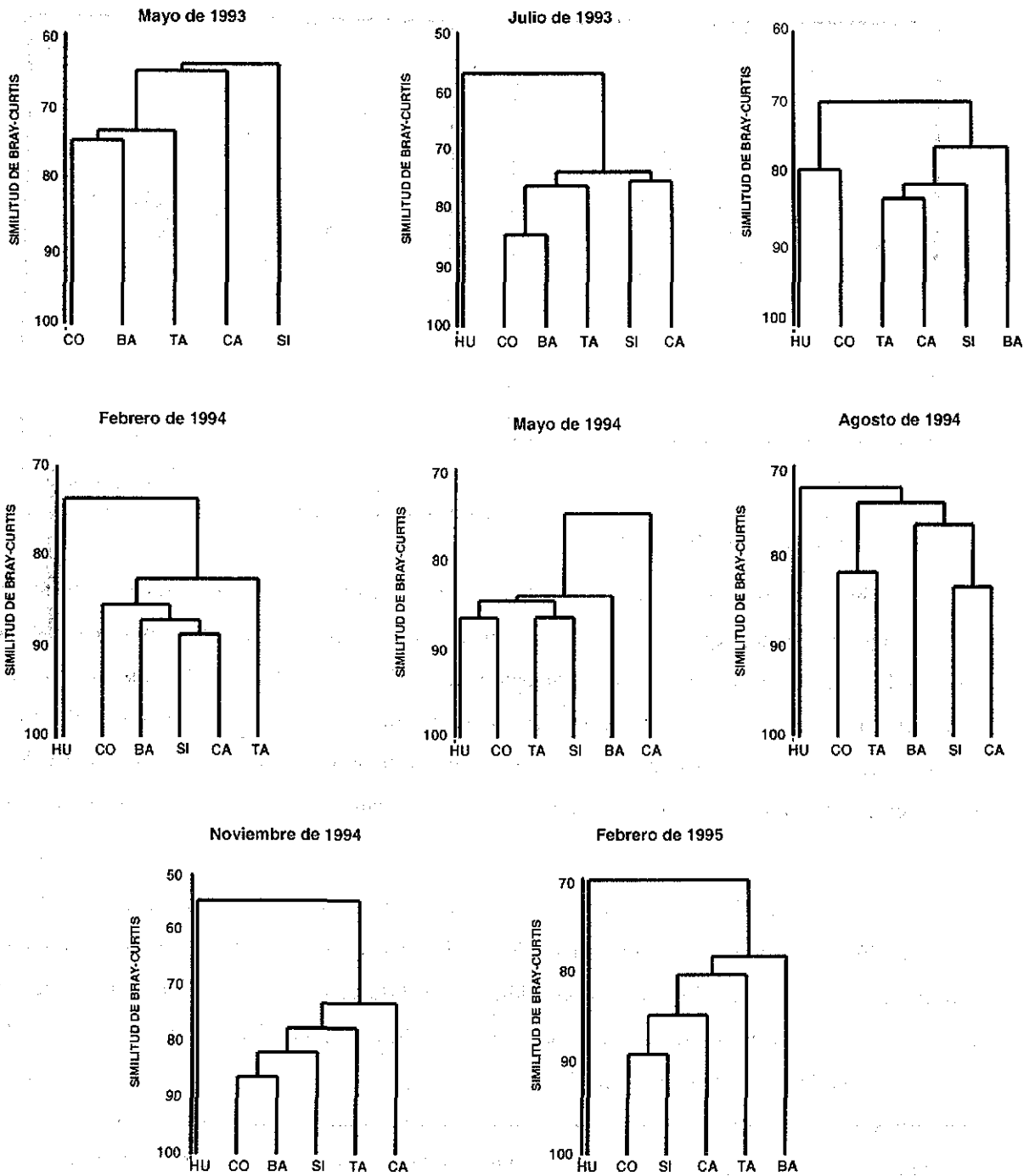


Figura 61. Dendrogramas de similitud de Bray-Curtis para las comunidades asociadas a las raíces de mangle, recolectadas a lo largo del estudio y usando como nivel de resolución taxonómica a la familia.

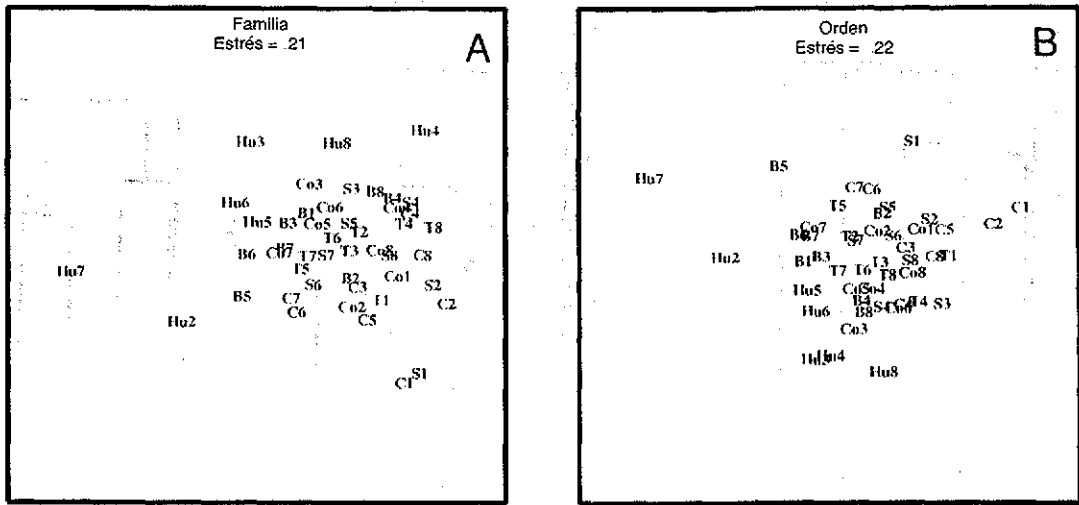


Figura 62. Ordenación MDS de los ocho muestreos trimestrales en las seis estaciones utilizando como nivel de resolución taxonómica a la familia (A) y al orden (B). C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches.

Entre los gráficos se destaca el que Huizaches se mantiene como una estación distinta del resto, aunque los puntos que representan los muestreos trimestrales aparecen como más distintos entre sí. Por otro lado, se observa una agrupación mayor de los muestreos realizados en febrero de 1994 (el muestreo número 4) en las cinco estaciones restantes. La mayor parte de los muestreos de Tapo tienden a aparecer cercanos entre sí, en el centro de la nube de puntos y la mayor parte de los puntos correspondientes a los muestreos de Caimán se ubican en el gradiente, en el lado opuesto a Huizaches.

El análisis MDS por trimestres, al nivel familia tuvo valores de estrés entre 0.0 y 0.1. Al igual que lo observado mediante el análisis de clasificación de Bray-Curtis, los gráficos a nivel de familia resultaron muy similares a los obtenidos al nivel de especie. La diferencia más clara entre ambos análisis consistió en que, aunque la afinidad entre estaciones fue la misma que al nivel de especie, éstas tuvieron mayor cercanía entre sí con el nivel familia, particularmente en los muestreos de noviembre-diciembre de 1993, mayo de 1994 y noviembre de 1994, mientras que, por el contrario, la agrupación de estaciones de febrero de 1994 fue más dispersa al nivel de familia (Fig. 63 A-H).

Al superponer las variables ambientales en las estaciones en el ordenamiento obtenido a nivel familia (MDS). De manera aleatoria se escogieron tres fechas de muestreo, con lo que se obtuvo la comparación de los muestreos de mayo de 1993 y agosto de 1994.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

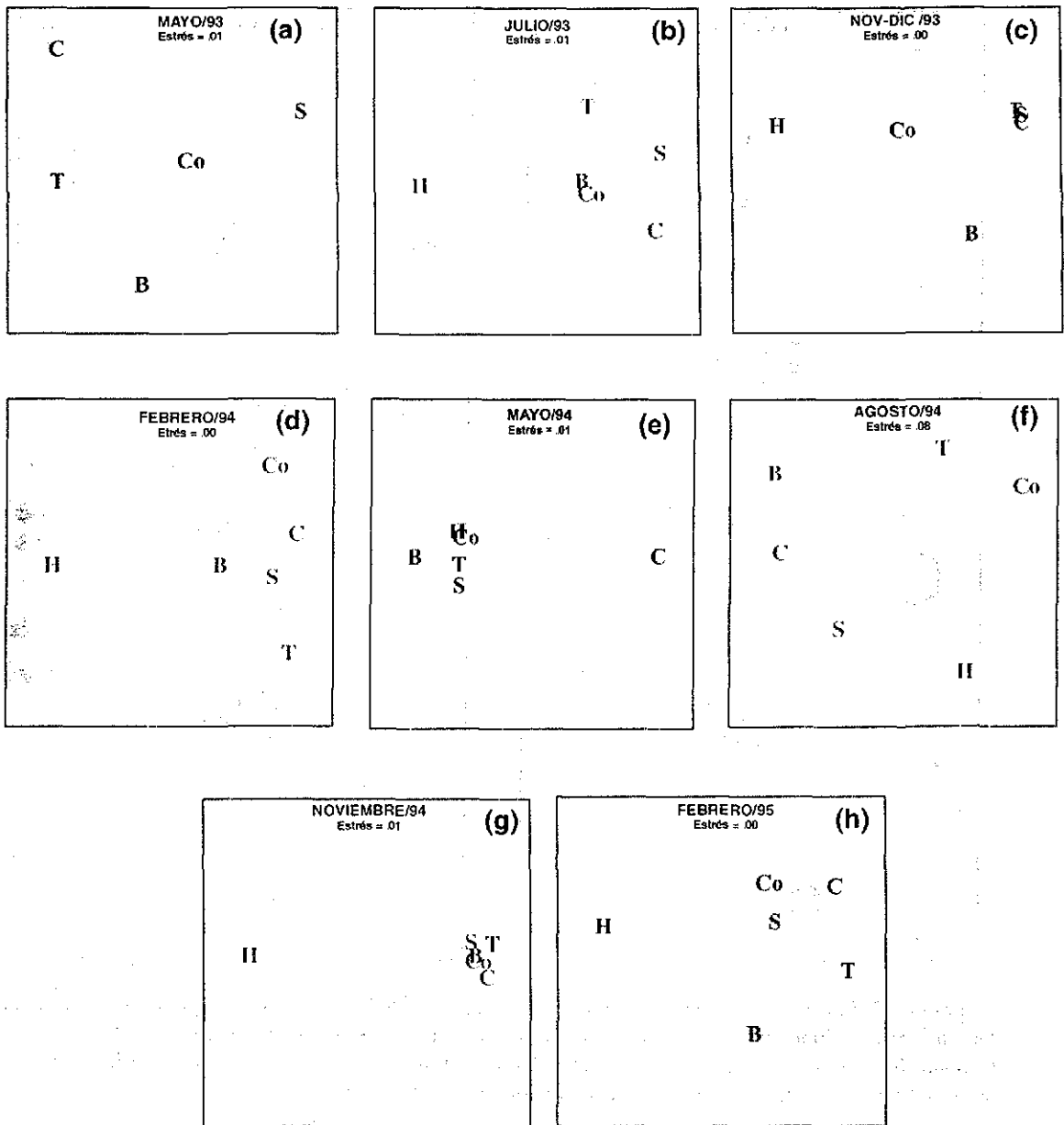


Figura 63. Configuración MDS de las estaciones durante los ocho muestreos biológicos realizados a lo largo del estudio, utilizando como nivel de resolución taxonómica a la familia. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches.

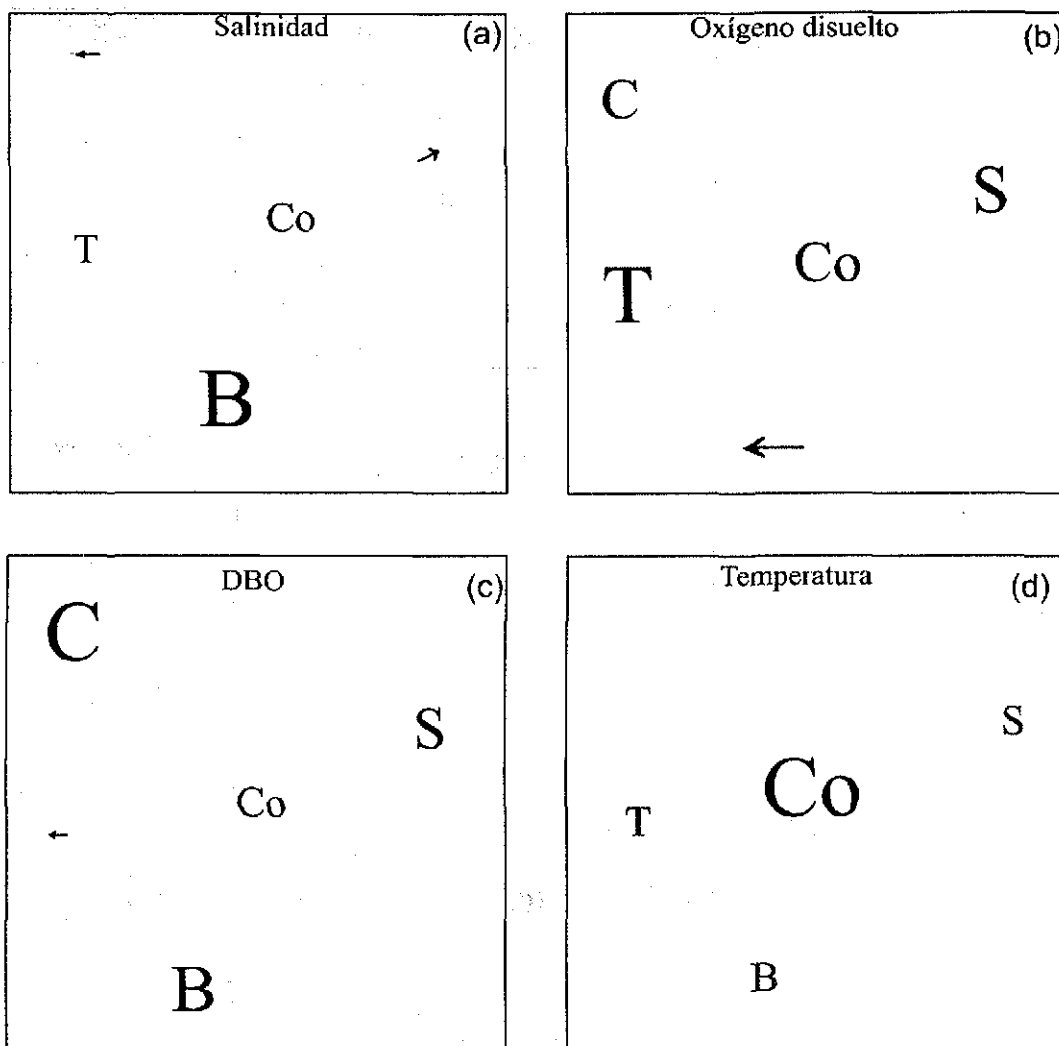


Figura 64. Ordenación MDS de los muestreos de mayo de 1993, a nivel familia con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearsons en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones en cuyo caso la correlación con la variable fue muy reducida.

La importancia relativa que tuvieron las variables ambientales en las comunidades de las estaciones fue prácticamente de la misma magnitud que en el análisis realizado a nivel de especies (Figs. 64 y 65). Entre las diferencias observadas entre los dos tipos de análisis destaca el que en el muestreo de agosto de 1994 la importancia relativa de las clorofilas es mayor en Caimán (Fig. 65)

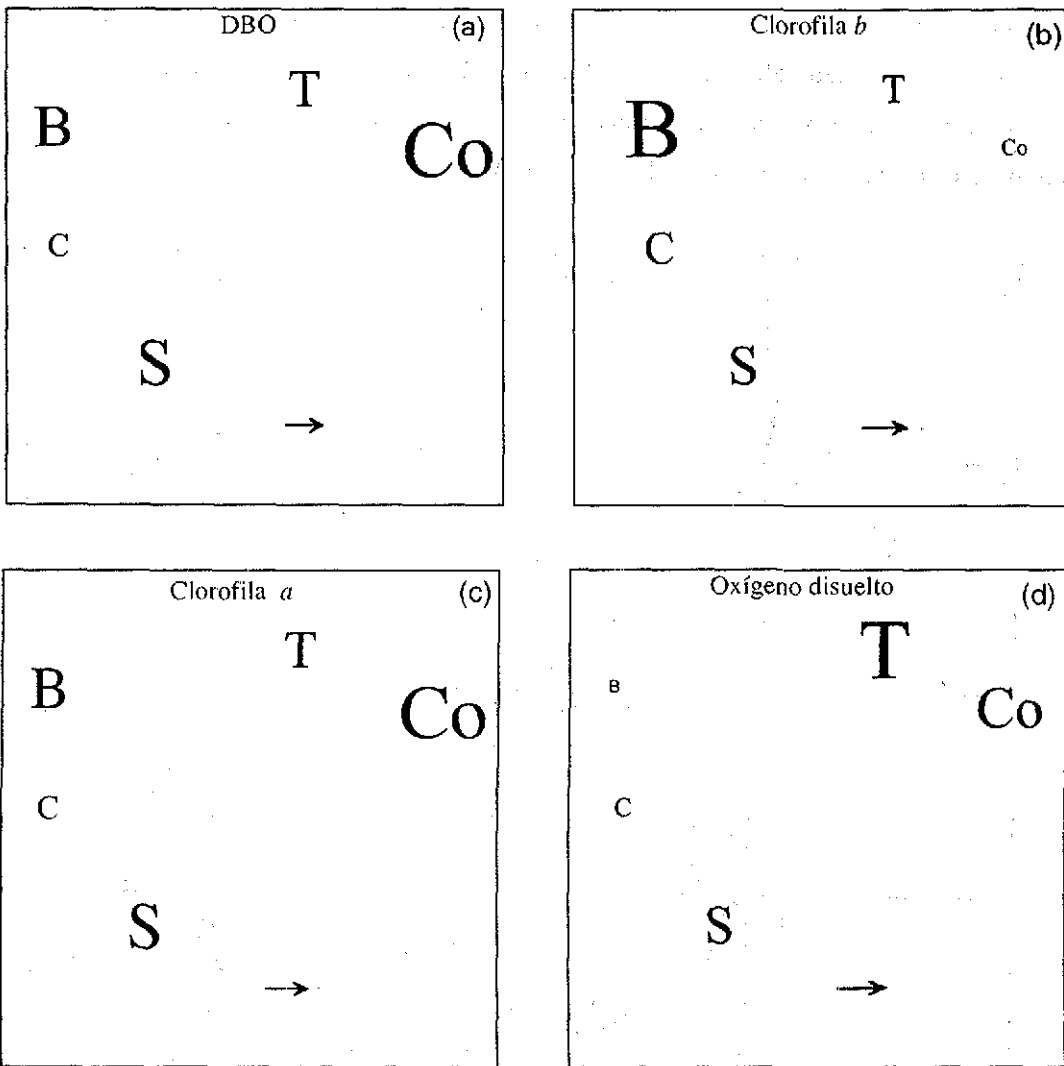


Figura 65. Ordenación MDS de los muestreos de agosto de 1994, a nivel de familia con la superposición de las variables ambientales con mayor valor de correlación de Pearson en el análisis BIO-ENV. C = Caimán, S = Sirena, B = Barrón, T = Tapo, Co = Confites y H = Huizaches. Las flechas indican las estaciones en cuyo caso la correlación con la variable fue muy reducida.

Al igual que en los métodos usados anteriormente, con el método de ordenación CCA realizados a nivel familia se pudieron observar diferencias entre los dos años del estudio y durante los ocho muestreos. Particularmente en estos últimos, se obtienen resultados muy similares a los obtenidos al nivel de especie.

En el análisis CCA a disposición espacial las estaciones, variables y familias en el plano bidimensional con los dos ejes principales coincidió en muy buena medida con los gráficos realizados con unidades de muestreo al nivel de especies, lo cual resulta congruente con el hecho de que varias de las especies recolectadas fueron las únicas representantes de una determinada familia.

En los casos en que las familias estuvieron compuestas por dos o más especies, la disposición de éstas correspondió generalmente a una ubicación cercana a la que tuvo la especie más numerosa. Los casos más notorios fueron: Porcelanidae con *P. robsonae*, Balanidae con *B. inexpectatus* y Panopeidae con *P. mirafloresensis* (Figs. 66 y 67).

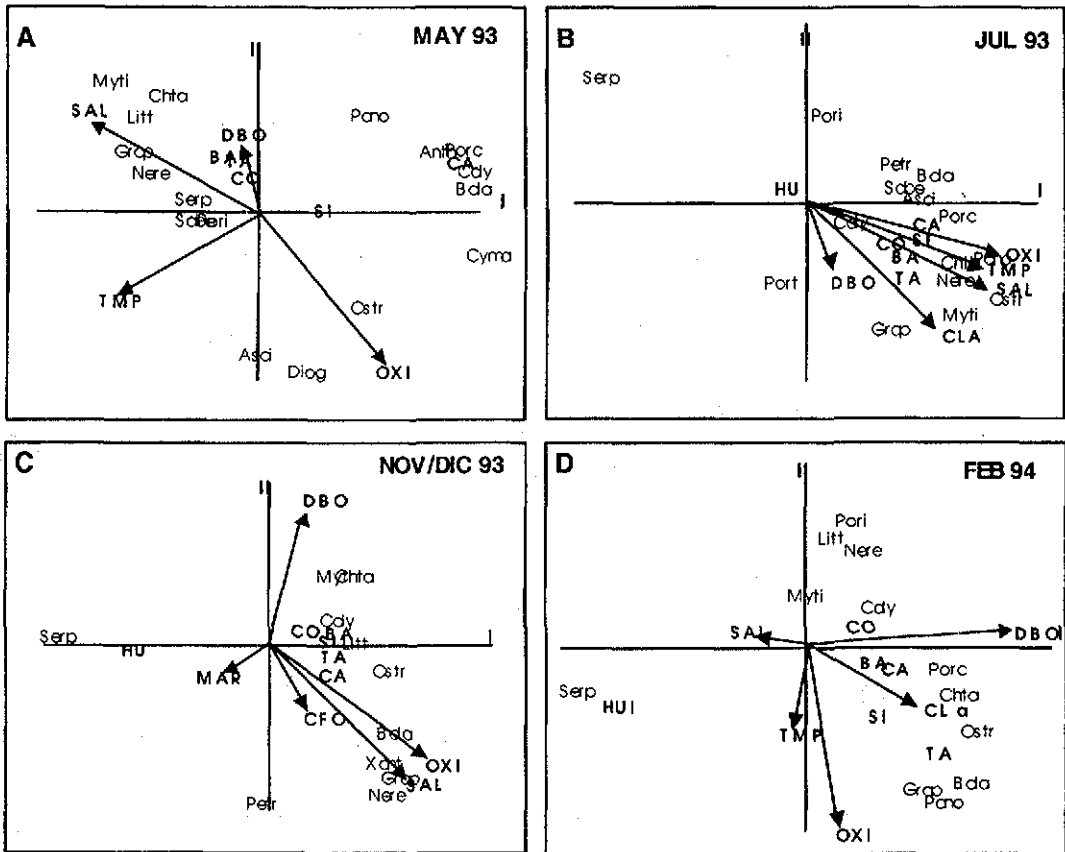


Figura 66. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las familias de invertebrados en las raíces de mangle, con respecto a las variables ambientales analizadas en mayo (A), julio (B) y noviembre/diciembre (C) de 1993 y febrero de 1994 (D). Cada vector indica la dirección de cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies y las familias se presentan en la tabla (CA= Caimán, SI = Sirena, BA = Barrón, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches).

Los niveles de inercia o varianza explicada en los análisis CCA a nivel especie y familia también fueron muy similares tanto en los análisis por años como por trimestres, lo que contribuye a afirmar que, al menos en lo que se refiere a las comunidades aquí estudiadas, los análisis al nivel de familia arrojan prácticamente la misma información que los análisis con especies.

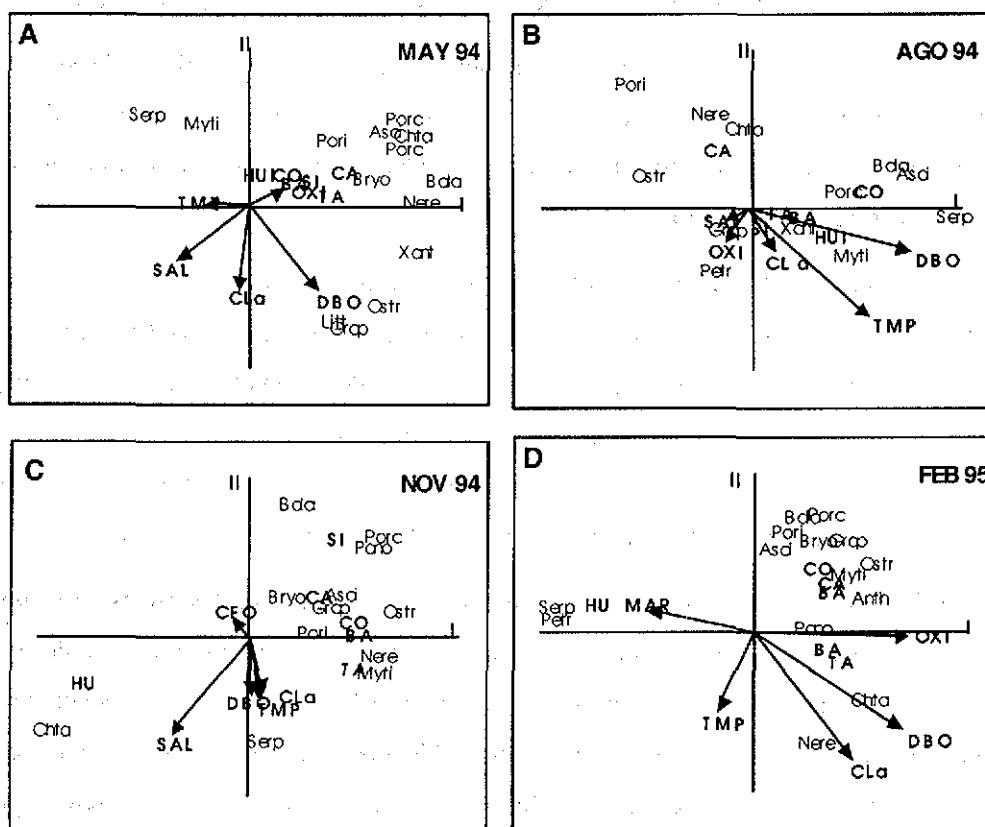


Figura 67. Ordenamiento bidimensional basado en el Análisis de Correspondencias Canónicas de las estaciones de muestreo y las familias de invertebrados en las raíces de mangle, con respecto a las variables ambientales analizadas en mayo (A), agosto (B) y noviembre (C) de 1994 y febrero de 1995 (D). Cada vector indica la dirección de cambio de cada variable y su longitud es proporcional a su tasa de cambio con relación a los dos ejes principales. Las abreviaturas de las especies y las familias se presentan en la tabla (CA= Caimán, SI = Sirena, BA = Barrión, TA = Tapo, CO = Confites, HU = Huizaches).

La evaluación del impacto producido por las descargas de agua de la granja camaronícola sobre las comunidades de invertebrados asociados a las raíces de mangle durante dos años es un proceso complicado que obligó plantear una estrategia de investigación en la que los objetivos particulares del estudio fueran resolviendo gradualmente las interrogantes sobre la relación entre las variables ambientales y las comunidades a lo largo de dos años. Por ello se planteó primeramente el saber como cambian las variables ambientales conservativas (eg. salinidad y temperatura) y las no conservativas (e.g. oxígeno disuelto, DBO, clorofilas), posteriormente conocer como están estructuradas las comunidades de invertebrados asociados a las raíces de mangle y por último, como interactúan éstas por efecto de las variables y finalmente poder explicar hasta que grado llega el impacto.

Para lograr lo anterior, el estudio pasó necesariamente por la evaluación individual de los elementos que intervienen en el fenómeno pueden resumirse en tres grupos principales:

1. Las actividades de la granja camaronícola, que incluye el registro de sus eventos de preparación, llenado, fertilizado y vaciado de los estanques (incluye la tasa de recambio diario de agua y las cosechas), la cantidad de alimento vertida y el balance de masas. Este último, apoyado en la investigación de otro grupo de trabajo.

2. La evaluación de las variables ambientales para poder determinar si los cambios observados en la estructura de las comunidades son atribuibles (y en que medida) a los cambios en dichas variables, conocer si existió un efecto directo de una determinada variable o si se presentó un efecto sinérgico de dos o más variables. en este trabajo se incluyó el estudio de la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, las clorofilas *a* y *b*, la materia orgánica biodisponible en agua y sedimentos, la precipitación pluvial y las mareas.

3. El estudio de las comunidades de invertebrados asociados a las raíces de mangle en una serie de estaciones de muestreo seleccionadas bajo el criterio de cercanía y lejanía desde la granja camaronícola y de sus zonas de descarga, sin descuidar el hecho de que estas estaciones deberían ser comparables entre si, es decir, que todas debían ubicarse dentro de la misma sección del sistema lagunar. El estudio de estas comunidades incluyó el análisis de las especies dominantes y el análisis sus indicadores ecológicos (densidad, riqueza, diversidad y equitatividad).

A partir de estos tres elementos se buscó establecer la relación causa-efecto entre las variables y las actividades de la granja y entre las variables y la estructura encontrada en las comunidades asociadas a las raíces de mangle y así poder determinar en que momento los cambios en la estructura de las comunidades obedecieron a los cambios periódicos en el ambiente y en que momento éstos cambios pudieron atribuirse a un eventual efecto de las descargas. El estudio incluyó la utilización de análisis multivariantes apoyados básicamente en análisis cluster y análisis de correlación debido a que difícilmente puede encontrarse una relación directa entre los cambios en una variable y los cambios a nivel de comunidades.

La influencia de las descargas de la granja pudo apreciarse en las distintas estaciones de muestreo a través de las diferencias en variables como el oxígeno disuelto, la DBO y las clorofilas, particularmente durante la operación de la granja y durante las cosechas, no así en las variables de tipo conservativo como la temperatura, la salinidad y las mareas.

El oxígeno disuelto fue estadísticamente distinto entre las estaciones y fue más bajo (y con más registros de hipoxia) en la estación Barrón, que recibió la mayoría de las descargas de la granja

y en Huizaches, ubicada en la porción interna del estero El Confite, mientras que los registros más altos y con menor utilización aparente de oxígeno fueron las estaciones Tapo, Caimán y Sirena (Figs. 1, 9 y 10).

Aunque las estaciones Barrón y Huizaches se tuvieron las concentraciones más bajas de oxígeno, la estación Barrón tuvo los valores más altos de DBO y Clorofilas y en Huizaches ocurrió lo contrario, por lo que se puede establecer que las condiciones observadas en Barrón se debieron a la presencia de una fuente de materia orgánica extra que no se observó en Huizaches (Figs. 11 y 12). Aunque los movimientos de mareas no permitieron establecer un gradiente claro entre la zona de descargas de la granja y el resto del sistema, el análisis de las estaciones Barrón, Confites y Caimán demostró que si existió una tendencia hacia un enriquecimiento ambiental en las proximidades de la zona de descarga. La influencia de las descargas durante las cosechas también pudo apreciarse con el incremento de la DBO en todas las estaciones en el muestreo posterior a ese evento (Fig. 11)

De entre las especies dominantes o características del sistema, los bivalvos *M. strigata* y *C. columbiensis* fueron de las más conspicuas en toda el área de estudio por su amplio intervalo de tolerancia a las fluctuaciones ambientales. Aunque la mayor abundancia de la especie se presentó con el reclutamiento, durante las temporadas de lluvias, la densidad de la misma fue menor en las estaciones con mayor estrés ambiental (Figs. 17 a 20).

La estructura de las comunidades fue fluctuante entre las seis estaciones a lo largo del año y se pudo apreciar que la temporada de lluvias y secas tiene un efecto claro sobre éstas, sin embargo, también fue posible observar que la estación Caimán contuvo mayor número de especies y el número de especies por colecta en las estaciones Barrón y Huizaches fue menor que en el resto de las estaciones y se incrementó la proporción relativa de organismos reconocidos como tolerantes a niveles elevados de contaminación orgánica. Entre éstos se puede destacar a *Balanus eburneus* (Figs. 21 y 22). Por otro lado, la abundancia del poliqueto *F. miamiensis* en Huizaches indicaría que en esa estación el factor que induce el estrés ambiental no es la materia orgánica en exceso (Fig. 25).

Pese a ser considerada como una indicadora de la salud de las comunidades, la diversidad de Shannon-Wiener observada a lo largo del estudio mostró poca claridad cuando se analizó entre las seis estaciones. Al compararla sólo entre Caimán, Confites y Barrón se apreció mejor que, aunque ésta tuvo variaciones asociadas con las épocas de lluvias y secas, en general los valores fueron más altos en Caimán y menores en Barrón y en Confites se dio una situación intermedia, con valores bajos entre noviembre de 1993 y mayo de 1994 (Fig. 36).

Los análisis multivariantes arrojaron mayor información sobre la relación entre las variables ambientales y la estructura de las comunidades. El índice de similitud de Bray-Curtis mostró que la estación Huizaches fue la más disímil del grupo y que Barrón también fue distinta, durante el segundo año del estudio (Fig. 37). Nuevamente el análisis de los ochos muestreos en solo tres estaciones mostró claramente que la estación testigo (Caimán) fue claramente distinta de la estación Barrón y Confites mostró una condición intermedia, con mayor afinidad con Barrón (Fig. 39). Por otro lado, la influencia de las descargas de la granja quedó más claramente expuesta en los muestreos de julio de 1993 y febrero y agosto de 1994 (Fig. 40).

Con el análisis MDS se mostró que en el segundo año se presentó una mayor diferencia entre las estaciones cercanas a la granja y Caimán. Las estaciones Barrón y Huizaches fueron claramente distintas en el lado opuesto del gradiente marcado por el gráfico bidimensional (Fig. 44 B). El análisis de las tres estaciones demostró que el efecto de las descargas de la granja fue más evidente en Barrón que en Confites y más aún que en Caimán (Fig. 54). Este análisis permitió demostrar que la influencia de las descargas no siempre fue el evento de mayor relevancia en la formación de la estructura de las comunidades, puesto que en los muestreos efectuados en las épocas de lluvias se pudo apreciar un gradiente de estaciones más relacionada con la distancia entre las estaciones y la boca del sistema lagunar (Figs. 45 y 48).

Cuando se superpuso el valor de las variables asociadas a este proceso (DBO, clorofilas y oxígeno disuelto) con las estaciones, en la mayor parte de los muestreos (y en los análisis por años), las clorofilas y la DBO tuvieron mayor influencia sobre las estaciones cercanas a la granja, particularmente en Barrón, que recibió las descargas directamente y en mayor volumen, mientras que el oxígeno disuelto fue más importante en estaciones como Caimán, Sirena o Tapo, esto fue más claro en los muestreos de julio de 1993 (Fig. 47) y febrero y mayo de 1994 (Figs. 49 y 50), ya que estos muestreos fueron realizados en fechas cercanas a las cosechas en el interior de la granja.

El análisis de correspondencias canónicas permitió establecer, además de la importancia de las variables a lo largo de los ocho muestreos y los dos años, cual fue la influencia relativa de las variables y ayudó a identificar una serie de especies consideradas como características de toda el área de estudio (Figs. 55 a 58).

Por último, los análisis de clasificación y de ordenación de las comunidades utilizando a la familia como nivel mínimo de resolución taxonómica arrojó información muy similar a los análisis en los que se usó a la especie como nivel taxonómico por lo que se puede afirmar que este estudio pudo ser realizado a niveles confiables si la identificación de los organismos hubiera sido solamente al nivel de familia (Figs. 61 a 67).

DISCUSIÓN

De acuerdo con Alvarez-León (1980), Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001), Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002) y Méndez (en prensa), la zona correspondiente a la parte alta del Estero Urías, que incluye al estero El Caimán, presenta una serie de características ambientales, faunísticas y florísticas que le dan una condición de ambiente menos perturbado y lo separan de otras regiones del sistema en las que se puede observar una mayor influencia de las actividades humanas (industria termoeléctrica, alimenticia, pesca, turismo y presencia de drenajes urbanos). Esta condición le da a la zona una continuidad que puede ser útil para analizar la estructura y los cambios de sus comunidades de invertebrados, así como establecer su posible relación con la presencia de una fuente externa de enriquecimiento por nutrientes. Como contraparte, la relativamente poca extensión de esa zona y la dinámica de las mareas, que de alguna manera homogenizan el cuerpo de agua, dificultan este tipo de análisis, pues podría ocurrir que la variación intrínseca encontrada en una estación puede ser más elevada que la que pudiera encontrarse entre dos estaciones.

Aunque las variables no conservativas (e.g. clorofilas o DBO) fueron fluctuantes durante todo el estudio, si pudo apreciarse una tendencia general acorde con la ubicación de las estaciones de muestreo, sobre todo en lo que respecta a Caimán, Confites y Barrón. Al comparar las variables y las comunidades de estas tres estaciones se pudieron establecer de manera más clara el grado de influencia de las descargas de la granja camaronícola en una estación que recibe la mayor parte de éstas, una estación de referencia, con poca o nula influencia de las descargas y una estación con características intermedias por encontrarse cercana a la granja, pero sin recibir sus aguas directamente.

1. Efecto de las variables

No obstante que la distancia entre los sitios de muestreo fue relativamente pequeña, el comportamiento de las variables ambientales mostró que las variables denominadas “conservativas” (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001) la salinidad, la temperatura y las fluctuaciones en las mareas, presentaron pocas diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones, lo que sugiere que sus variaciones son independientes de las actividades realizadas en la granja camaronícola puesto que sus fluctuaciones fueron cíclicas a lo largo del año, independientemente del punto en que fueron registradas. Las variables “no-conservativas” o que se modifican por la actividad biológica sí

presentaron diferencias significativas entre dos o más estaciones, lo que se aduce a la influencia de las características propias de cada sitio de muestreo y a la influencia de actividades humanas, en este caso, las actividades de la granja camaronícola. Estas variables fueron la DBO, las clorofilas, el CFO y el oxígeno disuelto.

El efecto aditivo de dos o más parámetros ambientales y sus variaciones también repercute sobre la respuesta de los organismos hacia cambios presentados por otros factores. Varias especies con afinidad marina (e. g. *Crepidula* spp.; *F. suturaltus* y *P. armatus*), tienden a incrementar el consumo de oxígeno disuelto cuando la concentración de la salinidad desciende (Shumway, 1983).

1.1. Salinidad y temperatura

El sistema lagunar Urías es un sistema protegido, con poca profundidad y aportes de agua restringidos a los períodos de lluvias o a aportes naturales desde el manto freático. Los descensos rápidos en salinidad que ocurren durante los períodos de lluvias abundantes en sistemas lagunares como éste pueden provocar mortandades masivas en los organismos que los habitan, particularmente en las especies sésiles. Dicha mortandad puede verse como un mecanismo de renovación de las comunidades asociadas al manglar, ya que permiten el reemplazo de los adultos por larvas más tolerantes a salinidades bajas (Chanley, 1958), provenientes desde progenitores establecidos en sitios no severamente afectados por dichos eventos (Goodbody, 1961; Orihuela y Díaz, 1991). Estos cambios repentinos de salinidad limitan la presencia o el asentamiento de algunas especies en beneficio de otras (Richmond y Woodin, 1996). La temperatura, por su parte, es un factor determinante en el desarrollo de diversos procesos biológicos de las especies, tales como el crecimiento o la reproducción. El ascenso de la temperatura del agua ha sido reconocido como mecanismo disparador de la migración de postlarvas de camarones peneidos (Poli, 1983) y de la maduración gonádica y reproducción masiva de mejillones tanto en lagunas del Pacífico americano como del golfo de México (Stuardo y Villarroel, 1976; Estévez y Stuardo, 1977; Farías-Sánchez 1991; Baqueiro-Cárdenas y Aldana-Aranda, 2000). Aunque los estudios sobre la biología de las especies encontradas en este estudio son escasos, lo señalado por estos autores permite inferir que las especies encontradas tienen ciclos biológicos acoplados a las variaciones en temperatura y salinidad, y que estas no son determinantes por si solas para explicar las diferencias encontradas entre las comunidades de las seis estaciones. Baqueiro-Cárdenas y Aldana-Aranda (2000) indican que las poblaciones de *M. strigata* encontradas en dos lagunas del estado de Guerrero presentan gametogénesis a lo largo de todo el año, pero sus épocas de desove y post-desove se presentan en los meses de verano, cuando la salinidad y la temperatura se incrementan.

1.2: Oxígeno disuelto

Las fluctuaciones en la concentración de oxígeno disuelto en el agua están asociadas con otros factores ambientales como la productividad y la presencia de materia orgánica disuelta. Éstos inciden en la producción y el consumo del oxígeno por respiración y repercuten en mayor o menor grado sobre las comunidades acuáticas, de acuerdo con la tolerancia de las especies que las componen (Baden *et al.*, 1990; Cederwall y Elmgren, 1990; Rosenberg *et al.*, 1990). La temperatura, la salinidad, la fotosíntesis, los vientos (que provocan un intercambio intersticial de oxígeno), la circulación del agua y el consumo por respiración u oxidación de la materia orgánica también inciden sobre la concentración de oxígeno disuelto en el agua. En el sistema lagunar Urfías el oxígeno disuelto de los esteros tributarios también tiene relación con las corrientes de marea, puesto que durante estos eventos las aguas provenientes del cuerpo principal del sistema lagunar, más ricas en oxígeno disuelto, se dirigen a los esteros tributarios (Franco-Nava, 1998). Una corriente de pleamar, por tanto, puede mejorar las condiciones de oxígeno de dichos esteros, mientras que durante una marea muerta o de bajamar disminuirá la concentración de oxígeno por un desbalance entre el consumo y el aporte. Por todo lo anterior, un valor bajo de oxígeno disuelto en cualquiera de las estaciones de muestreo pudo tener como origen un alto consumo por procesos de enriquecimiento orgánico y el incremento de las comunidades bacterianas, una baja productividad o un menor intercambio con cuerpos de agua más oxigenados.

En el presente estudio los registros de oxígeno disuelto oscilaron desde cercanos a anaerobios (0.8 y 0.9 mg/L en Huizaches y Barrón, respectivamente) a sobresaturación (9.2 mg/L en Tapo) y solo en pocas ocasiones se alcanzó o sobrepasó el límite de saturación. Es importante señalar que, con excepción de la estación Sirena, en todas las estaciones se tuvieron registros diurnos inferiores a 2 mg/L y, de éstos, Huizaches tuvo 11 de 45 registros bajo este límite (24%) (fig. 10).

Cuando la concentración de oxígeno es suficientemente baja, la mayoría de los organismos acuáticos presentan condiciones de estrés moderado o severo que, aunque no resulte mortal, les impide realizar sus funciones normales, altera sus patrones de conducta, los convierte en vulnerables a la depredación o disminuye su capacidad de competir contra otras especies (Schreck, 1990; Kolar y Rahel, 1993; Nilsson y Rosenberg, 1994), e incluso, disminuirse la capacidad de depredación (Nestlerode y Díaz, 1995). Nestlerode y Díaz (1995) señalaron que las condiciones de hipoxia en la bahía Chesapeake, Virginia obligan a las especies excavadoras a emerger y los depredadores (e.g. *Callinectes sapidus* y *Micropogonias undulatus*) incrementan su actividad, pero

esta depredación es abruptamente interrumpida cuando la concentración de oxígeno desciende a alrededor de 1.5 ml/l.

La concentración de oxígeno disuelto en la que ya se considera que existe hipoxia varía de autor a autor. De acuerdo con Baden *et al.* (1990), Dauer *et al.* (1992) y Powers (1995) el término de hipoxia se refiere a concentraciones de oxígeno disuelto menores a 2.0 mg/L o menos del 30% de saturación. Nilsson y Rosenberg (1994) indican que una concentración de oxígeno disuelto entre 0.6 y 1.4 mg/L (o bien, de 0.77 a 1 ml/l), puede conducir a bajas considerables en el número de organismos o la desaparición de especies bentónicas marinas como los bivalvos y los poliquetos. Lo anterior permite suponer que en estaciones como Barrón o Huizaches, en donde se presentó un mayor número de registros de hipoxia durante los muestreos, se presentó hipoxia severa o anoxia durante la noche, los organismos debieron presentar estrés en niveles manejables o tolerables solo por cierto tiempo y cuando estos límites fueron rebasados, la estructura de la comunidad se vio afectada por un estrés suficientemente fuerte como para explicar parcialmente las diferencias en diversidad, abundancia de especies y biomasa de las comunidades sésiles de los sitios de muestreo, a esto se puede agregar que en condiciones de hipoxia, los procesos de descomposición aeróbica de los nitratos, fosfatos y carbono que conducen a la regeneración de nutrientes o remineralización de la materia orgánica, cambian hacia procesos de descomposición anaeróbica, con agentes oxidantes distintos al oxígeno, como nitratos, sulfatos y óxidos de hierro y manganeso cuyos productos de la reacción son nocivos para la fauna acuática (i.e. H_2S y NH_4^+) (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001) y por tanto, se esperarí que actúen en detrimento de la estructura de las comunidades.

De la Lanza (1994) indica que en lagunas cercanas al estero de Urías es común encontrar condiciones extremas de productividad y de consumo de oxígeno y que la hipoxia en esos sistemas se debe a la descomposición de las cargas detríticas autóctonas o a la respiración de los organismos durante las horas de obscuridad. El incremento de materiales orgánicos de origen antropogénico tiende a incrementar el consumo de oxígeno por descomposición aeróbica y a provocar condiciones de hipoxia o anoxia en porciones lagunares extensas.

En teoría, los cuerpos de agua como el aquí estudiado, presentan una concentración de oxígeno disuelto debida básicamente a la fotosíntesis y al intercambio agua-aire, esta concentración alcanza el nivel de saturación en cierto momento del día, y es consumida por procesos de respiración u oxidación de la materia orgánica. Así, la diferencia entre la concentración registrada y el nivel de saturación –denominada como la Utilización Aparente del Oxígeno (AOU)- es un indicador del consumo del oxígeno por los procesos arriba mencionados. La estación con mayor AOU fue Huizaches, seguida muy de cerca por Barrón. Lo anterior, aunado al hecho de que en estas

estaciones se tuvo la mayor cantidad de registros por debajo de 2 mg/L implicaría que en ellas se presentó el mayor consumo de oxígeno, sin embargo, el comportamiento de la DBO_2 y las clorofilas en estas estaciones fue completamente opuesto.

No obstante que la *AOU* media de Barrón, Confites y Caimán puede considerarse como elevada durante todo el estudio, se pueden apreciar las diferencias entre una estación con influencia directa de las descargas de la granja y mayor *AOU* (Barrón), una estación con *AOU* intermedia por una influencia menor al recibir parcialmente las descargas de dos estanques (Confites) y una estación con menor influencia de las descargas de la granja y *AOU* menor (Caimán).

Barrón presentó las mayores concentraciones de clorofila *a* y los valores más altos de *DBO* mientras que Huizaches tuvo las menores concentraciones de clorofila *a* y la menor *DBO*. Lo que permite suponer que en Barrón se presenta un alto consumo de oxígeno disuelto por respiración y oxidación, mientras que en Huizaches los bajos niveles de oxígeno registrados pueden ser atribuidos a una menor producción por fotosíntesis o por bajo intercambio agua-aire por su ubicación en la porción interior del estero El Confite o a la influencia de variables ambientales no analizadas en este estudio (i.e. pH o una alta concentración de taninos en el agua).

Aunque la granja camaronícola y los sistemas acuáticos aledaños, como el aquí estudiado, están sujetos al efecto de muchas variables ambientales, al interior de la granja se busca tener un buen control de las variables del tipo no-conservativo (i. e. oxígeno disuelto, clorofilas y *DBO*) en aras de preservar un ambiente adecuado para la supervivencia y crecimiento del camarón, mientras que en el exterior, este tipo de variables están sujetas al efecto que producen los aportes de materia orgánica autóctonos, alóctonos y antropogénicos, las corrientes de marea, la geografía del sistema y otros factores que les confieren un comportamiento distinto al observado en la granja. Páez-Osuna y Ruíz-Fernández de ese (2002), señalaron que durante el cultivo de invierno de 1993 (en período de estiaje) el oxígeno disuelto disminuyó progresivamente en los estanques de cultivo desde niveles de saturación al inicio del ciclo hasta el límite de hipoxia al final del mismo, sin embargo, el comportamiento del oxígeno disuelto en el sistema lagunar fue completamente distinto por las grandes diferencias en la dinámica del agua de los dos sistemas y a las características de cada estación de muestreo.

1.3. *DBO*

El análisis de la demanda bioquímica de oxígeno (*DBO*) resultó ser una herramienta útil como indicador indirecto de la cantidad de materia orgánica disuelta o particulada en el agua de la zona de estudio. El vaciado de los casi 1.2×10^6 m³ de agua de la granja hacia el sistema lagunar, en

una cosecha completa, implica una transferencia de agua enriquecida artificialmente hacia la mayor parte de la zona de estudio (Páez-Osuna *et al.*, 1997), lo que fue constatado por los altos registros de DBO_2 en las seis estaciones durante algunos muestreos posteriores a las cosechas. El registro más alto de DBO_2 (13 de julio de 1993) en las seis estaciones fue del orden de 3.3 a 4.7 veces el valor medio y ocurrió entre 15 y 20 días después del vaciado de 10 de 11 estanques de la granja y, a razón de uno al día, con lo que se pudo suponer una relación entre este evento y la demanda medida. Sin embargo, es importante señalar que no todos los períodos con alta DBO fueron posteriores a las cosechas en la granja; los registros de mayo de 1993 ocurrieron después de la fertilización de los estanques, en un período en que no se hizo recambio de agua en los estanques. Agráz-Hernández (1999) señalaba que en el mes de mayo se incrementa la producción de hojarasca y frutos del manglar en la porción interior del estero El Caimán, en el mismo sistema, lo que indicaría un incremento de la materia orgánica en agua, sin embargo, este material es de tipo refractario y poco disponible en lo inmediato. De acuerdo con la misma autora, este tipo de materia orgánica presenta una tasa de descomposición relativamente lenta (entre 24% y 50% de descomposición en seis meses).

El hecho de que en Barrón se presentaron los registros más altos de DBO_2 coincide con el hecho de que en el estero en que se ubicó esta estación confluye cerca del 90% de las aguas de descarga de la granja.

Por otro lado, la ubicación al interior del estero El Confite de la estación Huizaches permite suponer que ahí se presentan velocidades de corrientes y volúmenes de recambio inferiores que en el resto de las estaciones. Sin embargo, sus valores de producción de clorofila fueron bajos, al igual que el consumo de oxígeno, por lo que se infiere que las actividades desarrolladas en la granja tuvieron poca relación con los procesos biológicos de esta estación.

El hecho de que las bajas concentraciones de oxígeno registradas en Barrón y Huizaches no presentaran diferencias estadísticas y que Barrón tuviera registros altos de DBO_2 y concentraciones de clorofilas significativamente más altas que las de Huizaches, indica, por un lado, que aunque en Huizaches se tiene una menor DBO, la disponibilidad de oxígeno (por intercambio gaseoso aire-agua o por fotosíntesis) no alcanza los niveles encontrados en el resto de las estaciones. Por otro lado las altas concentraciones de clorofila registradas en Barrón indican que en esta estación se presenta una alta producción de oxígeno que es consumida por una alta demanda bioquímica de oxígeno.

Contra lo observado en el estudio completo, el análisis de la DBO_2 durante el ciclo de cultivo de invierno del primer año no se observaron diferencias significativas entre las estaciones

Caimán, Confites y Barrón ($p > 0.05$), mientras que en el segundo ciclo de invierno las diferencias se observaron entre Caimán y Confites y Caimán y Barrón.

1.4. Clorofilas

De la misma manera que la DBO es una medida indirecta que permite estimar la riqueza en materia orgánica fácilmente oxidable en el medio acuático, la cantidad de clorofila es un indicador directo de la biomasa de fitoplancton. La abundancia de fitoplancton en un cuerpo de agua tiene una relación directa con la presencia de nutrientes disueltos y en ciertos casos permite estimar, de manera relativa, el estado trófico de sistemas como el aquí estudiado (Contreras, 1991a).

Los altos registros de concentración de clorofilas en el área de estudio indican que éstos guardan cierta relación tanto con la fertilización de los estanques, como con los recambios de agua y los períodos de cosecha de la granja. Las concentraciones de clorofilas registradas en la mayoría de las estaciones fueron inferiores a las registradas en el interior de la granja en fechas similares del año anterior por Páez-Osuna *et al.* (1997) (10.0 ± 8.0 mg/L durante el ciclo de invierno y 27.6 ± 17.4 mg/L en el ciclo de verano). Barrón y Tapo fueron la excepción; ahí se presentaron 14 y 6 registros superiores a 20 mg/m^3 , respectivamente. La diferencia entre estas estaciones y las otras puede atribuirse a dos factores: al mayor aporte de materia orgánica disuelta y nutrientes hacia Barrón y una mayor exposición a la luz solar, traducidos en una mayor producción "natural" de fitoplancton en Tapo. Páez Osuna *et al.* (1997) mencionaron que el balance de amonio y de fósforo total entre el agua de entrada a la estanquería y el agua de descarga de la granja fue negativo en lo general, por lo que puede considerarse que el principal aporte de nutrientes provenientes de la granja no consistió en formas nitrogenadas o ricas en fósforo, sino en alimento no consumido y heces fecales del camarón cultivado y que al ser descargados se descomponen en el exterior, propiciando un incremento de la DBO y la productividad fitoplanctónica.

Con fines comparativos y de acuerdo con la clasificación trófica de las lagunas propuesta por Contreras (1991a), se caracterizó a la mayoría de las estaciones de la siguiente forma: Huizaches y Caimán fueron las estaciones con las menores concentraciones de clorofilas en lo general. Huizaches se presentó como α -mesotrófica durante los dos años ($\bar{X} = 3.4 \pm 1.8$ y 6.5 ± 5.5 mg/m^3), con unos cuantos registros más elevados, lo que confirma de alguna manera la baja DBO registrada. Caimán y Sirena por su parte, se presentaron ocasionalmente como oligotróficas (< 2.6 mg/m^3), aunque en la mayoría de las ocasiones fueron de tipo mesotróficas (hasta 15.28 mg/m^3). Confites se ubicó entre α y β -mesotrófica (7.9 ± 6.7 mg/m^3) con tres registros del tipo eutrófico (> 20 mg/m^3). Barrón presentó las concentraciones más altas de clorofila en la mayor parte del

estudio. Por los valores registrados se le podría definir como β -mesotrófica, en lo general, ($\bar{X} = 14.3 \pm 13.5 \text{ mg/m}^3$), aunque presentó 13 registros superiores a los 20 mg/m^3 y uno solo de tipo oligotrófico (0.84 mg/m^3), lo cual también confirma lo encontrado con los resultados de DBO en esa estación. La estación Tapo puede ser considerada como β -mesotrófica en lo general, ($\bar{X} = 10.2 \pm 8.6 \text{ mg/m}^3$) aunque al final del segundo año tuvo más registros por debajo de 7.2 mg/m^3 (α -mesotrófica) que por arriba de ese umbral. Es preciso aclarar que Tapo fue la estación menos profunda que de todas las estaciones y en ella fue notable la presencia de algas sobre el sedimento; debido a que no se evaluó la biomasa algal, no se pudo precisar si el fitoplancton tuvo la proporción más importante de la biomasa vegetal.

Smith *et al.* (1999) indicaron que una concentración de 3 a 5 mg/m^3 de clorofila *a* en ambientes marinos es indicativa de un estado eutrófico y con valores superiores a ese intervalo son indicativos de condiciones de hipertrofia. Estos valores son muy conservadores si se les compara con los intervalos propuestos por Contreras (1991a), sin embargo, es necesario resaltar que el autor no especifica claramente si los valores propuestos se refieren a ambientes lagunares o costeros, siendo que el grado de eutroficación en estos ambientes puede ser muy distinto con un mismo nivel de concentración de clorofila, como bien lo demuestran Relevante y Gilmartin (1978) para el estero Parramatta, Australia, en el que las concentraciones de clorofila *a* del interior pueden ser hasta 10 veces mayores que las del exterior y ambos ambientes pueden considerarse como saludables.

Aunque el uso solo de la concentración de clorofila como un indicador del estado trófico de los cuerpos de agua ha sido severamente cuestionado (véase: Herrera-Silveira 1994), la comparación de las seis estaciones mediante este método arroja resultados que pueden ser considerados útiles en la comparación del nivel trófico de este sistema lagunar con otras lagunas de la región SE del golfo de California, especialmente si se considera que la mayoría de los sistemas lagunares de Sinaloa y una buena parte de los de Sonora son utilizados actualmente como fuente de aprovisionamiento de agua para la camaronicultura y como sitios de descarga de sus aguas.

1.5. Carbono fácilmente oxidable

Considerando lo señalado por Nixon (1995) se puede afirmar que las concentraciones de carbono por metro cuadrado al año corresponden a ambientes hipertróficos, sin embargo, llama la atención que los valores más altos no fueron encontrados en la estación Barrón, sino en la estación Caimán, que destacó en el análisis de los dos años. La evaluación del CFO en los sólidos suspendidos o en sedimentos es considerada por Nixon (1995) como una herramienta útil para estimar la presencia de materia orgánica en el área de estudio. De acuerdo con Flores-Verdugo *et al.*

(1995), en un ecosistema de manglar no alterado, la producción de hojarasca es la principal fuente de nutrientes y su constante de degradación (k) varía de $k=0.052 \text{ mes}^{-1}$ en hojas que caen al suelo, a $k=0.275 \text{ mes}^{-1}$ en hojas que caen al agua. Esto indica que la hojarasca que se transporta al agua adyacente a los bosques de manglar se degrada en un 79% en aproximadamente seis meses y las hojas que caen al suelo se degradan a un ritmo cinco veces menor (21% en seis meses). Tam *et al.* (1998) por su parte, mencionaron que en manglares de todo el mundo la tasa de degradación es muy variable y su descomposición media puede variar desde 6 hasta 154 días. Lo anterior permite estimar la importancia del manglar en el aporte de materia orgánica a un ecosistema lagunar. Del mismo modo, un aporte extra de nutrientes al sistema lagunar permitiría incrementar su producción de biomasa vegetal o no ser aprovechado por los productores primarios y contribuir a la fertilización del sedimento (Contreras 1991b). Cuando se presenta una mayor tasa de producción de fitoplancton, se fomenta su consumo por consumidores primarios, su descomposición y la incorporación de nutrientes al medio acuático. Por lo anterior, una alta producción de fitoplancton no necesariamente conduce a lecturas más elevadas en los valores de CFO en el sedimento o por el contrario, una lectura de altas concentraciones de materia orgánica en sedimento puede ser causada por la presencia de materia orgánica refractaria (de lenta descomposición) que no se traduce en nutrientes directos para la producción de fitoplancton, sino que es exportada hacia el exterior durante las mareas más altas o en las épocas de lluvias (Flores-Verdugo, 1989). En este sentido se pudo deber el que la mayor concentración de CFO se observó en estaciones con lecturas menores de clorofilas, como ocurrió en Caimán.

Es importante señalar que no obstante que el sistema lagunar Estero de Urías tiene conexión con la ciudad de Mazatlán y su zona industrial, y recibe una buena parte de sus aguas de desecho, no existe una evidencia clara del transporte de estas descargas o de la presencia nociva de contaminantes de alta toxicidad, como pesticidas, hidrocarburos o metales pesados en la porción interna del sistema. Soto y Páez-Osuna (2001) señalaron que en el área de estudio no existen concentraciones elevadas de metales pesados. Encontraron niveles relativamente altos de cadmio, y un ligero enriquecimiento por plomo. La presencia de metales pesados en concentraciones superiores a los niveles considerados como "normales" en el sistema lagunar se midió por Soto y Páez-Osuna (2001) en la zona del Astillero y hacia la boca del sistema lagunar y esto se explica por el carácter exportador de materiales del sistema. Aunque el cadmio se encuentra en niveles altos hacia el interior, éste puede ser asociado a altas cantidades de fitoplancton que tienden a acumularlo durante sus procesos biológicos y termina siendo transferido a la cadena alimenticia y a la fracción intercambiable del sedimento al momento de la muerte del plancton (Segovia-Zavala *et al.*, 1998).

1.6. Mareas

Las variaciones en la altura de las mareas al interior del sistema lagunar no fueron significativamente diferentes entre las seis estaciones. Esto permite suponer que la influencia de esta variable fue equivalente en las seis estaciones por cuanto se refiere a los tiempos de exposición de las raíces de mangle al aire y la temperatura. Las diferencias en los volúmenes de agua, así como la velocidad de las corrientes que penetran a los esteros Caimán, Barrón y El Confite, permiten inferir que existieron otros factores que pudieron ser distintos entre estaciones y que afectaron de manera distinta a sus comunidades asociadas, tales como la velocidad de dispersión de materiales suspendidos, el volumen de depósitos, el transporte y la selección de larvas, etc. La velocidad de las corrientes de flujo y reflujó del agua fue mayor en los esteros Caimán y El Confite que en el estero Barrón. El estero Barrón, además de tener un menor intercambio de agua con el resto del sistema lagunar, recibe la mayor parte de las aguas de recambio y de las cosechas de la granja por lo que se infiere que el aporte de nutrientes y su retención por el menor flujo de mareas propició que en esta estación se presentaran mayores concentraciones de clorofila y mayor DBO que en el resto de las estaciones y que a su vez repercutieron en la estructura de las comunidades asociadas a las raíces de mangle.

De acuerdo con Bingham (1992), en aguas como las encontradas en Barrón, la fauna asociada presenta una menor capacidad de dispersión que en ambientes con menor impacto, con lo que se crea un proceso de selección hacia especies tolerantes y/o cuyas larvas presentan mayor movilidad o tolerancia. Por otro lado, las corrientes de marea de mayor velocidad, como las encontradas en Confites y Caimán pueden crear una perturbación que actúa eliminando epibiontes de las raíces y propicia la sucesión o el reemplazo de especies (Rützler, 1969; Souza, 1984).

Los ambientes con dimensiones pequeñas y un flujo de agua poco dinámico como el estero Barrón o la porción interior del estero El Confite (en la estación Huizaches), presentan una menor tasa de recambio con el exterior y en consecuencia presentan una tendencia a acumular una mayor cantidad de sedimentos, nutrientes disueltos y detrito que otros ambientes con condiciones similares de productividad pero con mayor recambio de agua. En estos ambientes con poco recambio la productividad primaria de origen fitoplanctónico es elevada y se puede presentar con mayor frecuencia que en sistemas abiertos por el hecho de tener un mayor tiempo de retención de nutrientes. En esta clase de sistemas la tasa de producción temporal de nutrientes y de fitoplancton tiende a ser mayor que su tasa de exportación (Flores-Verdugo *et al.*, 1987; 1988; Contreras, 1991b).

La baja diversidad encontrada en Barrón o Huizaches también pudo estar asociada con la dinámica de los flujos de mareas, puesto que la distribución de la epifauna en las raíces de mangle depende de una serie de factores físicos y biológicos, entre los cuales el flujo de mareas pueden ser de gran importancia para la colonización por larvas, particularmente las de vida corta o lecitotróficas (e.g. esponjas, briozoarios y ascidias) (Bingham, 1992). Bingham y Young (1995) indicaban que los fuertes cambios en el flujo de agua provocados por las mareas parecen ser los causantes de las grandes fluctuaciones en las comunidades de invertebrados asociados a las raíces de *R. mangle*, como lo demuestran en estudios sobre manglares cercanos a los arrecifes de coral.

2. Fauna asociada a las raíces de mangle

Las respuestas funcionales y estructurales de los organismos acuáticos a las fluctuaciones de las variables ambientales han sido analizadas y discutidas en innumerables trabajos especializados en fisiología y ecología de las especies. Sin embargo, poco se sabe sobre la respuesta de las comunidades de invertebrados asociados a las raíces de mangle en presencia de tensesores como las fluctuaciones de una variable o cuando se presenta una fuente de contaminación recurrente.

Las especies sésiles asociadas a las raíces de mangle de los ecosistemas lagunares como el aquí estudiado están sujetas a condiciones ambientales altamente fluctuantes, tanto en los períodos diurnos como los estacionales. Estas fluctuaciones actúan como un proceso de selección de los organismos alterando su capacidad de alimentación, su reproducción, su dispersión a nivel de larvas o incluso su supervivencia (Shutherland, 1980; Bingham y Young, 1995; Rützler, 1995). Las especies estuarinas presentan una serie de rutas metabólicas alternativas (e.g. glicólisis) que les permiten obtener energía a partir de fuentes distintas del oxígeno y compensar o soportar los períodos de hipoxia o anoxia (Bacon, 1971; Schoettler y Grieshaber, 1988; Grieshaber *et al.*, 1992). Las descargas de heces fecales, materiales no consumidos y materia orgánica disuelta provenientes de la granja camaronícola proveen una presión adicional sobre el ecosistema (e.g. contaminación orgánica, agotamiento del oxígeno disuelto y presencia de compuestos tóxicos producto de la descomposición anaerobia). Esta presión adicional actúa sobre la composición y densidad de las comunidades (Rosenberg, 1977; Dauer *et al.*, 1992).

La distribución y la abundancia de la mayor parte de los organismos recolectados parecen estar relacionadas con las variaciones estacionales propias de las épocas del año y con el efecto de enriquecimiento por nutrientes provocado por la granja camaronícola. La extensión y la duración de ambos factores son distintas ya que en el primer caso, la duración de los eventos es prolongada y de

variación gradual (con excepciones, como en el caso de las lluvias abundantes que precipitan la salinidad en el agua) y alcanza toda el área de estudio, mientras que la segunda tiene un efecto continuo sobre las comunidades cercanas a las zonas de descargas. Aunque este efecto se extendió a prácticamente toda el área de estudio durante las fechas posteriores a las cosechas de las granjas, su zona de influencia es más bien limitada.

Las variaciones estacionales de factores como la temperatura y la salinidad, que influyen sobre los ciclos biológicos y reproductivos de estos organismos. Se ha demostrado que la abundancia de varias especies de moluscos está relacionada con los cambios estacionales de temperatura (Farías-Sánchez 1991; Baqueiro y Aldana-Aranda, 2000). Las especies dominantes, permanecen en un mismo sitio a lo largo del año gracias a adaptaciones morfofisiológicas que les permiten tolerar las fluctuaciones ambientales y el aporte de nuevos reclutas que van reemplazando a aquellos que mueren. Esta baja tasa de reclutamiento, asociada con un pobre abasto de nuevas raíces conlleva a una heterogeneidad entre las raíces colonizadas (Shuterland, 1980), sin embargo, no es raro encontrar grandes disminuciones en la abundancia de las especies de estos ambientes, mismas que son atribuibles, en muchos casos, a cambios bruscos en alguna variable ambiental, como la salinidad (Goodbody, 1961; Orihuela *et al.*, 1991). Por otra parte, las diferencias espaciales en la composición de las comunidades parecen estar más relacionadas con las diferencias locales en oxígeno disuelto, DBO, materia orgánica disuelta, corrientes de mareas y la productividad.

La descripción de las comunidades con base en un listado de especies resulta insuficiente para explicar sus características (e.g. estructura, dominancia, riqueza), aún cuando este listado contenga a especies consideradas como indicadoras de determinados tipos de ambiente. Por lo anterior, es necesario incluir en esta clase de estudios otros aspectos de las comunidades (e.g. riqueza, diversidad, crecimiento, abundancia, biomasa) que permitan describirlas desde distintos ángulos y así poder establecer comparaciones entre los distintos puntos de estudio (Begon *et al.*, 1995; Naranjo *et al.*, 1996)

2.1. Composición de especies en las comunidades

Del total de especies recolectadas en este estudio, el 62.4% correspondió a moluscos pelecípodos, el 16.1% a los cirripedios, el 9.7% al poliqueto *F. miamiensis*, el 8.1% a los porcelánidos, y el 0.7% a las anémonas, esponjas y ascidias. Lo anterior indica que el 97% de la fauna recolectada correspondió a organismos filtradores o suspensívoros, cuya alimentación depende directamente de la presencia del seston en el sistema lagunar.

Entre los factores que regulan la composición y la biomasa de especies suspensívoras se puede destacar la disponibilidad de seston, la hidrodinámica del sistema (como un agente dispersor de alimento y larvas o como limitante de su reclutamiento), la turbulencia, con una relación directa entre ésta y la resuspensión del seston, la depredación y la densidad de organismos de la comunidad, cuyo efecto más evidente es la competencia por espacio y alimento (Bingham, 1992; Wildish y Kristmanson, 1997). La presencia dominante de suspensívoros en este estudio, aunada a los altos niveles de clorofila en el agua indican que la disponibilidad de alimento no parece ser limitante para la presencia de estos organismos en al menos cinco de las seis estaciones de muestreo, sino que por el contrario, la presencia de alimento suspendido favorece la proliferación de organismos filtradores. Por otro lado, la presencia de raíces sin organismos adheridos (especialmente en las estaciones Barrón y Huizaches) indica que su ausencia puede deberse a factores ambientales que restringieron su permanencia (e.g. anoxia o hipoxia prolongada).

El pelecípodo *M. strigata* fue el invertebrado más abundante en todo el estudio y en el 89% de las muestras fue la especie dominante. Esta especie no solamente fue la más numerosa, con mayor cobertura y con mayor biomasa en la mayoría de las muestras, sino que su presencia también proveyó de substrato para *B. inexpectatus* y *B. eburneus*. El sedimento que se acumula entre el biso que le sujeta a la raíz permitió la presencia de organismos, tales como los poliquetos y el espacio entre los ejemplares proveyó de refugio a los cangrejos braquiuros y los porcelánidos. Es sabido que los mytilidos sirven como refugio para otros invertebrados; los bancos de *Mytilus edulis* L. transforman el hábitat, lo vuelven más complejo y proveen de refugio a otros organismos, como pequeños crustáceos y poliquetos (Seed, 1996; Ragnarsson y Raffaelli, 1999), sin embargo, y no obstante que *M. strigata* es el mytilido más abundante en el Pacífico tropical, no se conocen trabajos sobre el papel de esta especie como formadora de comunidades que incluyen a otros organismos, particularmente invertebrados. Se sabe que *M. strigata* es depredada por otros organismos como peces (Yáñez-Arancibia, 1978b) y gasterópodos (Koch y Wolff, 1996) y, por analogía con lo estudiado por Mascaró y Seed (2000), puede suponerse que también es consumida por braquiuros presentes en el área. Dada la importancia de esta especie como componente dominante en el ecosistema aquí estudiado, sus cambios en abundancia y estructura de edades necesariamente se relacionan con su papel como formadora de substrato y refugio, consumidor primario y alimento de depredadores y, por tanto, repercuten en la presencia de otras especies en el ecosistema.

La capacidad de filtración de *M. strigata* es considerada como elevada y reguladora del fitoplancton en el sistema (Franco-Nava, 1998), lo que la convierte, junto con otras especies

filtradoras, en una alternativa potencial para el control natural de los excesos de material particulado y planctónico en acuicultivos, bahías o lagunas (Kuenzler, 1961; Officer *et al.*, 1982; Folke y Kautsky, 1992; Shpigel *et al.*, 1993; Franco-Nava, 1998). Franco-Nava, (1998) indicó que la especie presenta una tasa de filtración media de 0.31 ± 0.05 L/ind/h para organismos de 35 mm de longitud y demuestra que esta tasa es importante para abatir significativamente la abundancia de fitoplancton proveniente de granjas camaronícolas, con una ganancia notable en el factor de condición de los mejillones, lo que incrementaría su utilidad puesto que pueden ser utilizados como alimento humano o en la elaboración de forrajes para acuicultivos.

En lagunas de Guerrero se ha registrado un intervalo de tolerancia halina de entre 5 y 40 para *M. strigata* (Stuardo y Villarroel, 1976), similar al observado durante el presente estudio. Al igual que en lo indicado por Estévez y Stuardo (1977), las diferencias en la abundancia y tallas de *M. strigata* coincidieron principalmente con los cambios en salinidad y temperatura, aunque se ha señalado que su gametogénesis y su maduración gonádica pueden observarse durante todo el año (Baqueiro y Aldana-Aranda, 2000). El desove de la especie es asociado principalmente con los cambios en la temperatura y salinidad, presentándose con mayor abundancia durante los meses lluviosos y con la aparición de juveniles de agosto en adelante (Estévez y Stuardo, 1977; Baqueiro y Aldana-Aranda, 2000). Se ha demostrado que varias especies de la familia Mytilidae presentan larvas que toleran claramente salinidades muy bajas, lo que explica su supervivencia durante las épocas de lluvias (Chanley, 1958; Farías-Sánchez, 1991), sin embargo, no es claro lo que ocurre con la mayoría de los adultos durante la época de lluvias, se cree que el incremento de sedimentos suspendidos y/o acarreados afecta su respiración y su consumo, con lo que las poblaciones son diezgadas (J. A. Farías, com. pers.). Estévez y Stuardo (1977) señalaron que los períodos de desove masivo de *M. strigata* suelen estar acompañados de mortandad de organismos, aunque no aseguran que estos desoves ocurren en todos los organismos ni de manera simultánea.

El mayor reclutamiento de juveniles de *M. strigata* en el área de estudio ocurrió durante febrero, en la temporada de lluvias y los meses posteriores, lo cual concuerda con lo observado por Estévez y Stuardo (1977) para lagunas de Guerrero. Es importante también el recordar que la estructura de las comunidades de invertebrados presentes en una raíz en particular puede estar vinculada a procesos estocásticos como perturbaciones locales, depredación, distancia a la tierra o al mar, reclutamiento, flujo y reflujo de marea, etc. (Bingham, 1992; Ellison y Farnsworth, 1992; Bingham y Young, 1995).

Aunque se sabe de las variaciones estacionales en la abundancia y biomasa de *M. strigata*, a simple vista no está claro por qué se presenta la variación modal de tallas de la especie resultó

diferente en Caimán y Sirena contra el resto de las estaciones. Se ha observado que para ejemplares de esta misma especie, en el mismo sistema, el estrés ambiental causado por el exceso de materia orgánica tiene efectos negativos sobre su alimentación y su factor de condición, lo que retrasa su crecimiento y puede influir en sus períodos de reproducción (J.M. Sol, com. pers.).

Por lo que respecta al resto de los moluscos presentes en las raíces de mangle, la mayoría de los ostiones se distribuyeron regularmente en los estratos superiores de las raíces de mangle y estuvieron sujetos a fuertes presiones ambientales como la desecación, la exposición al sol y las altas temperaturas, que son menos toleradas por la mayoría de los organismos presentes en las raíces, por lo que su relación con el resto de la comunidad puede considerarse menor y limitada a los períodos de pleamar. Los gasterópodos no fueron frecuentes ni abundantes. *Littoraria aberrans* ha sido considerada como un molusco exclusivo del ecosistema de manglar (Keen, 1971). La abundancia de esta especie en los muestreos fue considerada poco representativa debido a que, por su conducta, se traslada generalmente a los estratos por encima de los primeros organismos sésiles en las raíces adventicias, sitio donde se realizaron los cortes de raíces. *Thais kiosquiformis* (Duclos) y *Cymatium gibbosum* (Broderip) por su parte, son considerados depredadores de otros moluscos, particularmente bivalvos como *M. strigata*, y de otros organismos sésiles como los balanos (Perry, 1988). *C. gibbosum* por su parte fue observado en un par de ocasiones entre conchas vacías de mejillones de talla intermedia, probablemente depredadas por el gasterópodo. Esta especie parece tener una mayor tolerancia a la exposición al aire que *T. kiosquiformis* y se puede considerar que tiene una función similar a ésta última en los estratos superiores de las raíces de mangle.

Entre los crustáceos, al menos *B. inexpectatus* y *B. eburneus* pueden ser consideradas como dos especies que compiten por espacio en las raíces de mangle en el área de estudio. Ambas especies son relativamente grandes (especialmente la segunda) y llegan a servir como sitio de asentamiento y substrato para larvas de la misma especie u otras del género.

Balanus inexpectatus fue la especie dominante del grupo con 75% de los ejemplares. La menor abundancia de la especie en Barrón y Confites permite suponer que, (aunque se distribuyó por toda el área de estudio), tiene una tendencia a ser más abundante hacia aguas más marinas y con menos contaminación orgánica que *B. eburneus*.

Balanus eburneus es considerada como una especie tolerante a grandes fluctuaciones en salinidad, temperatura, turbulencia y contaminación orgánica (Bacon, 1971; Dinnen y Hines, 1994; Judge y Craig, 1996; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 1998; 2000), por lo que su abundancia relativa puede ser indicadora de las condiciones que prevalecen en el sitio. Fue registrada como la especie más abundante de cirripedios en la porción del antepuerto y boca del estero El Infiernillo del mismo

sistema por Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (1998), quienes indican que la especie puede ser un buen indicador de la presencia de varios metales pesados, particularmente de zinc.

De acuerdo con Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (1998), *F. suturaltus* es una especie común en la porción exterior (más marina) del Estero de Urías. Fue muy escasa en el área de estudio (particularmente en Barrón y Huizaches), lo que sugiere que la especie tiene una tolerancia menor a las amplias fluctuaciones ambientales ahí observadas.

El chtamalído *M. eastropacensis* es una especie típica del ecosistema de manglar (Laguna, 1987). Ocupa el estrato intermareal más alto de las raíces de mangle, por lo que no compite por el espacio con las demás especies asociadas a este sustrato. Las fluctuaciones en el oxígeno, la salinidad y la temperatura no parecen influir directamente en su presencia en las raíces, aunque se desconoce en que grado estas variables determinan o influyen la capacidad de dispersión de sus larvas. De acuerdo con los cambios en su densidad, se puede afirmar que, no obstante que pueden ser encontradas en el sistema durante todo el año y en un amplio intervalo de salinidades, las cuatro especies dominantes de balanos son susceptibles a los cambios bruscos en salinidad. *M. eastropacensis*, por su parte no parece haber sido tan afectada por estos cambios; las densidades observadas durante las épocas de lluvias confirman esta suposición.

Entre las especies móviles, el porcelánido *P. robsonae* fue la especie dominante en el área de estudio. Su mayor abundancia se observó en Caimán, Sirena, Tapo y Confites, mientras que en Barrón y Huizaches su abundancia decayó notablemente. Los cambios observados en su abundancia temporal permiten señalar que durante los períodos de lluvias disminuyen su abundancia, esto posiblemente está asociado con la disminución en la abundancia de *M. strigata* y la menor disposición de refugio provisto por esta especie. El hecho de que se encontraron hembras ovígeras de *P. robsonae* durante todos los muestreos, permite suponer que la aparición de juveniles ocurre durante todo el año y su presencia en las raíces de mangle depende en buena medida de la disposición del refugio que proveen otros organismos como *M. strigata*.

Las especies de panopeidos registradas en el estudio han sido observadas en muchos tipos de sustratos (especialmente los duros). Además de las raíces de mangle, se les ha observado entre grava, pedacera de conchas, bancos de ostión, troncos sumergidos, paredes de concreto, y playas rocosas (Rathbun, 1930; Crane, 1947; Abele y Kim, 1989, Salgado-Barragán y Hendrickx, 1996). Se desconoce el papel ecológico de *P. mirafloresensis*, *E. canalensis* y *H. beebei*, sobre las raíces de mangle. Las dos primeras especies tienen un tiempo relativamente corto de haber sido descritas como especies nuevas en la región del Canal de Panamá (Abele y Kim, 1989), y no ha sido sino hasta fechas recientes, que las tres fueron registradas por primera vez en las costas de México

(Salgado-Barragán y Hendrickx, 1996). Puede considerarse que *P. mirafloresensis* y *E. canalensis* son especies eurihalinas y euritéricas por haber sido recolectadas a lo largo del año y en un intervalo amplio de salinidad y temperatura. Por otro lado, su disminución en las estaciones Barrón y Huizaches indican que su tolerancia a la hipoxia es limitada a períodos cortos de tiempo. La información obtenida en este estudio no permite conocer con precisión los niveles de tolerancia de estas especies y se requieren estudios detallados sobre estos aspectos para conocer el potencial de estas especies como indicadoras de un ambiente enriquecido con materia orgánica.

A pesar de que no se conocen trabajos sobre el papel de *P. purpureus* y *P. chilensis* en las raíces de mangle, por las características de sus quelas se puede suponer que cumplen el papel de depredadores activos de mejillones y balanos del mismo modo que lo hace *P. herbstii* en raíces de mangle del Atlántico americano (Lin, 1990; 1991; Mascaró y Seed, 2000).

De los braquiuros restantes, los grápsidos *G. pulchra* y *A. pisonii* estuvieron mal representados en las muestras por ser organismos muy móviles, asociadas predominantemente a otros hábitats del sistema de manglar. La mayoría de los ejemplares capturados fueron juveniles. Ambas especies se observan regularmente en la zona supralitoral. *Aratus pisonii* parece ocupar las zonas bajas de las raíces en estado juvenil y los adultos emigran hacia las ramas y hojas superiores, de las que se alimentan. De hecho, ésta es considerada como la única especie de cangrejo exclusiva de manglar (Jones, 1984; Macintosh, 1988).

El portúnido *C. arcuatus*, en su fase juvenil, y el cangrejo ermitaño *C. panamensis* tuvieron todavía una menor presencia que los otros cangrejos en los muestreos. Ambas especies son consideradas como omnívoras y/o depredadoras activas de otros invertebrados. Paul (1981) encontró que los juveniles de *C. arcuatus* en un sistema lagunar cercano se comportaban como carroñeros y detritívoros, mientras que Perry (1988) indicó que el forrajeo de *C. panamensis* sobre las poblaciones de balanos asociados a raíces de mangle favorece, de manera indirecta, el crecimiento de las raíces, el cual es inhibido por la presencia de algunos epibiontes, como los balanos y los isópodos perforadores de las raíces.

El serpúlido *F. miamiensis* dominó especialmente en los muestreos de Huizaches. Presentó hábitos gregarios y formó grandes aglomeraciones sobre algunas de las raíces recolectadas, en sustratos artificiales colocados en los estanques de la granja (Hendrickx y Meda-Martínez, 2001) y otros sustratos duros como piedras, palos, etc. En el interior de la granja fue notablemente abundante en los estanques muy fertilizados y con baja presencia de *M. strigata* y de otros organismos sésiles. En el estudio fue más abundante en Huizaches. Ten Hove (1979) ha señalado que la agregación de este tipo de serpúlidos ocurre generalmente bajo condiciones de alta

fluctuación ambiental. La abundancia de *F. miamiensis* en esta estación sugiere que se trata de una especie con menos capacidad para competir con *M. strigata* en ambientes con niveles de oxígeno aceptables (superiores a 2 mg/L) y su presencia se ve favorecida cuando las condiciones ambientales (e.g. hipoxia prolongada) no permiten la presencia del bivalvo en concentraciones mayores.

La presencia de *F. miamiensis* en el interior de la granja fue objeto de interés por parte del personal de la granja camaronícola, puesto que aseguran que un estanque con abundante presencia de estos serpúlidos permitió lograr una tasa de conversión alimenticia mayor a 1:1 y una cosecha superior a la esperada. Aunque no se ha registrado que los camarones de cultivo se alimenten directamente de esta especie, se infiere que las deposiciones de este poliqueto favorecen la abundancia de meiofauna y su reproducción contribuye con larvas planctónicas a la columna de agua, mismas que podrían servir como alimento vivo para los camarones en etapas juveniles.

Por lo que concierne al grupo de las esponjas, la dificultad en su determinación a especies se debió esencialmente a que una buena parte del conocimiento del phylum en el Pacífico oriental se realizó con base en descripciones de especies de otras regiones zoogeográficas. La tendencia actual en la sistemática del grupo se dirige hacia la desaparición de las especies cosmopolitas, apoyada en el hecho de que este grupo presenta un alto grado de endemismo regional y polimorfismo, además de tener una tasa de dispersión baja entre los invertebrados y larvas lecitotróficas con vida muy corta, además de presentar pocas características morfológicas que permiten diferenciar las especies (Bingham, 1992; Cruz-Barraza, 2001, Carballo, com. pers.).

Las esponjas en el estudio no fueron ni abundantes ni frecuentes y, aunque se restringieron principalmente a la zona de la estación Sirena. Los análisis del presente estudio no permiten establecer su importancia en las comunidades, sin embargo, la presencia de esponjas en las raíces adventicias de *R. mangle* de Belice ha sido documentada como un mutualismo entre estos organismos y la planta, donde estos organismos favorecen el crecimiento de las raíces adventicias mediante una aparente transferencia de nitrógeno desde el cuerpo de la esponja hacia las raicillas, cuyo crecimiento también es inducido por la presencia de éstas. Por otro lado, se ha documentado que algunas especies impiden el asentamiento de isópodos perforadores que, a su vez, provocan daños a la raíz e inhiben su crecimiento. En contraparte, las raíces proveen de pequeñas cantidades de carbono a las esponjas y les proporcionan un sustrato firme para su asentamiento (Ellison *et al.*, 1996).

3. Análisis de las comunidades

En términos generales, las comunidades estudiadas tuvieron un valor de riqueza de especies superior a la observada en ecosistemas similares de otras partes del mundo. El número de especies encontradas en el presente estudio fue inferior al registrado por Reyes y Campos (1992) en la bahía de Chengue, Colombia (80 especies), pero mayor que los encontrados en manglares de Quintana Roo (Inclán, 1989), Florida (Bingham, 1992), Belice (Ellison y Farnsworth, 1992) y Venezuela (Sutherland, 1980; Álvarez, 1988; Orihuela *et al.*, 1991; Díaz *et al.*, 1992). La riqueza observada en este estudio es relativamente alta si se considera que la mayoría de los autores antes mencionados se han referido a ambientes asociados al mar Caribe, caracterizado por ser uno de los mares con mayor diversidad biológica.

La composición de taxa superiores en este estudio fue distinta a la descrita en los trabajos antes citados. Las comunidades de raíces de mangle que han sido estudiadas en las regiones del Caribe y de Florida presentaron una amplia dominancia espacial o numérica de tunicados, esponjas, cnidarios y briozoarios, mientras que en el presente estudio las especies sésiles dominantes fueron los bivalvos, los cirrípedos, los porcelánidos y, en una estación, los poliquetos, además, la abundancia relativa de los otros grupos fue baja en términos generales.

Entre las especies dominantes, *M. strigata* alcanzó densidades de más de 15, 000 org./m², valores muy superiores a lo registrado por Sibaja (1985) en bancos de la misma especie en Puntarenas, Costa Rica (5,455 org./m²), y similares a las señaladas por Ardisson y Bourget (1991) para *Mytilus edulis* en algunas regiones del golfo de St. Lawrence, Canadá.

Aunque las comunidades de las seis estaciones fluctuaron durante el estudio y estuvieron asociadas con las variables ambientales conservativas y no conservativas, la abundancia, riqueza y diversidad de las seis estaciones tuvieron características propias. En términos generales y con el propósito de formar una imagen de las comunidades de las seis estaciones se puede decir que el número total de especies recolectadas en las seis estaciones fue semejante (de 31 a 36 especies), con excepción de Barrón, en que se recolectaron solo 27. Sin embargo, descontando el muestreo de julio de 1993, en cada muestreo se recolectaron menos especies tanto en esa estación como en Barrón. Caimán fue la estación con más especies en todo el estudio y, por lo general, tuvo el número más alto durante los muestreos trimestrales. Las estaciones Sirena, Tapo y Confites tuvieron valores intermedios de abundancia y riqueza.

3.1. Indicadores de las comunidades

El estudio de la estructura de las comunidades asociadas a las raíces de mangle, a lo largo de un período de dos años, permitió conocer las fluctuaciones de éstas en el tiempo y también permitió conocer su relación con las fluctuaciones en las variables ambientales. La riqueza en especies y otros indicadores de las comunidades, como la abundancia y la diversidad (entendida como el número de especies y la proporción relativa de éstas), generalmente son la respuesta a una serie de factores externos que actúan a corto, mediano o largo plazo sobre las comunidades, por lo que su estudio puede tener gran relevancia en los estudios ecológicos (Adams, 1990; Donaldson, 1990).

La abundancia de especies y la densidad fueron variables en el espacio y fluctuantes en el tiempo. Sin embargo, es posible afirmar de manera global que la riqueza de especies y su densidad fueron mayores en unas estaciones que en otras. Como ya se ha señalado anteriormente, los registros de las variables fueron estadísticamente distintos entre al menos dos o tres estaciones y el resto. En correspondencia a esto se pudo observar que los indicadores de las comunidades (e.g. riqueza, densidad, diversidad y equitatividad) fueron distintos en las seis estaciones, con tendencia hacia valores más altos donde se presentaron condiciones de menor DBO, clorofilas y registros de hipoxia (en Caimán, Sirena y Tapo) y menores donde estas variables fueron más altas, en Confites, Barrón y Huizaches, particularmente en estas dos últimas. Otro de los factores que deben considerarse fue la salinidad. Las comunidades obtenidas en el presente estudio estuvieron dominadas por una o pocas especies y su diversidad y equitatividad fueron más bajas que en comunidades asociadas a raíces de mangle en ambientes con afinidad más marina, es decir, menos fluctuante en sus variables ambientales (Véase: Reyes y Campos, 1992). Al respecto puede decirse que en Caimán se presentó un ambiente menos fluctuante en cuanto a la salinidad y en ésta la riqueza de especies fue mayor en la mayoría de los muestreos.

Dado que la diversidad es relativa a el número de especies y a la proporción individual de cada una de ellas, el señalar que un sitio tuvo mayor diversidad que otro con base en el valor del índice de Shannon-Wiener resulta ocioso si no se conoce el valor de la equidad a partir del cual se pueda decir que una comunidad tiene un valor bajo o alto.

La diversidad de especies en el estudio estuvo asociada a factores ambientales que se han reconocido como productores de estrés sobre las comunidades. Mohammad (1980), Radziejewska y Drzycimski (1989), Bayne, (1989), Adams (1990) y Vattakeril y Diwan, (1991) indicaron que existe una relación inversa entre variables como la DBO, la baja concentración de oxígeno y la presencia de materia orgánica con la riqueza y diversidad de especies. Esto, por si mismo permitiría

explicar, con cierto grado de confianza, que en las porciones de la parte alta del estero de Urías que reciben una mayor carga orgánica o que presentan hipoxia recurrente, como lo observado en Barrón o en Huizaches, se presentan valores bajos de riqueza y diversidad de especies.

Si a lo largo de un gradiente ambiental los ecosistemas acuáticos van transformándose, las comunidades asociadas a éstos presentan una respuesta acorde con los cambios ambientales, ya que tienen una relación directa con las características físicas del ambiente que ocupan. Por tanto, la observación y análisis de las condiciones ambientales permite establecer que las variaciones en las comunidades pueden ser más o menos predecibles y las similitudes en sus estructuras pueden verse plasmadas mediante análisis de clasificación o de ordenación (Begon, *et al.*, 1995). Es por esto que estos análisis univariantes y multivariantes de las comunidades y los factores ambientales representaron una herramienta de gran utilidad en este estudio, tanto para establecer las diferencias entre las comunidades de estaciones muy similares en apariencia como para estimar las contribuciones parciales de las variables estudiadas en dichas diferencias.

En este estudio se pudo observar una concordancia entre todos los análisis de clasificación y de ordenación utilizados. Los resultados obtenidos mediante el análisis de similitud de Bray-Curtis fueron reafirmados posteriormente con los análisis de ordenación. Los análisis de clasificación y ordenación utilizados en el presente estudio permitieron establecer una relación más o menos clara entre la estructura de las comunidades y las variaciones de los factores ambientales, así como inferir si los cambios ambientales (especialmente los cambios en la DBO, el oxígeno disuelto y las clorofilas) estuvieron relacionados con las actividades ocurridas en la granja.

La separación de las estaciones en el gráfico bidimensional MDS indicó que en cada una de ellas se tuvo un efecto distinto de las variables ambientales registradas. En los gráficos MDS correspondientes a los muestreos de mayo de 1993 y mayo de 1994 (Figs. 45 A y E) no hay un agrupamiento claro de las estaciones, aunque en el segundo caso se observa un gradiente a lo largo del primer eje. La figura 46 muestra que en mayo de 1993 la influencia de las variables analizadas sobre las seis estaciones no estuvo relacionada con ningún gradiente, mientras que la figura 50, (mayo de 1994) indica la presencia de un gradiente en el que la salinidad disminuyó o se incrementó con relación a la distancia desde la granja o desde la boca del sistema.

Los gráficos MDS en que las estaciones se agruparon estrechamente indicaron la influencia preponderante de una o dos variables sobre las comunidades, independientemente de su localización con respecto a la boca del sistema o de la granja. El caso más claro se pudo apreciar en febrero de 1994 (Fig. 45 D). El análisis de Spearman muestra que la DBO tuvo un valor elevado de correlación (0.70) y su correlación fue en el análisis MDS elevada con todas las estaciones, excepto con

Huizaches (Fig. 49 A) lo que indica que durante ese período las comunidades de cinco de las seis estaciones estuvieron más relacionadas con esa variable debido probablemente a que las cosechas del ciclo de invierno 1994-1995 habían ocurrido recientemente.

Los análisis utilizados en este estudio muestran que, independientemente de los períodos del año en que se realizaron los muestreos, las condiciones físicas y geográficas de la estación Huizaches le confieren una serie de condiciones ambientales tan particulares que la hacen distinta al resto de las estaciones de colecta. En esta estación se presentó regularmente un ambiente menos enriquecido, con menor producción de clorofila (y menor producción de oxígeno) y menor DBO que en el resto de las estaciones. Del mismo modo, las comunidades asociadas al mangle en Huizaches fueron menos diversificadas, con menor abundancia de organismos y dominadas frecuentemente por el poliqueto *F. miamiensis*. Por todo lo anterior, esta localidad fue considerada como poco útil como estación de referencia en lo que se refiere al análisis de la influencia de las descargas de la granja camaronícola sobre los invertebrados en el sistema, durante el período en que se realizó el estudio. Tampoco puede ser considerada como una estación de referencia o como un ambiente no alterado porque presenta condiciones de estrés asociado a períodos prolongados o frecuentes de hipoxia. Por el contrario, la estación Barrón representó un sitio muy enriquecido por ubicarse en la zona de las principales descargas de la granja, con mayor DBO, altos niveles de concentración de clorofilas y bajas concentraciones de oxígeno disuelto. En el resto de las estaciones la correlación con el oxígeno disuelto tuvo un valor más alto que en Barrón, con menor producción de clorofila y menor DBO.

Los análisis antes mencionados permitieron establecer que en las comunidades de una misma estación se presentaron diferencias importantes en su estructura para una misma época entre año y año (e.g. febrero de 1994 y febrero de 1995) debido tanto a las diferencias observadas en el régimen de lluvias de los dos años (y expresadas como variaciones en la salinidad), como a las diferencias en la calendarización de las actividades de la granja camaronícola. En este sentido, los análisis BIO-ENV y CCA permitieron determinar la importancia relativa de cada una de las variables estudiadas, explicar su origen (climático, autóctono o antropogénico) y asociarlas con las comunidades encontradas en las seis estaciones de muestreo a lo largo de dos años de estudio.

El valor de correlación positiva y significativa de Spearman ($p_s > 0.5$) indica cual es la contribución parcial de uno o varios factores ambientales a la formación de la estructura de las comunidades estudiadas, del mismo modo, un valor de correlación negativo de una variable indica que ésta tiene un efecto adverso, sin embargo, no resulta claro cual es el significado de un valor de correlación negativo y mayor a 0.5 (en números absolutos) atribuido a la acción combinada de dos o

más variables. Clarke y Ainsworth (1993) señalaron que los valores de la correlación ponderada de Spearman (p_s) se encuentra en el intervalo de +1 a -1. Los valores extremos indican una completa oposición (-1) o un completo ajuste (+1) entre las variables ambientales y biológicas. Aunque resulta relativamente simple el interpretar el significado de una correlación negativa entre una variable y otra, no lo es tanto el interpretar la combinación de dos o más variables ambientales y su relación con la estructura de las comunidades, sobre todo si se sabe por experiencia que algunas de estas variables tienen una correlación inversa entre ellas (e.g. la DBO vs. el oxígeno disuelto).

Un gráfico bi o multidimensional que resume la información sobre los sitios de estudio y el impacto de las variables ambientales sobre sus comunidades, obtenido mediante un método de ordenación como MDS ó CCA resulta de gran utilidad para entender los procesos que ocurren sobre las comunidades presentes en un sitio donde confluyen variables ambientales con cambios temporales o estacionales y variables ambientales modificadas por acción de una o varias actividades antropogénicas.

La relación entre una variable y las estaciones de colecta puede ser mejor interpretada si en una ordenación MDS se superponen los valores de dicha variable de manera que su influencia es proporcional al tamaño que despliega el símbolo correspondiente a cada estación (Warwick y Clarke, 1993). De igual modo, la longitud de los vectores que representan las variables ambientales en el análisis CCA indica la importancia relativa que tienen éstas dentro de la varianza explicada por el análisis y al mismo tiempo muestra cual es la importancia de esas variables sobre las especies o los sitios de colecta (Palmer, 1993).

Durante los muestreos del primer año se observó que las clorofilas tuvieron una mayor importancia en las estaciones cercanas a la granja (Barrón, Tapo y Confites), mientras que en Caimán la variable con mayor correlación fue el CFO y en Huizaches ninguna de éstas variables pudo considerarse como relevante. La correlación entre las variables y las estaciones registrada en el segundo año indica que la DBO, las clorofilas y el CFO fueron los factores que determinaron, en ausencia de lluvias abundantes, en mayor medida la estructura de las comunidades y su influencia fue mayor en las estaciones cercanas a la granja, particularmente en Barrón. En el resto de las estaciones (excepto Huizaches) el oxígeno disuelto tuvo una mayor importancia, lo cual indica que el efecto de la granja no es constante y su alcance es más bien limitado (Fig. 43),

Del mismo modo que la influencia de las descargas de la granja se manifestó en el área de estudio, los cambios estacionales en la salinidad y la temperatura también se manifestaron de manera clara en varias épocas. En el análisis MDS de noviembre-diciembre de 1993 se observa la presencia de un gradiente de salinidad de tipo estuarino (Fig. 48 C), mientras que en análisis de

mayo de 1994 se reflejó un ambiente de tipo anti-estuarino, es decir, con mayor salinidad hacia el interior del sistema y menor hacia Caimán (Fig. 50 A). El análisis CCA de estos dos muestreos indicó que la salinidad y el oxígeno disuelto fueron las variables con mayor impacto en el área de estudio y por su influencia en las comunidades de Caimán, Tapo y Sirena se puede señalar que en esos sitios las condiciones fueron más estables en cuanto a esas variables.

Los diagramas MDS de mayo y julio de 1993 (Figs. 46 y 47) reflejaron bien el hecho de que la granja se encontraba en plena operación y sin cosechas. En este período cada estación tuvo una influencia distinta de cada variable. En mayo, Confites presentó la mayor correlación con la temperatura. En Barrón se presentaron altos niveles de clorofilas y niveles muy bajos de oxígeno disuelto, mientras que el oxígeno disuelto tuvo mayor correlación con Caimán, Sirena, Tapo y Confites y la DBO se relacionó más con Caimán y poco o nada con Tapo y Huizaches. En julio la dominancia de dos tipos de clorofila en distintas estaciones denota que la masa de agua del área de estudio no había sido homogeneizada por las cosechas en la granja (Figs. 47 A y 47B).

La influencia de las descargas en las cosechas de la granja tuvo mayor relevancia en los muestreos de febrero de 1994, en que se había cosechado el 75% de los estanques. Todas las estaciones, excepto Huizaches, tuvieron una correlación positiva con la DBO pero con influencia de la salinidad en un gradiente de tipo anti-estuario. Del mismo modo, la baja correlación de Barrón con el oxígeno disuelto denota que en el estero del mismo nombre permanecen las aguas de las descargas durante mayor tiempo (Figs. 49 A-D).

El análisis MDS de los muestreos de mayo y agosto de 1994 también muestra un gradiente relacionado con la distancia a la granja. En los gráficos se muestra un contraste evidente entre las estaciones con mayor correlación de oxígeno disuelto y la estación Barrón, en la que la presencia de materia orgánica disuelta convirtió a la DBO en la variable con mayor relevancia (Figs. 50 y 51).

En términos generales, Barrón fue la estación donde se presentaron las mayores concentraciones de clorofilas y la mayor DBO por efecto de las descargas de la granja, mientras que, por el contrario, las estaciones Sirena y Caimán solamente presentaron una influencia importante de estas variables en los períodos posteriores a las cosechas. Huizaches tuvo una correlación baja con la DBO, pero también con la concentración de clorofilas y el oxígeno disuelto, lo que indica que presentó una menor actividad fotosintética y un menor consumo de oxígeno disuelto. La abundancia de fitoplancton favorece la herbivoría y descomposición de plancton muerto con una menor acumulación de carbono en sedimentos (Cebrián *et al.*, 1998), lo que explica por qué la estación Caimán tuvo una correlación intermedia con el oxígeno disuelto, las clorofilas y la DBO, pero alta con el CFO.

Tapo y Confites tuvieron una menor producción de clorofila fitoplanctónica que Barrón y esto se corroboró mediante el ordenamiento MDS; sin embargo, es preciso aclarar que en el caso de Tapo, esto bien pudo deberse a que la incorporación de nutrientes al medio no fue aprovechada solamente por el fitoplancton, sino que la poca profundidad favoreció la presencia de macroalgas asociadas al fondo, las cuales compiten con el fitoplancton por los nutrientes (Herrera-Silveira, 1994).

Una de las ventajas del uso del análisis de correspondencias canónicas fue el que el ordenamiento de las estaciones no solo se basó en la correlación entre las comunidades y los parámetros ambientales sino que muestra cual es la magnitud de la influencia de las variables y la participación de cada una de las especies en dicho ordenamiento. Del mismo modo que en los análisis usados previamente, el uso del CCA también permite demostrar la variación de la influencia de los factores ambientales sobre la estructura de las comunidades a lo largo del estudio. En este mismo análisis se confirma que Huizaches fue una estación distinta al resto tanto en calidad ambiental como en la estructura de sus comunidades de invertebrados y que, por sus características, se rige por condiciones que tienen poco o nada que ver con las actividades de la granja camaronícola.

Entre los patrones de ordenamiento de las especies en los gráficos del análisis de correspondencias canónicas se observaron dos tendencias. Por un lado, las especies que fueron abundantes o frecuentes en todas las estaciones (y que pudieron considerarse como especies típicas del área de estudio), como *M. strigata*, *C. columbiensis*, *M. eastropacensis*, *B. inexpectatus* y *B. eburneus* se ordenaron regularmente cerca del vértice de los dos ejes del gráfico bidimensional, lo que indica que la presencia de estos organismos en el sistema no está regida claramente por la acción de una variable. Su estructura poblacional parece estar asociada con los cambios en más de un factor ambiental y su nivel de tolerancia a dichos cambios es alto. Por otro lado varias especies que no fueron consideradas como dominantes no parecen tener una relación clara con las variables ambientales analizadas durante este estudio, por lo que aparecen distantes del vértice de los dos ejes principales del análisis y de los vectores que representan a las variables. El caso más claro lo fue *F. miamiensis*, que figuró como la especie más claramente asociada con la estación Huizaches durante la mayor parte de los muestreos y siempre aparece lejana al vértice de los ejes.

Con el uso del nivel taxonómico a familia para el análisis la estructura de comunidades asociadas a las raíces de mangle y su relación con las variables ambientales se pudo observar que los análisis Cluster, MDS y CCA no mostraron diferencias notables contra los análisis realizados al nivel de especies. La clasificación y el ordenamiento de las estaciones en los gráficos

bidimensionales se ajustaron de manera aceptable a lo obtenidos con una resolución taxonómica más fina.

Con el nivel familia u orden como niveles mínimos de resolución taxonómica el arreglo de las estaciones en el gráfico bidimensional resultó más compacto que con el estudio al nivel de especie, sin embargo la información sobre la influencia temporal y espacial de las variables ambientales sobre las comunidades asociadas a las raíces de mangle fue muy similar. Esto resulta congruente con el hecho de que el estudio a un menor nivel de resolución taxonómica agrupa a más especies y por ende el ordenamiento mediante un análisis multivariado es menos sensible a las variaciones en los factores ambientales y muestra mayor similitud entre las unidades de muestreo. La ubicación en el espacio bidimensional de las familias, en el análisis CCA resultó ser el mismo que aquel que ocuparon las especies más numerosas, indicando que el análisis de las comunidades utilizando únicamente a la familia como nivel de resolución taxonómica se puede considerar válido, sin embargo, debe aclararse que los resultados aquí obtenidos pueden ser considerados como válidos o útiles para un análisis en el ambiente aquí estudiado o en otros con características similares, puesto que en el área de estudio fue común que las familias estuvieran representadas por una sola especie o pocas de ellas.

Al margen de las grandes diferencias encontradas entre la estación Huizaches y el resto de las estaciones, puede concluirse que los métodos de análisis de comunidades utilizados en este estudio permitieron observar que las estaciones muestreadas si presentaron diferencias importantes en sus estructuras de comunidades tanto en el plano espacial como en el temporal. Estas diferencias se deben parcial o totalmente a las diferencias encontradas en los factores ambientales estudiados y que, por lo general, tuvieron variaciones en un gradiente positivo o negativo con respecto a la distancia entre las estaciones y la granja o con respecto a las estaciones y la boca del sistema lagunar.

CONCLUSIONES

1. La parte alta del Estero de Urías es considerada como una zona distinta del resto del sistema por diversos autores, sus condiciones ambientales se rigieron principalmente por la interacción de los ciclos de mareas, las temporadas de lluvias y secas, la presencia de manglar y las descargas provenientes de una granja camaronícola semi-intensiva ubicada entre dos esteros tributarios. El efecto parcial de esos factores es variable en el tiempo y en el espacio y no siguió un patrón definido. Pese a que esta región se conecta directamente con la zona industrial, portuaria y urbana de la ciudad de Mazatlán, no existe evidencia clara de que las actividades realizadas en esas zonas influyan de manera directa sobre el área de estudio.

2. Durante el desarrollo del estudio, la granja camaronícola completó cuatro ciclos de cultivo: dos ciclos cortos de "verano" y dos largos de "invierno". Durante su operación, la granja bombeó agua desde el estero El Confite hacia la estanquería y sus aguas de recambio y de las cosechas se vertieron principalmente en el estero Barrón. En los recambios se vertió agua enriquecida con alimento no consumido y heces fecales de camarón a razón de entre 1.5 y 3% del volumen de la estanquería al día mientras duró el cultivo.

3. El sistema lagunar es de tipo antiestuarino durante la mayor parte del año, con un gradiente de salinidad que va desde marino, en la boca del sistema hasta hipersalino en su porción interna. Este gradiente se invirtió durante la época de lluvias, comprendida entre junio y noviembre y tuvo una variación desde marino hacia la boca del sistema hasta mesohalino en el interior. Las mayores caídas en la salinidad estuvieron asociadas con las temporadas de huracanes y alcanzaron su valor más bajo durante el verano de 1993, en que la precipitación acumulada fue de casi el doble que en el verano de 1994. El intervalo de salinidad en el área de estudio fluctuó desde 9, en octubre de 1993 hasta 49, en mayo de 1994.

4. Los flujos de las corrientes de marea fueron distintos en los tres esteros tributarios en que se ubicaron cuatro de las estaciones de muestreo. De éstos, el estero Barrón tiene el menor volumen y la menor velocidad de corrientes de mareas. Los esteros El Confite y Caimán presentaron mayor velocidad de corrientes de mares y un área de entrada de casi el doble que la de Barrón. De éstos, Caimán duplicó la velocidad de corrientes de marea de sicigia registrada en el estero El Confite.

5. La temperatura del agua varió gradualmente durante el año, sus valores más altos oscilaron alrededor de los 30 °C y se observaron entre junio y septiembre. Los valores más bajos oscilaron alrededor de los 20 °C y se registraron en los meses de enero y febrero de los dos años de estudio.

6. En términos generales, las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto se observaron durante los meses de verano y las más altas durante el invierno. Los valores de concentración de este gas fueron estadísticamente distintos entre las estaciones excepto entre Caimán y Confites. Los valores más bajos de concentración y la mayor cantidad de registros de hipoxia se observaron en Huizaches, Barrón y Confites, mientras que Tapo, Caimán y Sirena presentaron concentraciones medias más altas y dos o menos registros de hipoxia durante todo el estudio. Las concentraciones de clorofila y la DBO registradas en Huizaches y Barrón apoyan la hipótesis de que las bajas concentraciones observadas en estas estaciones se pueden atribuir, en buena medida, a un mayor consumo por la descomposición aeróbica de la materia orgánica en exceso en Barrón y a una menor fotosíntesis en Huizaches.

7. Por lo general, los registros más altos de DBO en las seis estaciones estuvieron precedidos por cosechas en la granja. Sin embargo, los valores más altos, registrados en Barrón indican que este fenómeno no siempre estuvo asociado a las cosechas, sino que pueden atribuirse al flujo constante de aguas enriquecidas con el recambio diario del agua de la estanquería y a una mayor permanencia del agua debida a la menor velocidad de corrientes de mareas de ese estero tributario.

8. Las concentraciones de clorofilas *a* y *b* fueron estadísticamente distintas entre estaciones y probablemente se asociaron con la productividad natural del sistema, las épocas de lluvias, el incremento en la temperatura, los períodos de fertilización de los estanques en la granja camaronícola y la presencia de materia orgánica biodisponible vertida desde la granja.

9. Las concentraciones de clorofila *a* en las estaciones fueron comparables a las encontradas en otras lagunas costeras del Pacífico mexicano y el Golfo de México y más bajas que las observadas en el interior de la granja durante el mismo período. Los valores medios de concentración de las estaciones se presentaron de la siguiente manera: Barrón>Tapo>Confites>Sirena>Huizaches≥Caimán.

10. De acuerdo con el índice de clasificación trófica propuesto por Contreras (1991), las estaciones de muestreo no tuvieron el mismo nivel trófico y se pudo observar un mayor enriquecimiento entre las que rodearon a la granja. Caimán, Sirena y Huizaches se clasificaron entre oligotróficas y α -mesotróficas, Tapo como α -mesotrófica, Confites se pudo considerar entre α y β -mesotrófica, y Barrón se clasificó como β -mesotrófica con varios períodos en los que se pudo calificar como eutrófica, con concentraciones de hasta 59 mg/m³ de clorofila *a*. Pese a ser severamente cuestionado, este índice fue útil para comparar el grado de enriquecimiento entre las estaciones de muestreo.

11. El impacto producido por las descargas de la granja fue delimitado de mejor manera cuando se analizaron las características ambientales y faunísticas de solo tres estaciones. De éstas, la estación Barrón, tuvo mayor DBO y clorofilas, mientras que la concentración media de oxígeno disuelto fue más baja y tuvo más registros de hipoxia. En Caimán la DBO y las clorofilas fueron más bajas y su concentración media de oxígeno fue mayor, mientras que en Confites se presentaron condiciones intermedias: la DBO y clorofilas y su valor medio de oxígeno fue semejante al de Caimán, aunque en esta estación se presentaron más registros de hipoxia.

12. Las raíces adventicias de *R. mangle* constituyen prácticamente el único substrato duro disponible en la zona intermareal de la parte alta del Estero de Urias y son el lugar de asiento para la mayoría de los macro invertebrados sésiles y una buena parte de los organismos errantes.

13. La macrofauna asociada a las raíces adventicias de *R. mangle* del área de estudio se compuso por al menos 55 especies y 25 familias de ocho grandes taxa de invertebrados. El 97% de las especies fueron catalogadas como suspensívoras y el resto de hábitos detritívoros y carnívoros. Las especies características por su dominancia o frecuencia en la zona de estudio fueron *Mytella strigata*, *Crassostrea columbiensis*, *Balanus eburneus*, *B. inexpectatus*, *Microeuraphia eastropacensis*, *Fistulobalanus suturaltus*, *Petrolisthes robsonae*, *P. lindae*, *Ficopomatus miamiensis*, *Panopeus mirafloresensis*, *Eurypanopeus canalensis*, *Aratus pisonii* y *Neanthes succinea*. El resto de las especies no fue constante en los muestreos ni en las estaciones y su abundancia fue, por lo general, baja. Los casos en que la abundancia relativa de estas especies fue alta, no estuvieron bien definidos en el tiempo ni en el espacio.

14. El bivalvo *Mytella strigata* dominó en el 89% de los muestreos y se consideró como la especie más importante entre las comunidades analizadas en el área de estudio, no solo por ser la más numerosa, con mayor cobertura y mayor biomasa, sino porque su presencia contribuyó a la heterogeneidad ambiental y proveyó de sustrato, refugio y alimento a otros organismos como braquiuros, anomuros y poliquetos. Por su papel como consumidor primario es considerada como una reguladora importante de la biomasa fitoplanctónica en el sistema y un recurso potencial para el consumo humano y la elaboración de forrajes.

15. *Mytella strigata* alcanza los 52 mm de longitud total y sus periodos más intensos de reclutamiento de juveniles y reemplazo de adultos se presentaron hacia mediados y fines de la época de lluvias de los dos años. Las diferencias entre la abundancia y el reclutamiento registradas para esta especie entre Caimán y Sirena y el resto de las estaciones se puede atribuir a las condiciones ambientales que se observaron en el segundo grupo de estaciones, mismas que

podieron actuar sobre su alimentación y su factor de condición, lo que, a su vez pudo repercutir negativamente en sus ciclos de reproducción.

16. Los invertebrados obtenidos en las raíces de mangle fueron, en su mayoría, euritérmicos y eurihalinos. No obstante lo anterior, la abundancia de muchas de las especies disminuyó durante las temporadas de lluvias, especialmente durante la del primer año del estudio, probablemente como resultado de los cambios bruscos en salinidad o por la disminución en el número de ejemplares adultos de *M. strigata*.

17. Los cirrípedos constituyeron un elemento importante entre los crustáceos asociados a las raíces de mangle. De las siete especies encontradas en el área de estudio, cuatro de ellas contribuyeron con el 99.9% del grupo: *Balanus inexpectatus*, fue la especie más abundante con el 76.2% de los cirrípedos; *B. eburneus* se capturó en todos los muestreos de las seis estaciones, *Fistulobalanus suturaltus* poco abundante pero se capturó en el 64% de los muestreos y *Microeuraphia eastropacensis* se distribuyó siempre en los estratos superiores de las raíces de mangle con abundancia y frecuencia intermedias.

18. El rizocéfalo *Loxothylacus* sp constituye el primer registro del género en el Pacífico tropical y su asociación con el braquiuro *Panopeus mirafloresensis* permite suponer que se trata de una especie nueva para la ciencia.

19. La distribución y abundancia de *B. inexpectatus* aparentemente estuvo regulada por los cambios en salinidad y por una menor tolerancia a las bajas concentraciones de oxígeno observadas en las estaciones cercanas a la granja camaronícola. Por el contrario, *B. eburneus* ha sido descrita como una especie claramente eurihalina, euritérmica y con una gran resistencia a la eutroficación, lo cual explica el hecho de que su abundancia haya superado la de *B. inexpectatus* en varias de las muestras de Barrón y Huizaches.

20. Se encontraron al menos 13 especies cangrejos braquiuros y anomuros. Aunque estas especies no fueron detectadas en raíces carentes de organismos sésiles, su frecuencia y abundancia no estuvo estadísticamente relacionada con la presencia de *M. strigata* u otros organismos sésiles. Los períodos de reproducción de las especies más abundantes de este grupo (*Petrolisthes robsonae*, *P. lindae*, *Panopeus mirafloresensis* y *Eurypanopeus canalensis*) parecen estar asociados con las épocas de lluvias; sin embargo, éstos no estuvieron bien definidos debido a la presencia de hembras ovígeras de estas especies durante todas las fechas de muestreo.

21. El poliqueto *Ficopomatus miamiensis* es una especie introducida desde el Atlántico americano. Estuvo presente en todas las estaciones con densidades bajas, excepto en Huizaches,

donde fue la especie dominante en tres muestreos (con hasta el 72% de los organismos) y la segunda en importancia de los restantes.

22. Los patrones de los indicadores de las comunidades (riqueza, densidad, diversidad y equitatividad) fueron variables a lo largo del estudio. La riqueza y la densidad de organismos fueron menores en las seis estaciones durante las épocas de lluvias, especialmente en el primer año y mayores en los muestreos de invierno. La estación Caimán presentó menor fluctuación salina y en ésta la riqueza de especies fue mayor en la mayoría de los muestreos.

23. La riqueza de especies en el área de estudio fue superior a la registrada para el mismo tipo de substrato en otros sistemas lagunares de México y otros países del Mar Caribe, aunque su estructura estuvo dominada por taxa distintos a los encontrados en otras latitudes.

24. Las fluctuaciones en la diversidad y la equitatividad no tuvieron tendencias estacionales clara para las seis estaciones de muestreo. Los niveles en las variables ambientales reconocidas como productoras de estrés (DBO, clorofilas y bajo oxígeno) estuvieron asociados con los indicadores de las comunidades. En términos generales, las estaciones con valores más bajos de DBO y clorofilas y menos registros de hipoxia como Caimán, Sirena y Tapo tuvieron mayor riqueza, diversidad y equitatividad durante los muestreos trimestrales, mientras que en las estaciones Confites, Barrón y Huizaches, se tuvieron valores más bajos de estos indicadores, en especial en las dos últimas.

25. No obstante que las estaciones de estudio se ubicaron dentro de la zona menos perturbada del Estero de Urías, los métodos de análisis univariantes y multivariantes mostraron que las estructuras de las comunidades estudiadas presentaron diferencias espaciales y temporales importantes entre las seis estaciones. Estas diferencias pudieron estar asociadas con las diferencias de las variables ambientales a lo largo de un gradiente desde las estaciones que rodean a la granja camaronícola (con excepción de la estación Huizaches) hasta la estación Caimán.

26. Mediante el análisis de clasificación de Bray-Curtis se determinó que las comunidades fueron diferentes entre las épocas de lluvias y secas y que, con excepción de lo observado en la estación Huizaches, se presentó una mayor similitud entre las comunidades de las seis estaciones en los meses lluviosos, lo que se atribuyó a una mayor homogeneidad ambiental provocada por las temperaturas elevadas y las bajas drásticas en la salinidad, en especial durante el primer año. En los meses secos la similitud entre estaciones fue menos homogénea y estuvo más relacionada con las variables ambientales de tipo no conservativo, como el oxígeno disuelto, las clorofilas, la DBO y el carbono fácilmente oxidable.

27. Con el análisis de ordenación MDS se determinó la presencia de gradientes asociados a los cambios en las variables ambientales desde las estaciones cercanas a la granja hasta Caimán. La superposición del valor relativo de las variables en el gráfico bidimensional MDS permitió reconocer la importancia relativa de éstas y sus variaciones en el tiempo, así como su relación con las actividades en la granja camaronícola.

28. Durante los muestreos de los meses secos la DBO, las clorofilas y el carbono fácilmente oxidable jugaron un papel relevante en las estaciones cercanas a la granja camaronícola, particularmente en Barrón y Confites. Las cosechas efectuadas en junio de 1993 y enero y febrero de 1994 incrementaron la DBO y las clorofilas sobre la mayor parte del área de estudio y tuvieron una mayor influencia sobre las comunidades, excepto las de Huizaches. Del mismo modo, durante los meses de verano de los dos años se observó una mayor influencia de la salinidad y la temperatura, aunque pudo constatarse la influencia de la DBO y las clorofilas en las estaciones Barrón, Confites y Tapo, así como del oxígeno disuelto en las estaciones Caimán, Sirena y Tapo.

29. Mediante el análisis de correlación de Spearman se pudo comprobar un efecto aditivo o sinérgico de las variables sobre la estructura de las comunidades asociadas al mangle. Incluso algunas variables cuyo valor de correlación fue no significativo, adquirieron significación al ser analizadas en conjunto con otras variables (e.g. el oxígeno disuelto y clorofilas). Del mismo modo, se comprobó un cierto antagonismo entre variables, dado que un valor de correlación alto de una variable implicó un valor bajo para otra (e.g. DBO vs. oxígeno disuelto).

30. De acuerdo con el coeficiente de correlación de Spearman, la clorofila *a* y la DBO fueron las variables más importantes en julio de 1993 y febrero de 1994 para las seis estaciones y estuvieron asociadas con las cosechas realizadas durante los días previos. La correlación más alta para dos o más variables se consiguió con la salinidad, la temperatura, el oxígeno disuelto y las mareas en noviembre de 1993, lo que indica que durante este período la influencia de las variables conservativas disminuyó la importancia relativa del oxígeno disuelto sobre la estructura de las comunidades.

31. Al igual que con el análisis MDS, mediante el análisis de correspondencias canónicas se estableció la relación entre las variables y las comunidades, así como se estableció la asociación de las especies con las variables ambientales y las estaciones de muestreo. El serpúlido *F. miamiensis* fue la especie más claramente asociada con la estación Huizaches, *M. strigata*, por ser la especie dominante en casi todo el sistema, no se asoció a ninguna estación en particular ni presentó una influencia clara de las variables, mientras que otras especies, como *B. inexpectatus*, *P. robsonae* y

P. mirafloresensis tuvieron mayor abundancia en las estaciones Caimán y Sirena, particularmente en los meses de secas.

32. El uso del nivel de familia para el estudio de las comunidades y su relación con el medio arrojó información muy similar a la obtenida cuando se usó a la especie, no así con el nivel orden. La clasificación de las estaciones usando las especies o las familias mediante el índice de Bray-Curtis fue muy parecida, mientras que con los análisis MDS y CCA el mayor parecido se presentó con las tendencias en los grupos de estaciones. Esta similitud se atribuyó a que en estos ambientes los taxa superiores generalmente están representados pocas especies, una de las cuales suele ser más abundante, con lo cual se puede afirmar que el utilizar el nivel familia constituye una herramienta útil y confiable al menos en ecosistemas similares al aquí estudiado, además de que permite realizar estos análisis con menor gasto en tiempo y menores requerimientos en el conocimiento de los diversos grupos de invertebrados por parte de los investigadores.

33. El alimento no ingerido y heces fecales de camarón vertidas desde la granja camaronícola hacia el sistema lagunar incrementan los nutrientes y alteran la calidad del agua. Este enriquecimiento frecuentemente produce un efecto negativo sobre las comunidades asociadas a las raíces de mangle, sin embargo, en el área de estudio este efecto fue localizado y limitado a la zona que rodea la granja durante la mayor parte del año.

34. El análisis por separado de las variables ambientales y las comunidades de invertebrados de las estaciones Caimán, Confites y Barrón permite demostrar con mayor claridad que las descargas de la granja camaronícola alteran a las comunidades del estero Barrón de una manera más severa, por presentar éste una menor dinámica hidráulica y recibir más del 80% de las aguas vertidas por la granja. El efecto de las descargas se extiende hacia los alrededores de la granja en menor grado y prácticamente no se presentó en la estación Caimán, ubicada a aproximadamente dos kilómetros de distancia.

LITERATURA CITADA

- Abele, L., G. y W. Kim. 1989. The decapod crustaceans of the Panama Canal. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 482:1-50.
- Ackefors, H. y M. Enell. 1990. Discharge of nutrients from swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19:28-35.
- Adams, S. M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. Pp. 1-8. En: Adams S.M. (ed.). *Biological indicators of stress in fish*. American Fisheries Symposium. 8, 191 p.
- Alonso-Rodríguez R. y F. Páez-Osuna. 2001. Cap. 7. La presencia del fitoplancton en los estanques de cultivo de camarón: composición, abundancia y variación. Pp. 137-155. In: Páez-Osuna, F. (ed.), *Camaronicultura y medio ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México-El Colegio de Sinaloa. Mazatlán, México.
- Alvarez, A.I. 1988. Establecimiento, desarrollo y mantenimiento de una comunidad epibéntica tropical. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, 112 p.
- Alvarez-Cadena, J.N. y R. Cortés-Altamirano. 1990. Algunos factores físicos y biológicos que afectan a las poblaciones naturales de *Acartia tonsa* y *A. lilljeborgii* (Copepoda: Acartiidae) en el Estero Urías, Sin., México. *Revista de Investigaciones Marinas CICIMAR* 5(1): 69-77.
- Álvarez-Gálvez, M. 1984. Informe sobre el desarrollo de la acuicultura en el Ecuador. Informes nacionales sobre el desarrollo de la acuicultura en América Latina, Pp. 23-33. FAO, Informe de Pesca No. 294.
- Álvarez-León, R. 1977. Estudio hidrológico de los esteros del Astillero, Urías y La Sirena adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 131 p.
- Álvarez-León, R. 1980. Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 7:177-195.
- APHA (American Public Health Association). 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17^{ava} edición. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation and American Public Health Association, Washington, D. C., E.U.
- Ardisson, P.L. y E. Bourget. 1991. Abundance growth, and production estimation of the blue mussel *Mytilus edulis* on moored navigation buoys in the estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48:2408-2419.
- Bacon, P.R. 1971. The maintenance of a resident population of *Balanus eburneus* (Gould) in relation to salinity fluctuations in a Trinidad mangrove swamp. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 6:187-198.
- Baden, S.P., L.O. Loo, L. Pihl y R. Rosenberg. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish West coast. *Ambio*, 19(3):113-122.
- Bailey, C. 1988. The social consequences of tropical shrimp mariculture development. *Ocean & Shoreline Management*, 11:31-44.
- Baqueiro, C.E., y D. Aldana-Aranda. 2000. A review of reproductive patterns of bivalve mollusks from Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 66(1):13-28.
- Bayne B.L. 1989. The biological effects of marine pollutants. Pp. 131-151. En: J. Albaiges (ed.). *Marine Pollution*. Hemisphere Publishing Corporation. 365 p.

- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 1995. *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. Ediciones Omega, Barcelona. 886 p.
- Bergheim, A. y T. • sg• rd. 1996. Waste Production from Aquaculture. Pp. 50-80. En: Baird D.J., M.C.M. Beveridge, L. Kelly y J. F. Muir (eds). *Aquaculture and water resource management*. Blackwell Science Ltd. Londres. 113 p.
- Bingham, B.L. 1992. Life histories and epifaunal community: coupling of adult and larval processes. *Ecology*, 73(6):2244-2259.
- Bingham, B.L. y C.M. Young. 1995. Stochastic events and dynamics of a mangrove root epifaunal community. *Marine Ecology*, 16(2):145-163.
- Boto, K.G. 1992. Nutrients and mangroves. Pp. 130-145. En: Connell, D.W. y D.W. Hawker, (eds). *Pollution in tropical aquatic systems*. C.R.C. Press, Boca Raton, Florida.
- Boyd C.E. y J. W. Clay. 1998. Shrimp aquaculture and the environment. *Scientific American*, 278(6): 59-65.
- Breen, P.F. 1990. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research*, 24(6):689-697.
- Briggs, M.R.P. y S.J. Funge-Smith 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*, 25(8):789-811.
- Brown, J.R., R.J. Gowen y D.S. McLusky. 1987. The effects of salmon farming on the benthos of a Scottish sea-loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109:39-51.
- Caballasi F., P. 1985. Comparación fitoplanctónica de la bahía de Mazatlán y estero de Urías, Sin., México, 1981. Tesis profesional. E.N.E.P. Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 50 p.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2):361-369.
- Carpenter, J.H. 1965. The Chesapeake Bay Institute technique for the Winkler dissolved oxygen method. *Limnology and Oceanography*, 10:141-143.
- Cebrián, J., M. Williams, J. McClelland e I. Valiela. 1998. The dependence of heterotrophic consumption and C accumulation on autotrophic nutrient content in ecosystems. *Ecology Letters*, 1(3):1-6.
- Cederwall H. y R. Elmgren. 1990. Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. *Ambio*, 19(3):109-112.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18:117-143.
- Clarke, K. R. y M. Ainsworth. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92:205-219.
- Contreras F., 1991a. Clasificación trófica de las lagunas costeras. *Ciencia*, 42:227-231.
- Contreras F., 1991b. Hidrología y nutrientes en lagunas costeras. *Serie Grandes Temas de Hidrología*, Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa, 1:16-24.
- Cook, P. 1995. Status and potential of aquaculture in South Africa. *World Aquaculture*, 26(4):14-19.
- Cortés-Altamirano R. y C.M. Agráz-Hernández. 1994. Presencia de *Prorocentrum minimum* (Pav.) Schiller en estanques para cultivo de camarón. *Revista Ciencias del Mar*, U.A.S., 13:11-16.

- Cortés-Altamirano R. y N. Pastén-Miranda. 1982a. Composición, abundancia y distribución del fitoplancton del Estero de Urías, Sin., México. I período primaveral 1980. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 24:103-114.
- Cortés-Altamirano R. y N. Pastén-Miranda 1982b. Composición, abundancia y distribución del fitoplancton del Estero de Urías, Sin., México. II período de verano (1980). *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 24:1297-308.
- Cortés-Altamirano R. y N. Pastén-Miranda. 1984. Composición, abundancia y distribución del fitoplancton del Estero de Urías, Sin., México. III período de otoño 1980. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 26:353-363.
- Cortés-Altamirano R. y N. Pastén-Miranda. 1985. Composición, abundancia y distribución del fitoplancton del Estero de Urías, Sin., México. IV período de invierno. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 27:123-133.
- Cortés Altamirano, R. y S. Licea. 1999. Florecimiento de microalgas nocivas en estanques de cultivo semi-intensivo de camarón en México. *Revista Latinoamericana de Microbiología*. 41: 157-166.
- Cortés-Altamirano, R., F. Páez-Osuna, S.R. Guerrero-Galván y H. Esparza-Leal. 1995. Variación diurna del fitoplancton y los factores abióticos en un estanque camarónicola salobre en el Sur de Sinaloa, México. *Hidrobiológica*. 5(1-2): 45-55.
- Crane, J. 1947. Eastern Pacific expeditions of the New York Zoological Society. XXXVIII. Intertidal brachygnathous crabs from the west coast of tropical America with special reference to ecology. *Zoologica*, 32:69-95.
- Chanley, P.E. 1958. Survival of some juvenile bivalves in water of low salinity. *Proc. Nat. Shell. Fish. Ass.*, 48:32-65.
- Chapman, M.G. 1998. Relationship between spatial patterns of benthic assemblages in a mangrove forest using different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, 162:71-78.
- Chen, S.N. 1995. Current status of shrimp aquaculture in Taiwan. En: Browdy, C.L. y J.S. Hopkins (eds.). *Swimming through troubled water, Proceedings of the special session on shrimp farming*, Aquaculture '95. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, E.U.
- Chien, Y.H. 1992. Water quality requirements and management for marine shrimp culture. Pp. 144-156. En Wyban J. (ed.). *Proceedings of the special session on shrimp farming*. World Aquaculture Society. Baton Rouge, Los Angeles, E.U..
- Chua, T. E. 1992. Coastal aquaculture development and the environment: The role of coastal area management. *Marine Pollution Bulletin*, 25(1-4):98-103.
- Chua, T.E., J. N. Paw y F. Y. Guarin. 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 20:335-343.
- Cruz-Barraza J. A. 2001. Esponjas del litoral de Mazatlán, Sinaloa. Taxonomía, sistemática y distribución. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 118 p.
- Dalhbäck B. y L.A.H. Gunnarsson. 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology*, 63:269-275
- Dauer, D.M., A. J. Rodi y J.A. Ranasinghe. 1992. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay. *Estuaries*, 15(2):384-391.

- De la Lanza, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. Pp.127-198. En: De la Lanza G. y C. Cáceres-Martínez (eds.) *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- De la Lanza, G. y J. L. Arredondo. 1990. *La Acuicultura en México. De los conceptos a la producción*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. D.F. 316 p.
- De Voe, M.R. 1994. Aquaculture and the marine environment: policy and management issues and opportunities in the United States. *Bulletin of the National Research Institute of Aquaculture*, Suppl. 1:111-123.
- Díaz, H., J.E. Conde y B. Orihuela. 1992. Estimating the species number and cover of a mangrove-root community: A comparison of methods. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 43:707-714.
- Dylon T. M. y M. P. Lynch 1981. Physiological responses as determinants of stress in marine and estuarine organisms. Cap. 16. In: Barret G. W. Y R. Rosenberg (eds.) *Stress effects on natural ecosystems*. John Wiley & Sons Ltd.:227-241.
- Dineen, J.F. y A. H. Hines 1994. Larval settlement of the polyhaline barnacle *Balanus eburneus* (Gould): cue interactions and comparisons with two estuarine congeners. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179:223-234.
- Dolmer, P.E., E. Hoffmann y P. S. Kristensen. 1997. Stock assessment of the blue mussel *Mytilus edulis* L. in Limfjorden, Denmark 1993-1995 and the ecological consequences of mussel fishery. *Journal of Shellfish Research*, 16(1):262-263
- Donaldson, E. M. 1990. Reproductive indices as measures of the effects of environmental stressors in fish. Pp. 109-122. En: Adams S.M. (ed.) *Biological indicators of stress in fish*. American Fisheries Symposium. 8, 191 p.
- Doumenge, F. 1989. L'aquaculture au Japon. *Aquaculture*, 1-2:949-1068.
- El-Rayis O. A. 1984. Re-assessment of the titration method for determination of organic carbon in recent sediments. *Rapp. Comm. int. Mer. Dedit.*, 29(7):45-47
- Ellison, A. M. y E.J. Farnsworth. 1992. The ecology of Belizean mangrove-root fouling communities: patterns of distribution and abundance and effects on root growth. *Hydrobiologia*, 247(1-3):87-98.
- Ellison, A. M., E.J. Farnsworth y R.R. Twilley. 1996. Facultative mutualism between red mangroves and root-fouling sponges in belizean mangal. *Ecology*, 77(8):2431-2444.
- Estévez J. y J. Stuardo. 1977. Aspectos generales de la biología y ecología del "mejillón de laguna" *Mytella strigata* (Hanley, 1843) en dos lagunas costeras de Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 48(1):187-230.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1999. Estadísticas de Producción de Acuicultura 1988-1997. Circular de pesca No. 815. Revista 181, Roma. 203 p.
- Fariás-Sánchez, J.A. 1991. Ecology, culture and utilisation of the mussel *Brachiodontes recurvus* (Rafinesque), in the context of an integrated management approach to Boca del Río-Mandinga estuarine system, Veracruz, México. Tesis doctoral. Institute of Aquaculture, University of Stirling, Escocia. 234 p.
- Fernandez-Pato C. 1989. Mariculture developments; Environmental effects and planning. *Ocean & Shoreline Management*, 12:487-494.

- 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-Verdugo F.J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. Cap. 2:21-56. En: de la Rosa-Vélez, J. y F. González-Farías (eds.) *Temas de oceanografía Biológica en México*. UABC. Ensenada. 337 p.
- Flores-Verdugo, F.J., J.W. Day Jr. y R. Briseño-Dueñas. 1987. Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series*, 35:83-90.
- Flores-Verdugo, F.J., J.W. Day Jr., L. Mee y R. Briseño-Dueñas. 1988. Phytoplankton production and seasonal biomass variation of seagrass, *Ruppia maritima* L., in a tropical mexican lagoon with an ephemeral inlet. *Estuaries*, 11(1):51-56.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías y U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters of the mangroves of semi-arid regions of Mexico: Important for ecosystem management. Pp. 123-132. En: Lieth H. y A. Masoom (eds.). *Towards the rational use of high salinity tolerant plants*. Vol I. Kluwer Academic Publ. Netherlands.
- Flores-Verdugo, F., R. Briseño-Dueñas, F. González-Farías y O. Calvario-Martínez. 1995. Balance de carbono en un ecosistema lagunar estuarino de boca efímera de la costa noroccidental de Mexico (Estero El Verde, Sinaloa). Pp. 137-160. En: González Farías F. y J. de la Rosa Vélez (eds.). *Temas de oceanografía biológica en México*. Vol. II. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B. C., México.
- Folke C. y N. Kautsky. 1992. Aquaculture with its environment: Prospects for sustainability. *Ocean & Coastal Management* 17:5-24.
- Forbes, A. 1990. The shrimp industry in the Peoples Republic of China. *Aquaculture Magazine*. Jan/Feb: 44-48.
- Franco-Nava, M.A. 1998. Diseño y evaluación de un sistema experimental para el tratamiento biológico del efluente de una granja camaronícola semi-intensiva. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) Unidad Mazatlán. 105 p.
- Frid, C.L.J. y T.S. Mercer. 1989. Environmental monitoring of caged fish farming in macrotidal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 20(8):379-383.
- Gámez-Eternod S. y G. de la Lanza. 1992. *Análisis del estado de la camaronicultura en México hasta el año 1991*. P M Intergraphic. México. 47 p.
- García-Guerrero, M. 1999. Las raíces de mangle rojo *Rhizophora mangle* como hábitat para isópodos (Crustacea: Peracarida: Isopoda) en el sistema estuarino Urías, Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 119 p.
- GESAMP. 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. GESAMP Reports and Studies No. 57. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP). 43 p.
- Gilmartin, M. y N. Relevante. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7:29-47.
- González-Farías, F. y L.D. Mee. 1988. Effect of mangrove humic-like substances on biodegradation rate of detritus. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 119:1-13.
- Goodbody, I. 1961. Mass mortality of a marine fauna following tropical rains. *Ecology*, 42(1): 150-155.

- Gore, R.H. y L. G. Abele. 1973. Three new species of porcellanid crabs (Crustacea, Decapoda, Porcellanidae) from the bay of Panama and adjacent caribbean waters. *Bulletin of Marine Science*, 23(3):559-573.
- Gowen, R.J. 1991. Aquaculture and the environment. Pp: 23-48. En: De Pauw, N. y J. Joyce (eds.). *Aquaculture and the environment*. European Aquaculture Society Special Publication No. 16, Gent, Belgica.
- Gowen, R. J., N.B. Bradbury y J.R. Brown. 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. Pp: 1071-1080. En: De Pauw, N., E. Jaspers, H. Ackefors y N. Wilkins (eds.). *Aquaculture - A biotechnology in progress*. European Aquaculture Society, Bredene, Belgica. 1222 p.
- Gowen, R. J. y H. Rosenthal. 1993. The environmental consequences of intensive coastal aquaculture in developed countries: what lessons can be learnt. Pp. 102-115. En: R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.). *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc. 31, 359 p.
- Gowen, R. J., H. Rosenthal, T. Mäkinen y I. Ezzi. 1990. Environmental impact of aquaculture activities. Pp. 257-283. En: De Pauw N. y R. Billard (eds.). *Aquaculture Europe '89- Business joins science*. European Aquaculture Society Special Publication , 12. Bredene, Belgica.462 p.
- Green, J. 1968. *The biology of estuarine animals*. Biology Series. Sidgwick & Jackson. Londres. 401 p.
- Grieshaber, M.K., I. Hardewig, U. Kreutzer, A. Schneider y S. Voelkel 1992. Hypoxia and sulfide tolerance in some marine invertebrates. *Proceedings of the German Zoological Society. (Verh Dtsch. Zool. Ges.)* 85(2):55-72.
- Guerrero-Galván, S.R., F. Páez-Osuna, A.C. Ruiz-Fernández y R. Espinoza-Angulo. 1998. Seasonal variation in the water quality and chlorophyll *a* of semi-intensive shrimp ponds in a subtropical environment. *Hydrobiologia*, 391:33-45.
- Guerrero, R.D. III, 1996. Aquaculture in the Philippines. *World Aquaculture*, 27(1):7-13.
- Haig, J. 1960. The Porcellanidae (Crustacea : Anomura) of the Eastern Pacific. *Allan Hancock Pacific Expeditions*, 24:1-440.
- Hansson, S. y L. G. Rudstam 1990. Eutrophication and Baltic fish communities. *Ambio* 19(3):123-125.
- Hartman, O. 1968. *Atlas of the errantiae polychaetous annelids from California*. Allan Hancock Foundation. U. of Southern California. Los Angeles. 828 pp.
- Hendrickx, M.E. 1984. Studies of the coastal marine fauna of southern Sinaloa, Mexico II. The decapod crustaceans of Estero El Verde. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 11(1):23-48.
- Hendrickx, M.E. 1993. Crustaceos decápodos bentónicos del sur de Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 64(1):1-16.
- Hendrickx, M.E. 1995. Introducción. 1-7 pp. En: W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V. H. Niem. (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. 1. Plantas e Invertebrados*. FAO, Roma, Italia. 646 p.
- Hendrickx, M.E., F. Flores-Verdugo, A.M. van der Heiden y R. Briseño-Dueñas 1983. Fauna survey of the decapod crustaceans, reptiles and coastal birds of the Estero El Verde, Sinaloa, México,

- with some notes on their biology. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 10(1):187-194.
- Hendrickx, M. E. y M. A. Meda-Martínez. 2001. Fauna asociada en relación con la operación de estanques camarónicolas en sistemas lagunares. Pp. 57-74. En: Páez-Osuna F. (ed.). *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México-El Colegio de Sinaloa. Mazatlán, México.
- Hendrickx, M. E., J. Salgado-Barragán y M. A. Meda-Martínez. 1996. Abundance and diversity of macrofauna (fishes and decapod crustaceans) associated to culture ponds of *Penaeus vannamei*, Western Mexico. *Aquaculture*, 143:61-73.
- Hendrickx, M. E. y L. Sánchez-Osuna. 1983. Estudio de la fauna marina y costera del sur de Sinaloa. V. Contribución al conocimiento de los crustáceos planctónicos del Estero El Verde. *Revista de Biología Tropical*, 31(2):283-290.
- Hendrickx, M. E. y A.M. van der Heiden. 1983. Four species of Stomatopoda and Decapoda Brachyura new in the marine fauna of the Gulf of California. *Crustaceana*, 44(1):109-110.
- Hendrickx, M.E, A.M. van der Heiden y A. Toledano-Granados. 1984. Resultados de las campañas SIPCO (sur de Sinaloa, México), a bordo del B/O "El Puma". Hidrología y composición de las capturas efectuadas en los arrastres. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 11(1):107-122.
- Hendrickx, M. E., M.K. Wicksten y A.M. van der Heiden. 1983. Studies of the coastal marine fauna of Southern Sinaloa, Mexico. IV Report on the caridean crustaceans. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 96(1):67-78.
- Henry, D.P. y P.A. McLaughlin. 1975. The barnacles of the *Balanus amphitrite* complex (Cirripedia, Thoracica). *Zoologische Verhandelingen*, 141:1-254.
- Heredia Ochoa, L.G., J.H. Mexia y L. Hernández. 1988. Estudio de la contaminación por plaguicidas en camarón *Penaeus* sp y en agua del estero de Urías, Mazatlán, Sin, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 63 p.
- Herrera-Silveira J.A. 1994. Phytoplankton productivity and submerged macrophyte biomass variation in a tropical coastal lagoon with groundwater discharge. *Vie Milieu*, 44(3-4):257-266.
- Hirono, Y. 1992. Current practices of water quality management in shrimp farming and their limitations. Pp. 157-165. En: Wyban J. (ed.). *Proceedings of the special session on shrimp farming*. World Aquaculture Society. Baton Rouge, Los Angeles, E.U.
- Holm-Hansen, O. y B. Riemann. 1978. Chlorophyll a determination: improvements in methodology. *Oikos*, 30:438-447.
- Honculada-Primavera J. 1995. Mangroves and brackishwater pond culture in Philippines. *Hidrobiologia*, 295:303-309.
- Hopkins J.S., P.A. Sandifer y C.L. Browdy. 1995. A review of water management regimes which abate the environmental impacts of shrimp farming. Pp. 157-166. En: Browdy, C.L. y J.S. Hopkins (eds.). *Swimming trough troubled water*. Proceedings of the special session on shrimp farming. Aquaculture '95. World Aquaculture Society, Baton rouge, Louisiana, E.U.
- Hubbard-Zamudio, W. 1983. Estudio de los crustáceos decápodos y moluscos en el Estero de Urías, puerto de Mazatlán, Sinaloa, en relación con la presencia del mangle. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Guadalajara. 83 p.
- Hynes, H.B.N. 1974. *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press. 202 p.

- Inclán R., R. 1989. Ecología de la epibiosis en las raíces inmersas de *Rhizophora mangle* en Bahía de la Ascensión, Quintana Roo, México. *Ciencias Marinas*, 15(1):1-20.
- INEGI, 1994. Mazatlán, Estado de Sinaloa. Cuaderno Estadístico Municipal, 1993. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Gobierno del Estado de Sinaloa y H. Ayuntamiento Constitucional de Mazatlán. 123 pp.
- Jackson, M. L. 1964. *Análisis químico de suelos*. Ed. Omega, Barcelona. 238 p.
- Jacobsen P. y L. Berglund. 1988. Persistence of oxytetracycline in sediments from fish farms. *Aquaculture*, 70:365-370.
- Jiang, J. X. y R. G. Li 1995. An ecological study on the Mollusca in mangrove areas in the estuary of the Jiulong River. *Hidrobiologia*, 295:213-220.
- Jones, D.A. 1984. Crabs of the mangal ecosystem. Pp. 89-109. En: Por F.D. y Dor, I. (eds.). *Hydrobiology of the Mangal*. W. Junk, The Hague.
- Judge, M.L. y S.F. Craig 1997. Positive flow dependence in the initial colonization of a fouling community: results from *in situ* water current manipulations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 210:209-222.
- Kaiser M.J., D. Brian-Edwards y B.E. Spencer. 1996. Infaunal community changes as a result of commercial clam cultivation and harvesting. *Aquatic Living Resources*. 9:57-63.
- Kaspar H.F., P.A. Gillespie, I.C. Boyer y A.L. MacKenzie. 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zeland. *Marine Biology*, 85:127-136.
- Keen, A. M. 1971. Sea shells of tropical West America: marine molluscks from Baja California to Peru. Stanford University Press. Stanford, California. 1064 p.
- Kensley B. y M. Schotte 1989. *Guide to the marine isopod crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press. Washington. 308 p.
- Kestemont, P. 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture*, 129:347-372.
- Kissil, G.W. 1996. Aquaculture in Israel. *World Aquaculture*, 27(1):25-30.
- Koch, V. y M. Wolff. 1996. The mangrove snail *Thais kioskiformis* Duclos: A case of life history adaptation to an extreme environment. *Journal of Shellfish Research*, 15:421-432.
- Kolar, C.S. y F.J. Rahel. 1993. Interaction of a biotic factor (predator presence) and an abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrate communities. *Oecologia*, 95(2):210-219.
- Kristensen, E., F.O. Andersen y L. H. Kofoed. 1988. Preliminary assessment of benthic community metabolism in a south-east Asian mangrove swamp. *Marine Ecology Progress Series*, 48:137-145.
- Kuenzler, E.J. 1961. Phosphorus budget of a mussel population. *Limnology and Oceanography*, 6(4):400-415.
- Laguna, J. E. 1987. *Euraphia eastropacencis* (Cirripedia: Chthamaloidea) a new species of barnacle from the tropical Eastern Pacific: Morphological and electrophoretic comparisons with *Euraphia rhizophorae* (de Oliveira) from the tropical Western Atlantic and molecular evolutionary implications. *Pacific Science*, 41(1-4):132-140.
- Laguna, J. E. 1990. Shore barnacles (Cirripedia: Thoracica) and a revision of their provincialism and transition zones in the Tropical Eastern Pacific. *Bulletin of Marine Science*, 46(2):406-424.

- Lacroix, D., J. Glude, J.E. Thomas y H. Le Menn. 1994. Lessons from four different strategies in the development of freshwater prawn culture (*Macrobrachium rosenbergii*) in America since 1977. *World Aquaculture*, 25(1):5-17.
- Lambert, C.C. y G. Lambert 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. *Marine Biology*, 130:675-688.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. Pp. 182-215. En: M. Wiley (ed.). *Estuarine Processes: Circulation sediments and transfer of material in Estuary*. Academic Press Inc. New York. 11.
- Larrouse. 1998. *Diccionario enciclopédico en color*. Ediciones Larrouse, S.A. Bogotá, Colombia, 1792 p.
- Leynaud G. 1979. Modificaciones del medio acuático por influencia de la polución. Pp. 1-26. En: Pesson, P. (ed.). *La contaminación de las aguas continentales. Incidencia sobre las biocenosis acuáticas*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Lin, J. 1990. Mud crab predation on ribbed mussels in salt marshes. *Marine Biology*, 107:103-109.
- Lin, J. 1991. Predator-prey interactions between blue crabs and ribbed mussels living in clumps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32(1):61-69.
- Loring, D.H. y R.T.T. Rantala. 1977. Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Fisheries and Marine Service. Technical Report 700*, 400 p.
- Lumb, C.M. 1989. Self-pollution by scottish salmon farms?. *Marine Pollution Bulletin* 20(8):375-379.
- Macintosh, D. J. 1988. The ecology and physiology of decapods of mangrove swamps. Pp. 315-341. Symp. Zool. Soc. Lond. 59. The Zoological Society of London.
- Magallón-Barajas, F.J. 1987 The Pacific shrimp fishery of Mexico. REP. CCOFL, 28: 43-52.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. University Press., Cambridge. 169 p
- Marmolejo R., C. and F. Páez-Osuna. 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Mytella strigata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 545-551.
- Mascaró, M. y R. Seed. 2000. Foraging behavior of *Carcinus maenas* (L.): Comparisons of size-selective predation on four species of bivalve prey. *Journal of Shellfish Research*, 19(1):283-291.
- McLusky, D. S. 1971. *Ecology of Estuaries*. Heinemann Education. Books Ltd., London. 144 p.
- Meda-Martínez, M.A. 1996. Colonización de *Mytella strigata* (Hanley, 1893) y fauna asociada en las estructuras de entrada de agua en granja camaronícola, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 119 p.
- Mee, L. D. 1988. A definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Revista de Biología Tropical*, 36(1):159-161.
- Miki, K y M. Sano 1990. Aquaculture in Japan. Aquaculture in Asia. 1990 APO Symposium on Aquaculture, Keelung (Taiwan), 5-13 Sep 1990
- Mohammad, M. BM. 1980. A Hydrobiological survey of a polluted canal. *Hydrobiologia*, 74(2):179-186.
- Montaño-Ley, Y y F. Páez-Osuna. 1990. Estudio preliminar del régimen hidráulico del puerto de Mazatlán, Sinaloa, México. *Geofísica Internacional*, 29(4):237-247.

- Naranjo, S. A., J. L. Carballo y J. C. García-Gómez. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series*, 144:119-131.
- Naranjo, S. A., J. L. Carballo y J. C. García-Gómez. 1997. Relaciones entre el medio abiótico y las comunidades bentónicas marinas. Una aproximación mediante técnicas multivariantes. Pp. 69-85. En: Jornadas de Medio Ambiente. Sesión de Biología y Medio Ambiente... Universidad de Cádiz. España.
- Nestlerode, J. y R.J. Díaz. 1998. Effects of periodic environmental hypoxia on predation of a tethered polychaete, *Glicera americana*. Implications for trophic dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 172:185-195.
- Newman, W.A. y A. Ross. 1976. Revision of the balanomorph barnacles; including a catalog of the species. *San Diego Society of Natural History Memoirs*. Memoir 9. 1-108.
- Nilsson, H.C. y R. Rosenberg. 1994. Hypoxic response of two marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 115:209-217.
- Nixon S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*, 41:199-219.
- Núñez-Pastén, A., R. Cortés-Altamirano, O.J. García Rodríguez y P. Piña Valdéz. 1995. Comparación del Zooplankton en dos estanques de cultivo semi-intensivo de camarón. *Revista Ciencias del Mar, U.A.S.*, 14: 7-9.
- Ochoa-Izaguirre M.J., J.L. Carballo y F. Páez-Osuna. 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Botanica marina*, 45(2):130-138.
- Officer, C.B., T.J. Smayda y R. Mann. 1982. Benthic filter feeding. A natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, 9(2):203-210.
- Orihuela, B., Díaz, H. Y J.E. Conde 1991. Mass mortality in a mangrove roots fouling community in a hypersaline tropical lagoon. *Biotrópica*, 23:592-601.
- Osburn R.C. 1950. Bryozoa of the Pacific Coast of America. Part 1. Cheilostomata-Anasca. Allan Hancock Pacific Expeditions, 14(1): 1-269.
- Osburn R.C. 1953. Bryozoa of the Pacific Coast of America. Part 3. Cyclostomata, Ctenostomata, Entoprocta, and Addenda. Allan Hancock Pacific Expeditions, 14(3):613-841.
- Osuna López, J.I., H.M. Zazueta-Padilla, A. Rodríguez-Higuera and F. Páez-Osuna. 1990. Trace metal concentrations in mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis*) from Tropical Lagoon Environments, México. *Marine Pollution Bulletin* 21(10): 486-488.
- Osuna-López, J.I., P. Ortega-Romero y F. Páez-Osuna. 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*, 12(1): 35-45.
- Páez-Osuna, F. 2001a. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution*, 112:229-231.
- Páez-Osuna, F. 2001b. Cap. 8. Eutroficación y camaronicultura. Pp. 159-173. En: Páez-Osuna, F. (ed.), Camaronicultura y medio ambiente. Universidad Nacional Autónoma de México-El Colegio de Sinaloa. Mazatlán, México.
- Páez-Osuna, F., H. Bojórquez-Leyva y J. Ruelas-Inzunza. 1999. Regional variations of heavy metal concentrations in tissues of barnacles from the subtropical Pacific coast of Mexico. *Environmental International*, 25(5): 647-654.

- Páez-Osuna, F., M. L. Fong-Lee y H. Fernández Pérez. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 11(1):257-264.
- Páez-Osuna, F. and C. Marmolejo-Rivas. 1990. Trace Metals in Tropical Coastal lagoon Bivalves, *Crassostrea corteziensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 538-544.
- Páez-Osuna, F., Y. Montañón-Ley y H. Bojórquez-Leyva. 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6:19-32.
- Páez-Osuna, F., S.R. Guerrero-Galván y A.C. Ruiz-Fernández. 1998a. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1):65-75.
- Páez-Osuna, F., S.R. Guerrero-Galván y A.C. Ruiz-Fernández. 1998b. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 38(7):585-592.
- Páez-Osuna, F., S.R. Guerrero-Galván, A.C. Ruiz-Fernández y R. Espinoza-Angulo. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 34(5):290-297.
- Páez-Osuna, F. y A.C. Ruiz-Fernández. 2001. Cap. 6. La calidad de agua en la camaronicultura. Pp. 101-134. En: Páez-Osuna, F. (ed.), Camaronicultura y medio ambiente. Universidad Nacional Autónoma de México-El Colegio de Sinaloa. Mazatlán, México.
- Páez-Osuna, F. y L. Tron-Mayén. 1995. Distribution of heavy metals in tissues of shrimp *Penaeus californiensis* from the Northwest coast of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 55:209-215.
- Páez-Osuna, F. y L. Tron-Mayén. 1996. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the Northwest coast of Mexico. *Environment International*, 22(4): pp. 443-450.
- Páez-Osuna, F., H.M. Zazueta-Padilla and J.I. Osuna-López. 1993. Biochemical composition of the oysters *Crassostrea iridescens* and *Crassostrea corteziensis* Hertlein in the Northwest coast of México: seasonal changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 170: 1-9.
- Páez-Osuna, F., H.M. Zazueta-Padilla, A. Rodríguez-Higuera y J.I. Osuna-López. 1991. Variación estacional de la composición química del ostión *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) en Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 18(2): 199-206.
- Palmer, M. W. 1993. Putting things in even order: the advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology* 74(8):2215-2230.
- Parsons, T. R., Y. Maita y C. M. Lalli. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Oxford, 173 p.
- Pastén-Miranda, N.M.A. 1983. Composición, abundancia y variación del fitoplancton del estero de Urías, Sinaloa, México (1980-1981). Tesis profesional. Escuela de Biología. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 70 p.
- Paul, R.K.G. 1981. Natural diet, feeding and predatory activity of the crabs *Callinectes arcuatus* and *C. toxotes* (Decapoda, Brachyura, Portunidae). *Marine ecology progress series*, 6(1):91-99.

- Perry, D.M. 1988. Effects of associated fauna on growth and productivity in the red mangrove. *Ecology*, 69:1064-1075.
- Phillips, M.J., C. Kwei-Lin y M.C.M. Beveridge. 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. Pp. 171-197. En: Pullin, R.S.V., H. Rosenthal y J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc. 31, 359 p.
- Piedrahita, R.H. 1994. Managing environmental impacts in aquaculture. *Bulletin of the National Research Institute of Aquaculture*, 1:13-20.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. John Wiley & Sons, New York. E.U. 165 p.
- Poli, C.R. 1983. Patrón de inmigración de postlarvas de *Penaeus* spp. (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) en la boca del Río Baluarte, Sinaloa, México. Tesis doctoral, UACPyP, CCH. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Powers, S.P. 1995. Effects of hypoxia on the vertical distribution and settlement of invertebrate larvae. 23 Benthic Ecology Meeting, New Brunswick, N.J. USA. 17-19 Mar. 1995.
- Pritchard, D. 1967. Observations of circulation in coastal plain estuaries. Pp. 37-74. En: G. Lauff (ed.). *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science. Publ. No. 83, Washington, D. C.
- Qingyin W., C Yang y J. Yu. 1995. The shrimp farming industry in China: fast development, present status and perspectives on the future. Pp. 1-12. En: Browdy, C.L. y J.S. Hopkins (eds.). *Swimming through troubled water, Proceedings of the special session on shrimp farming, Aquaculture '95*. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, U.S.A.
- Quintana-Molina, J. 1974?. Algunos aspectos de la epibiosis en las raíces del mangle *Rhizophora mangle* de la laguna La Restinga. Reporte de Investigación 3. D.C.B.S. Universidad Autónoma Metropolitana. 25 p.
- Ragnarsson, S.A. y D. Raffaelli 1999. Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 241(1): 31-43.
- Radziejewska, T. e I. Drzycimski. 1989. Dynamics of meiobenthic communities in a eutrophic and polluted estuary. *Limnologica*, 20:83-88.
- Ragnarsson, S.Á. y D. Raffaelli. 1999. Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 241(1):31-43.
- Rajendran N. y K. Kathiresan. 1996. Effect of effluent from a shrimp pond on shoot biomass of mangrove seedlings. *Aquaculture Research*, 27:745-747.
- Rathbun, M.J. 1930. The Cancroid crabs of America of the families Euryalidae, Portunidae, Atelecyclidae, Cancridae and Xanthidae. *U.S. National Museum Bulletin*, 152.
- Relevante N. y M. Gilmartin. 1978. Characteristics of the microplankton and nanoplankton communities of an Australian coastal plain estuary. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 29:9-18.
- Reyes, R. Y N.H. Campos. 1992. Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betín*, 21:101-116.
- Richmond, C.E. y S.A. Woodin. 1996. Short-term fluctuations in salinity: Effects on planktonic invertebrate larvae. *Marine Ecology Progress Series*, 133 (1-3):167-177.

- Rioja, E. 1945. Estudios Anelidológicos XIII. Un nuevo género de serpúlido de agua salobre de México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México* 16:411-417.
- Ritz, D.A., M. E. Lewis y Ma. Shen. 1989. Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmon seacages. *Marine Biology* 103:211-214.
- Robertson, A.I. y P.A. Daniel. 1989. The influence of crabs on litter processing in high intertidal mangrove forests in tropical Australia. *Oecologia*, 78(2):191-198.
- Robertson, A.I. y M.J. Phillips. 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia*, 295:311-321.
- Robles-Jarero, E.G. 1985. Productividad primaria del fitoplancton y distribución temporo-espacial de pigmentos fotosintéticos (clorofila "a" y feopigmentos) en el Estero de Urias, durante un ciclo anual (septiembre 1982-agosto 1983). Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Guadalajara. 76 p.
- Robles Valencia, M.R. 1986. Determinación de los niveles de contaminación fecal y materia orgánica en el estero de Urias Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Guadalajara. 130 p.
- Rodríguez de la Cruz, M.C. 1981. Aspectos pesqueros del camarón de alta mar en el Pacífico Mexicano. *Ciencia Pesquera*, 1(2):1-19.
- Rogers, K.H., P.F. Breen y A.J. Chick. 1991. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. *Research Journal WPCF*, 63:934-941.
- Rosenberg, R. 1977. Benthic macrofaunal dynamics, production, and dispersion in an oxygen-deficient estuary of West Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 26:107-133.
- Rosenberg, R., R. Elmgren, S.I. Fleischer, P. Jonsson y H. Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, 19(3):102-108.
- Ruelas-Inzunza, J. and F. Páez-Osuna. 1998. Barnacles as biomonitors of heavy metal pollution in the coastal waters Mazatlan Harbor (Mexico). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(5): 608-615.
- Ruelas-Inzunza, J. and F. Páez-Osuna. 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (southeast Gulf of California). *Environmental Pollution*, 107(3):437-444.
- Rutt, G.P., T.D. Pickering y N.R. M. Reynolds. 1992. The impact of livestock-farming on Welsh streams: the development and testing of a rapid biological method for use in the assessment and control of organic pollution from farms. *Environmental Pollution*, 81:217-228.
- Rützler, K. 1969. The mangrove community, aspects of its structure, faunistics and ecology. Pp. 515-536. En: Ayala-Castañares, A. y F.B. Phleger (eds.) *Lagunas costeras. Un simposio. Memorias del Simposio Internacional Lagunas Costeras*. UNAM-UNESCO. México. 686 p.
- Rützler, K. 1995. Low-tide exposure of sponges in a Caribbean mangrove community. *Marine Ecology*, 16(2):165-179.
- Salazar-Vallejo, S.I. 1985. Contribución al conocimiento de los poliquetos (Annelida: Polychaeta) de Bahía Concepción, Baja California Sur. México. Tesis de Maestría. CICESE. 311 p.

- Salgado-Barragán J. y M.E. Hendrickx 1996. Decapod crustaceans from the Pacific coasts of Mexico, including new records and taxonomic remarks. *Revista de Biología Tropical* 44(3)/45 (1):680-683.
- Salgado-Barragán J. y M.E. Hendrickx 2001. Panopeid crabs (Crustacea: Brachyura: Panopeidae) associated with prop roots of *Rhizophora mangle* L. in a tropical coastal lagoon of the SE Gulf of California, Mexico. Pp. 00-00 En: Escobar-Briones E. y F. Alvarez (eds.). *Modern approaches to the study of Crustacea*. Kluwer Academic. (en prensa)
- Sánchez-Santillán N. y G. de la Lanza 1994. Aspectos climáticos en una laguna costera (Ejemplo de caso: Laguna de Huizache y Caimanero). Pp... .En: de la Lanza, G. y C. Cáceres-Martínez C. (eds.). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma del Baja California Sur. 525 p.
- SCOR-UNESCO. 1966. *Determinación de pigmentos fotosintéticos en agua de mar*. SCOR-UNESCO Working group 17: Monographs on Oceanographic Methodology, 1:1- 69 p.
- Seed, R., 1996. Patterns of biodiversity in the micro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(1):203-210.
- Segovia-Zavala, J.A., F. Delgadillo-Hinojosa y S. Alvarez-Borrego. 1998. Cadmium in the coastal upwelling area adjacent to the California-Mexico border. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46(4):475-481.
- SEMARNAP 1997. Anuario Estadístico de Pesca 1997. México. 241 p.
- Schreck, C.B. 1990. Physiological, behavioral, and performance indicators of stress. Pp. 29-37. En: Adams S.M. (ed.). *Biological indicators of stress in fish*. American Fisheries Symposium. 8, 191 p.
- Schoettler, U. y M. Grieshaber. 1988. Adaptation of the polychaete worm *Scoloplos armiger* to hypoxic conditions. *Marine Biology*. 99(2):215-222.
- Shetty H.P.C. y G.P. Satyanarayana-Rao. 1996. Aquaculture in India. *World Aquaculture* 27(1):20-24.
- Shireman, J.V. y C.E. Cichra. 1994. Evaluation of aquaculture effluents. *Aquaculture*, 123(1-2):55-68.
- Shpigel, M., A. Neori, d.M. Popper y H. Gordin 1993. A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture*, 117:115-128.
- Shumway, S.E. 1983. Oxygen consumption and salinity tolerance in four Brazilian crabs. *Crustaceana*, 44(1):76-82.
- Sibaja, W.G. 1985. Dimensiones de la concha del mejillón *Mytella strigata* Hanley (Bivalvia: Mytilidae) de la playa de Lepanto, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33(1):59-60.
- Silvert, W. 1992. Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107:67-79.
- Simenstad, C.A. y K.L. Fresh. 1995. Influence of intertidal aquaculture on benthic communities in Pacific Northwest estuaries: Scales of disturbance. *Estuaries*, 8(1A):43-70.
- Smith III, T.J, K.G. Boto, S.D.Frusher y R.L. Giddins. 1991. Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing bye crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33:419-432.

- Smith, V.H., G.D. Tilman y J.C. Nekola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100:179-196.
- Snedaker, S.C., J.C. Dickinson III, M.S. Brown y E.J. Lahmann 1988. Ubicación de piscinas camaroneras y alternativas de manejo en ecosistemas de manglares en el Ecuador. Proyecto de Manejo de Recursos Pesqueros. Ministerio de Energía y Minas de Ecuador. Rhode Island University y Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos.
- Soto-Jimenez, M. y F. Páez-Osuna. 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and Geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66:350-356.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 15:353-391.
- Stickney, R.R. 1996a. Fish production and distribution in the United States. 1-Government Initiatives. *World Aquaculture*, 27(1):31-41.
- Stickney, R.R. 1996b. Fish production and distribution in the United States, part 3. Trout distribution begins. *World Aquaculture*, 27(3):33-40.
- Stickney, R.R. 1996c. Fish production and distribution in the United States, part 4. Rainbow and cutthroat trout to 1900. *World Aquaculture*. 27(4):62-66.
- Stuardo, J. y A. Martínez 1975. Relaciones entre algunos factores ecológicos y la biología de poblaciones de *Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951 de San Blas, Nayarit, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 2(1):89-130.
- Stuardo J. y M. Villarreal. 1976. Aspectos ecológicos y distribución de los moluscos en las lagunas costeras de Guerrero, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 3(1):65-92.
- Sutherland, J.P. 1980. Dynamics of the epibenthic community on roots of the mangrove *Rhizophora mangle*, at Bahía de Buche, Venezuela. *Marine Biology*, 58:75-84.
- Szefer, P, J. Geldon, F. Páez-Osuna, A.A. Ali, A.C. Ruiz-Fernández and S.R. Guerrero-Galván. 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan Harbor, mangrove lagoon of the Northwest coast of Mexico. *Environment International*. 24(3): 359-374.
- Tam, N.F.Y. y Y.S. Wong. 1994. Mangrove soils as sinks for wastewater borne pollutants. *Hydrobiologia*, 295(1-3):231-241.
- Tam, N.F.Y., Y.S. Wong, C.Y. Lan y L. N. Wang. 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 226:1-18.
- Ten Hove H.A. 1979. Different causes of mass occurrence in serpulids. 11. En: ten Hove, H. A., Larwood, G. y Rosen, B. R. (eds.). *Biology and systematics of colonial organisms*. Syst. Assoc. Spec. 281 p.
- Ten Hove H.A. y J.C.A. Weerdenburg 1978. A generic revision of the brackish-water serpulid *Ficopomatus* Southern 1921 (Polychaeta: Serpulinae), including *Mercierella* Fauvel 1923, *Sphaeropomatus* Treadwell 1934, *Merciellopsis* Rioja 1945 and *Neopomatus* Pillai 1960. *Biological Bulletin*, 154:96-120.
- Ter Braak, C.J.F. 1988. Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structure correlations and weights. *Psychometrika*, 55(3):519-531.

- Torrissen, O.J., J.C. Holm, G. Naevdal y T. Hansen. 1995. Aquaculture in Norway. *World Aquaculture*, 26(3):10-20.
- Tsuchiya, M. 1983. Mass mortality in a population of the mussel *Mytilus edulis* L. caused by high temperature on rocky shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 66:101-111.
- Uchida, R. N. 1972. Review of recent progress in coastal aquaculture in the United States. Pp. 84-108. En: Pillay T.V.R. (ed.) *Coastal aquaculture in the Indo-Pacific Region*. Londres. Fishing News, Ltd.
- UNESCO. 1985. The International System of Units (SI) in Oceanography. UNESCO Technical papers No. 45.
- van der Heiden, A.M: y M.E. Hendrickx. 1979. Inventario de la fauna marina y costera del sur de Sinaloa, México (List of the marine and coastal fauna of southern Sinaloa, Mexico). Estación Mazatlán, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 71 p.
- Van Name W.G. 1945. The North and South American ascidians. *Bulletin of the U.S. Museum of Natural History*, 84:1-476.
- Vattakeril, S.A., y A. P. Diwan. 1991. Community structure of benthic macro-invertebrates and their utility as indicators of pollution in river Kshipra, India. *Pollution Research*, 10(1):1-11.
- Villalba-Loera A. 1986. Descripción general del estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Revista Ciencias del Mar*, 8:32-37
- Villarreal, G. 1995. Impacto Ambiental de un cultivo de ostión (*Crassostrea gigas*) en la ecología bentónica de una laguna costera. Cap. 11 En: González Farías F. y J. de la Rosa Vélez (eds.). *Temas de oceanografía biológica en México*. Vol. II. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B. C., México pp. 261-284.
- Wada, K.T. 1993. Bivalve broodstock developments in Japan. *World Aquaculture*, 24(3):54-57.
- Wang, W.X. y J. Widdows 1993. Calorimetric studies on the energy of an infaunal bivalve, *Abra tenuis*, under normoxia, hypoxia and anoxia. *Marine Biology*, 116(1):73-79.
- 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*, 92:221-231.
- Wildish D. y D. Kristmanson. 1997. *Benthic suspension feeders and flow*. Cambridge University Press. (NY), E.U.A. 409p.
- Yáñez-Arancibia, A. 1978a. Patrones ecológicos y variación cíclica de la estructura trófica de las comunidades neotónicas en lagunas costeras del Pacífico de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 5:287-306.
- Yáñez-Arancibia, A. 1978b. Taxonomía, Ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*, Publ. Esp. 2:1-306.
- Ye, L.X., D.A. Ritz, G.E. Fenton y M.E. Lewis. 1991. Tracing the influence on sediments of organic waste from a salmonid farm using stable isotope analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 145:161-174.
- Young, P. S. y A. Ross. 2000. Cirripedia. Pp. 213-238. En: J. Llorente, E. González-Soriano & N. Pavero, eds., Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una síntesis de su conocimiento, Vol. II. Universidad Nacional Autónoma de México. 676 pp.

Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

203

203

203

203

ANEXO

ANEXO

Listado de las capturas de organismos asociados a raíces de mangle en las seis estaciones de muestreo, considerando dos raíces por cada unidad de captura. En cada página se presenta la captura correspondiente a una colecta trimestral e incluye la fecha de captura, las seis estaciones de muestreo (en la primera fecha solo se obtuvieron muestras en cinco estaciones), el peso total de las raíces (g), el área externa total de las ramas de las dos raíces (cm²), el peso de la madera desprovista de organismos, sedimento y otras adherencias (g), el peso del lodo y otras adherencias sin incluir organismos (g), el peso total o biomasa de los organismos presentes en las raíces (g) y el porcentaje que representa esta biomasa contra el peso total de la unidad de captura. En una segunda parte se presenta el listado de especies presentes en esa fecha y su densidad en organismos por metro cuadrado. En tercer lugar se presenta el número total de especies y organismos por unidad de muestreo, su valores de riqueza de Margalef y la densidad total.

3/MAY/93	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES
PESO TOTAL (g)	4360	2390	4710	4185	3515
AREA DE RAIZ (cm ²)	1563.3	2212.7	1229.6	2134	1555
RAIZ (g)	801.5	1473	680	1165	775
LODO (g)	190	73.8	1495	460	911
BIOMASA (g)	3369	845	2535	2560	1829
BIOM/PESO TOTAL (%)	77	35	54	61	52
<i>Mytella strigata</i>	2629	904	7962	7446	5685
<i>Crassostrea columbiensis</i>	499	764	81	530	161
<i>Petricola exarata</i>	64	0	0	0	0
<i>Littoraria aberrans</i>	0	0	16	14	0
<i>Cymatium gibbosum</i>	19	9	0	0	0
<i>Modulus catenulatus</i>	0	5	0	0	0
<i>Crepidula striolata</i>	19	0	0	0	0
<i>Crepidula</i> sp	13	0	0	0	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	6	0	8	19	6
<i>Balanus eburneus</i>	825	307	252	173	714
<i>Balanus</i> sp 2	0	0	0	5	0
<i>Balanus inexpectatus</i>	24378	881	138	225	122
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	6	0	0	9	0
<i>Loxothylacus</i> sp	13	0	0	9	0
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	640	86	146	483	347
<i>Panopeus purpureus</i>	6	0	0	0	0
<i>Panopeus chilensis</i>	32	0	0	5	0
<i>Panopeus aff. gatunensis</i>	6	0	0	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	51	0	0	9	0
<i>Hexapanopeus beebei</i>	0	0	0	5	0
<i>Goniopsis pulchra</i>	0	0	8	0	0
<i>Aratus pisonii</i>	0	0	8	0	13
<i>Petrolisthes cf. armatus</i>	358	9	0	0	6
<i>Petrolisthes lindae</i>	211	0	8	33	13
<i>Petrolisthes robsonae</i>	1631	86	163	436	322
<i>Petrolisthes "hibridos"</i>	26	23	0	9	0
<i>Petrolisthes</i> sp (s/quelas)	154	0	0	66	51
<i>Clibanarius panamensis</i>	0	14	0	0	0
<i>Isopoda Bopyridae</i>	32	0	0	84	0
<i>Amphipoda</i>	13	0	0	0	6
<i>Neanthes succinea</i>	6	23	8	136	116
<i>Sabella</i> sp	0	0	0	0	174
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	6	0	16	14	225
<i>Ascidia ceratodes</i>	6	23	33	5	64
<i>Styela canopus</i>	109	1157	65	0	952
<i>Porifera</i>	64	0	0	0	13
<i>Anthozoa</i>	179	5	0	28	45
No. DE ESPECIES	29	15	15	22	19
No. de ORGANISMOS	5003	950	1096	2079	1405
RIQ DE SP (MARGALEF)	3.3	2.0	2.0	2.7	2.5
ORGANISMOS/m ²	32003	4293	8913	9742	9035

19/JUL/93	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL (g)	3435	2717	4015	5500	4925	1920
AREA DE RAIZ (cm ²)	1412.86	1830.17	1757.87443	2197.3	2421.9	2629
RAIZ (g)	1035	1471	1310	1550	1395	1460
LODO (g)	360	316.1	855	1415	1660	185
BIOMASA	2040	929.9	1850	2546	1860.4	275
BIOM/PESO TOTAL (%)	59	34	46	46	38	14
<i>Mytella strigata</i>	5372	2054	3726	5834	1883	498
<i>Crassostrea columbiensis</i>	644	612	216	601	248	30
<i>Petricola exarata</i>	212	0	17	0	8	8
<i>Crepidula striolata</i>	7	0	0	0	17	0
<i>Crepidula uncata</i>	0	0	0	0	4	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	14	5	17	5	0	0
<i>Balanus eburneus</i>	326	131	273	27	178	4
<i>Balanus inexpectatus</i>	3327	1546	159	291	248	0
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	113	0	0	0	4	0
<i>Loxothylacus</i> sp	14	0	0	0	0	0
<i>Hexapanopeus beebei</i>	0	0	0	0	0	4
<i>Panopeus chilensis</i>	7	0	0	0	0	0
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	234	131	91	105	186	8
<i>Panopeus purpureus</i>	14	5	0	0	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	21	11	34	14	8	4
<i>Goniopsis pulchra</i>	0	0	17	9	4	0
<i>Aratus pisonii</i>	7	0	6	0	0	0
<i>Callinectes arcuatus</i>	0	0	6	5	8	4
<i>Petrolisthes armatus</i>	170	0	0	36	4	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	248	60	28	55	37	0
<i>Petrolisthes robsonae</i>	2881	770	427	774	628	15
<i>Petrolisthes "hibridos"</i>	78	0	6	14	12	0
<i>Petrolisthes</i> sp. (s/quelas)	262	27	28	73	50	0
<i>Synalpheus</i> sp.	0	0	0	5	0	0
Isopoda Flabelligera	14	38	0	0	0	0
Amphipoda	21	0	0	0	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	71	11	40	32	29	4
<i>Polydora</i> sp.	149	0	0	0	33	0
<i>Sabellidae</i> gen. spec.	7	339	6	0	21	0
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	0	0	46	0	239	365
<i>Ascidia ceratodes</i>	0	137	34	0	4	0
<i>Styela canopus</i>	14	514	46	0	140	0
Porifera	28	5	0	5	12	11
Anthozoa	998	328	154	0	0	4
No. DE ESPECIES	27	18	21	17	24	13
No. de ORGANISMOS	2155	1231	945	1732	970	252
RIQ DE SP (MARGALEF)	3.4	2.4	2.9	2.1	3.3	2.2
ORGANISMOS/m ²	15253	6726	5376	7882	4005	959

18/NOV-2/DIC / 93	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL	3300	2510	2775	3445	4850	2775
AREA DE RAIZ (cm ²)	2132.3	1995.6	2280.8	2819	2881.5	2160
RAÍZ (g)	1275	1240	2075	1655	1020	1290
LODO (g)	355	99	250	300	1250	875
BIOMASA	1670	1171	450	1490	2580	610
BIOM/PESO TOTAL (%)	51	47	16	43	53	22
<i>Mytella strigata</i>	2753	15980	4332	5211	14229	3694
<i>Crassostrea columbiensis</i>	755	2130	206	1295	312	93
<i>Littoraria aberrans</i>	5	0	4	0	0	0
<i>Petricola exarata</i>	28	5	0	4	0	9
<i>Crepidula</i> sp.	0	5	0	0	0	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	0	15	4	0	3	0
<i>Balanus eburneus</i>	56	326	57	213	167	46
<i>Balanus</i> sp 2	0	0	0	14	0	0
<i>Balanus inexpectatus</i>	1154	1102	39	248	132	5
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	0	180	0	18	59	5
<i>Loxothylacus</i> sp.	0	0	0	4	0	0
<i>Hexapanopeus beebei</i>	0	0	0	0	0	5
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	113	70	31	117	24	14
<i>Panopeus purpureus</i>	5	0	0	0	0	0
<i>Panopeus chilensis</i>	5	0	0	4	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	0	0	4	21	7	5
<i>Goniopsis pulchra</i>	14	5	0	0	0	0
<i>Aratus pisonii</i>	14	10	4	25	0	0
<i>Callinectes arcuatus</i>	0	0	0	4	0	19
<i>Petrolisthes armatus</i>	23	0	0	0	0	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	9	30	0	4	7	0
<i>Petrolisthes robsonae</i>	694	877	83	674	222	310
<i>Petrolisthes</i> "hibridos"	0	5	0	0	0	0
<i>Petrolisthes</i> sp. (s/quelas)	980	356	88	0	156	181
Isopoda <i>Flabelligera</i>	14	75	0	0	0	0
Isopoda <i>Cassidinidae</i>	5	0	4	0	0	0
Amphipoda, <i>Caprellidae</i>	0	20	0	0	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	19	10	4	11	0	0
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	164	85	31	46	1541	11435
Anthozoa	33	0	0	4	0	0
No. DE ESPECIES	20	19	14	18	12	13
No. de ORGANISMOS	1459	4248	1116	2231	4858	3417
RIQ DE SP (MARGALEF)	2.6	2.2	1.9	2.2	1.3	1.5
ORGANISMOS/m ²	6842	21287	4893	7914	16859	15819

24/FEB/94	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL (g)	5400	3660	3390	2857	4595	2940
AREA DE RAIZ (cm ²)	2270.4	1266.37	1899	810.9	1532.5	1149
RAIZ (g)	1325	775	1090	512	885	505
LODO (g)	655	660	505	430	1300	955
BIOMASA (g)	3420	2375	1755	1915	2410	1480
BIOM/PESO TOTAL (%)	63	65	52	67	52	50
<i>Mytella strigata</i>	12553	11592	10079	9915	13788	12759
<i>Crassostrea columbiensis</i>	625	2669	1453	2368	985	244
<i>Littoraria aberrans</i>	0	0	0	0	13	0
<i>Petricola exarata</i>	92	8	0	0	0	0
<i>Melampus</i> sp	0	0	0	0	7	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	9	24	5	62	39	0
<i>Balanus eburneus</i>	1039	1248	495	1763	405	70
<i>Balanus inexpectatus</i>	2621	4312	337	7338	183	0
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	97	16	58	99	52	0
<i>Loxothylacus</i> sp	0	0	0	12	0	0
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	106	229	111	345	72	70
<i>Panopeus purpureus</i>	4	0	0	0	0	9
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	13	142	21	185	20	26
<i>Goniopsis pulchra</i>	0	8	0	0	0	9
<i>Aratus pisonii</i>	4	39	5	49	7	0
<i>Petrolisthes armatus</i>	4	111	0	74	13	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	220	63	37	284	228	52
<i>Petrolisthes robsonae</i>	1727	592	237	1369	1168	566
<i>Petrolisthes "hibridos"</i>	101	0	16	12	13	0
<i>Petrolisthes</i> sp (s/quelas)	1845	1556	427	641	535	252
<i>Neanthes succinea</i>	9	24	0	0	65	0
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	233	1824	411	25	607	13490
Porifera.	9	0	0	0	20	0
No. DE ESPECIES	19	17	14	16	19	11
No. de ORGANISMOS	4839	3097	2600	1990	2793	3165
RIQ DE SP (MARGALEF)	1.8	2.0	1.7	2.0	1.4	1.4
ORGANISMOS/m ²	21313	24456	13691	24541	18225	27546

25/MAY/94	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL	5350	2175	1585	2110	3255	2070
AREA DE RAIZ (cm ²)	2045.6	1144.6	1523.5	1329.5	2068	1464
RAIZ (g)	1195	660	1115	750	1275	815
LODO (g)	955	370	75	245	475	415
BIOMASA	3200	1145	395	1115	1505	840
BIOM/PESO TOTAL (%)	60	53	25	53	46	41
<i>Mytella strigata</i>	3559	5757	1241	1632	3269	5635
<i>Crassostrea columbiensis</i>	636	1424	525	1429	571	143
<i>Petricola exarata</i>	54	0	7	0	0	0
<i>Littoraria aberrans</i>	0	0	0	8	0	0
<i>Melampus</i> sp.	0	0	7	0	0	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	396	26	46	38	82	14
<i>Balanus eburneus</i>	645	620	33	181	237	61
<i>Balanus</i> sp.	5	0	0	0	0	0
<i>Balanus inexpectatus</i>	5138	2202	59	2354	309	0
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	68	35	0	23	24	61
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	73	96	13	75	29	14
<i>Panopeus purpureus</i>	10	0	0	0	0	0
<i>Panopeus chilensis</i>	0	9	0	0	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	34	0	13	0	39	0
<i>Panopeus</i> sp. 1	5	0	0	0	0	0
<i>Aratus pisonii</i>	0	0	0	8	0	0
<i>Callinectes</i> juvenil	0	0	0	0	0	7
<i>Petrolisthes armatus</i>	396	0	0	0	5	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	288	61	0	0	53	0
<i>Petrolisthes robsonae</i>	1349	970	171	128	546	137
<i>Petrolisthes</i> "hibridos"	39	0	0	0	73	14
<i>Petrolisthes</i> sp. (s/quelas)	1701	166	79	0	213	0
Isopoda Bopyridae	5	0	0	0	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	20	0	7	8	0	0
<i>Polydora</i> sp	5	0	7	0	0	0
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	78	0	0	68	638	287
<i>Ascidia ceratodes</i>	20	0	0	0	0	0
Porifera.	24	26	0	8	0	20
Anthozoa	29	0	0	0	0	0
Bryozoa	29	44	0	0	0	0
No. DE ESPECIES	25	13	13	13	14	11
No. de ORGANISMOS	2990	1309	336	792	1259	936
RIQ DE SP (MARGALEF)	2.4	3.1	1.9	0.9	1.3	1.2
ORGANISMOS/m ²	14617	11436	2205	5957	6088	6393

30/ NOV/94	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL	2020.0	3175.0	1845.0	3815.0	1875.0	950.0
AREA DE RAIZ (cm ²)	2931.8	1643.7	1917.3	2025.5	1349.6	1529.6
RAIZ (g)	1280.0	980.0	1020.0	1015.0	680.0	910.0
LODO (g)	48.0	655.0	207.0	745.0	405.0	0.0
BIOMASA	692.0	1540.0	618.0	2055.0	790.0	40.0
BIOM/PESO TOTAL (%)	34.3	48.5	33.5	53.9	42.1	4.2
<i>Mytella strigata</i>	785	2610	2003	8773	2727	20
<i>Crassostrea columbiensis</i>	392	566	271	834	452	72
<i>Littoraria aberrans</i>	0	0	0	20	0	0
<i>Melampus</i> sp.	0	0	0	0	15	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	55	6	10	39	7	288
<i>Balanus eburneus</i>	27	852	162	15	104	59
<i>Balanus inexpectatus</i>	194	402	26	20	37	85
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	0	30	0	5	0	7
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	17	85	21	74	89	0
<i>Panopeus purpureus</i>	0	6	0	5	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	0	91	0	0	30	0
<i>Goniopsis pulchra</i>	3	0	0	0	0	0
<i>Aratus pisonii</i>	20	0	5	5	7	0
<i>Callinectes arcuatus</i>	0	0	0	0	7	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	0	0	5	0	15	0
<i>Petrolisthes robsonae</i>	38	548	151	193	348	0
<i>Petrolisthes</i> sp. (s/quelas)	0	0	10	0	0	0
<i>Isopoda Flabelligera</i>	3	0	0	0	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	0	24	42	69	104	0
<i>Polydora</i> sp.	0	0	0	5	7	7
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	17	37	47	252	178	118
<i>Ascidia ceratodes</i>	0	6	0	0	0	0
<i>Styela canopus</i>	0	0	0	10	0	0
Porifera.	3	0	0	0	30	0
Anthozoa	24	0	0	5	0	0
Bryozoa	3	0	0	0	0	0
No. DE ESPECIES	14	13	12	16	16	8
No. de ORGANISMOS	464	865	528	2091	561	100
RIQ DE SP (MARGALEF)	4.0	3.2	3.3	3.4	3.7	3.1
ORGANISMOS/m ²	3070	10009	5422	20747	8142	1303

24/FEB/95	CAIMAN	SIRENA	BARRON	TAPO	CONFITES	HUIZACHES
PESO TOTAL (g)	3160	5035	7040	5390	4500	3925
AREA DE RAIZ (cm ²)	1791.55	1400.9	2249.2	2535	746.5	2087.8
RAIZ (g)	1030	910	1165	1636	400	1195
LODO (g)	850	1120	1800	909	1180	1450
BIOMASA	1327	1920	3646	2860	2888	1250
BIOM/PESO TOTAL (%)	42	38	52	53	64	32
<i>Mytella strigata</i>	4354	5932	8359	3826	12605	3429
<i>Crassostrea columbiensis</i>	151	635	200	296	563	48
<i>Petricola exarata</i>	0	0	0	0	0	10
<i>Crepidula</i> sp.	0	7	0	0	0	10
<i>Thais kioskiformis</i>	11	0	0	0	0	0
<i>Microeuraphia eastropacensis</i>	56	14	58	189	80	10
<i>Balanus eburneus</i>	318	421	222	99	2210	268
<i>Chtamalus cf. fissus</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Balanus inexpectatus</i>	519	421	49	126	335	172
<i>Fistulobalanus suturaltus</i>	17	14	4	36	121	5
<i>Loxothylacus</i> sp.	6	0	0	0	0	0
<i>Panopeus mirafloresensis</i>	78	221	111	130	455	57
<i>Panopeus purpureus</i>	0	7	0	0	0	0
<i>Panopeus chilensis</i>	6	7	4	0	0	0
<i>Eurypanopeus canalensis</i>	11	36	4	4	0	19
<i>Goniopsis pulchra</i>	0	7	0	4	0	0
<i>Aratus pisonii</i>	17	7	9	8	40	5
<i>Clibanarius panamensis</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Petrolisthes armatus</i>	73	43	0	0	0	0
<i>Petrolisthes lindae</i>	22	64	22	0	147	0
<i>Petrolisthes robsonae</i>	541	1035	320	158	2398	182
<i>Petrolisthes</i> "híbridos"	0	0	4	0	0	0
<i>Petrolisthes</i> sp. (s/quelas)	274	178	44	39	80	72
<i>Paracerceis sculpta</i>	22	0	0	0	0	29
Isopoda Bopyridae	11	21	13	4	0	0
<i>Neanthes succinea</i>	39	128	462	217	228	129
Nereididae gen spec.	0	0	0	0	0	5
<i>Polydora</i> sp.	0	0	4	0	27	0
<i>Ficopomatus miamiensis</i>	0	107	27	0	1085	9579
<i>Ascidia ceratodes</i>	6	0	0	0	67	10
<i>Styela canopus</i>	0	7	13	0	174	24
Porifera	6	7	0	0	54	5
Anthozoa	112	93	0	201	228	0
Bryozoa	56	107	0	39	536	0
No. DE ESPECIES	23	24	19	18	19	20
No. de ORGANISMOS	1201	1334	2234	1365	1602	2938
RIQ DE SP (MARGALEF)	3.1	3.2	2.3	2.4	2.6	2.5
ORGANISMOS/m ²	14285	19398	19431	12489	56053	28370

